



République Algérienne Démocratique Et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieure et de La Recherche Scientifique



Université Abou Bakr Belkaid Tlemcen
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers
Département Des Sciences d'Agronomie et des Forêts

THESE

Présentée par :

Melle BELHOUCINE Latifa

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en
Sciences Forestières

Thème

Les champignons associés au *Platypus cylindrus* Fab. (Coleoptera, Curculionidae, Platypodinae) dans un jeune peuplement de chêne-liège de la forêt de M'Sila (Oran, nord-ouest d'Algérie) :

Etude particulière de la biologie et l'épidémiologie de l'insecte

Devant le jury composé de:

Président : Pr. Letreuch- Belarouci N.

Université de Tlemcen

Directeur de thèse : Pr. Bouhraoua T.R.

Université de Tlemcen

Co- Directeur de thèse : Pr. Pujade i-Villar J.

Université de Barcelone - Espagne

Examineur : Pr. Chakali G.

Université INA Alger

Examineur : Pr. Bellahcene M.

Université de Mostaganem

Examineur : Pr. Abdelwahid D.

Université de Tlemcen

Année 2012-2013

Que ce travail soit un témoignage de ma grande affection pour :

- *Mon très cher père ;*
- *Ma défunte mère ;*
- *Mes sœurs ;*
- *Mes frères ;*
- *Mes nièces et neveux ;*
- *Mes belles sœurs et beaux frères ;*
- *Mes amis.*

“It’s the journey that’s important, not the getting there” (John McLeod).

L'écriture de cette thèse a été un voyage fascinant plein d'expériences inoubliables. La rédaction d'une thèse est un long voyage, et évidemment pas possible sans le soutien de nombreuses personnes. J'ai été vraiment privilégiée pour commencer mon voyage dans le monde de la science avec de nombreuses personnes inspirantes. Il a été un grand plaisir à suivre leur enthousiasme et l'engagement profond de l'œuvre qu'ils aiment. Merci de me faire passer cette passion pour la science! Je tiens à exprimer mes sincères remerciements à vous tous qui ont contribué et soutenu cette étude de diverses manières.

La première personne que je tiens à remercier, mon directeur de thèse le Professeur Rachid Tarik Bouhraoua de l'université de Tlemcen. Je tiens à le remercier pour m'avoir fait découvrir le monde fascinant des insectes à ambrosia et les champignons associés, sa confiance sans fin à mes compétences, et tout son soutien et orientations dès le début de ma carrière scientifique. Il s'est toujours montré disponible et à l'écoute. Qu'il trouve ici l'expression de ma gratitude et mon profond respect.

Je suis également reconnaissante à mon Co-Directeur de Thèse le Professeur Juli Pujade i-Villar, de l'université de Barcelone de m'avoir ouvert les portes de son laboratoire, donné cette merveilleuse possibilité de plonger plus profondément dans le monde des insectes à ambrosia et la découverte du microscope électronique. Ses conseils et ses encouragements tout au long du processus de cette thèse m'ont été très utiles.

Je suis profondément reconnaissante à Mr le Professeur Noureddine Letreuch-Belarouci (Université de Tlemcen), pour l'honneur qu'il me fait en présidant le jury de ma thèse. Je suis particulièrement sensible et très honorée par la participation à mon jury de thèse du Professeur Gahdab Chakali (Institut National Agronomique El-Harrach, Alger), du Professeur Miloud Bellahcene (Université de Mostaganem) et Professeur Djamel Abdelwahid (Université de Tlemcen) pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail et d'avoir aimablement accepté de le juger.

Je tiens à remercier le Professeur A. Robert Samson (Centraalbureau voor Schimmelcultures Utrecht, The Netherlands : Applied and Industrial Mycology) qui m'a donné l'opportunité d'effectuer des stages dans son laboratoire en vue de l'identification moléculaire des champignons isolés dans la présente étude.

Je tiens à remercier les co-auteurs avec qui j'ai eu le plus grand plaisir de travailler: Martin Meyer (CBS, Utrecht The Netherlands), Jos Houbraken (CBS, Utrecht The Netherlands), Mohamed Jamal Harrak (Université Amsterdam, The Netherlands), Amador Viñolas (Université de Barcelone), Eva Prats (Université de Barcelone), Armando Equihua (Institut Protection des Plantes, Collège de la Graduation, Mexico), Belkhir Dahane (Université de Tlemcen),

Je ne pourrais jamais remercier assez M. Jamal Harrak pour l'aide inestimable et le soutien moral, pour l'intérêt particulier qu'il porte à ce travail, pour ses conseils et pour les références bibliographiques qu'il m'a aimablement octroyées. Qu'il trouve ici l'expression de ma gratitude.

Je remercie très sincèrement Palmira Ros-Farré pour sa bonne humeur et ses conseils lors de mes séjours à Barcelone et surtout pour m'avoir aidé avec les photographies au microscope électronique illustrant certains de mes travaux scientifiques.

Mes remerciements vont aussi au Professeur Bensalah M. Doyen et Professeur Mme Belarbi M. vice Doyen de la post- graduation de la Faculté des Sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre et de l'univers, université Tlemcen pour son soutien et Professeur Mme Abdellaoui K. pour la réalisation du traitement statistique utilisé dans la présente étude.

Je suis très reconnaissante au Laboratoire N° 31: Laboratoire de recherche « Gestion Conservatoire de l'eau, sol et forêts » -Tlemcen pour avoir mis à ma disposition tout les moyens et matériel nécessaires à la bonne marche de mes travaux de recherche.

Je ne saurais comment remercier Larbi Abderrahim, APF (Université de Tlemcen), pour son aide inestimable lors des sorties réalisées dans la forêt de M'Sila et sa patience au cours de la dissection du bois de chêne liège lors de l'étude de la biologie de l'insecte. Je tiens à lui témoigner de ma profonde reconnaissance.

Je remercie mon père et ma défunte mère pour leurs sacrifices et encouragements ainsi que mes frères et sœurs, beaux frères et belles sœurs, mes nièces et neveux particulièrement Hammouda.

Je tiens à exprimer ma gratitude à tous mes collègues du Labo 31- Foresterie, faculté des sciences, Université de Tlemcen. Aussi, je n'oublierais d'exprimer mes remerciements aux responsables et agents de la conservation de Boutlelis pour nous avoir facilité les sorties sur terrain et aux responsables et collègues de l'INFP Mansourah, Tlemcen en particulier Mr. Zoubir A.

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE	1
-----------------------	---

CHAPITRE I : CONSIDERATIONS GENERALES SUR LE CHENE-LIEGE

I.1. Présentation du genre <i>Quercus</i>	5
I.2. Le chêne-liège : <i>Quercus suber</i>	6
I.2.1. Position taxonomique	6
I.2.2. Répartition géographique	6
I.2.2.1. Dans le monde	6
I.2.2.2. Aire de répartition en Algérie	8
I.2.2.3. Aire de répartition dans l'Oranie	9
Les suberaies littorales	9
Les suberaies de montagnes	9
I.2.3. Principales caractéristiques botaniques	10
I.2.4. Ecologie du chêne-liège	14
I.2.5. Multiplication du chêne-liège	16
I.2.6. Techniques culturales	16
I.2.7. Les peuplements de chêne-liège	18
I.2.8. Le chêne-liège face aux incendies	18
I.2.9. Importance économique	19

CHAPITRE II : LES RELATIONS ENTRE LES INSECTES A AMBROSIA ET LEURS HÔTES

II.1. Interactions	24
II.1.1. Interactions insectes- champignons	25
II.1.1.1 Les insectes et les champignons ambrosia	25
1. Aspects évolutifs des associations	26
2. La composante mycologique de l'interaction	27
3. Mécanismes d'adaptation pour réussir la relation	28
4. Avantages de la symbiose	29
II.1.1.2 Relations avec d'autres champignons	30
II.1.1.3 Relations insecte arbre- hôte	31
II.1.1.4 Interactions plante hôte-insecte- champignons	32
II.1.1.5 Interactions champignons-champignons	33
II.2. Incidence de la mondialisation et des changements environnementaux	34

CHAPITRE III : LE MILIEU D'ETUDE : LA FORET DOMANIALE DE M'SILA

III.1. Milieu physique	36
III.1.1. Localisation géographique	36
III.1.2. Orographie et Hydrographie	37
III.1.3. Géologie et Pédologie	38

III.1.4. Climat	39
III.1.4.1. Précipitations	39
1. Répartition annuelle des précipitations	39
2. Répartition mensuelle moyenne des précipitations	40
3. Régime saisonnier des précipitations	41
III.1.4.2. Les températures	41
1. Moyenne des minima du mois le plus froid « m »	41
2. Moyenne des maxima du mois le plus chaud « M »	42
3. Températures moyennes mensuelles et annuelles (T°C)	42
III.1.4.3. Synthèse climatique	43
1. Amplitude thermique extrême moyenne ou indice de continentalité	43
2. Indice de sécheresse estivale	43
3. Etage de végétation ou zonation altitudinale	44
4. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussien	44
5. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger	45
III.2. Autres facteurs climatiques	46
III.2.1. Le vent	46
III.2.2. L'humidité relative	46
III.3. Description forestière	46
III.4. Production subéricole	49

CHAPITRE IV :
 CARACTERISATION EPIDEMIOLOGIQUE DES ATTAQUES
 DU *Platypus cylindrus* DANS UN JEUNE PEUPLEMENT DE CHENE-LIEGE

IV.1. Présentation de l'insecte	52
IV.1.1. Taxonomie	52
IV.1.2. Aire de répartition et essences attaquées	53
IV.1.3. Morphologie de l'adulte	54
IV.1.4. Biologie du ravageur : de l'émergence à la colonisation de l'hôte	56
IV.1.5. Importance économique de <i>Platypus cylindrus</i>	57
IV.2. Biologie de l'insecte dans les galeries	59
IV.2.1. Matériels et méthodes	59
IV.2.1.1. Etude de l'appareil buccal	59
IV.2.1.2. Réalisation des coupes	59
IV.2.2. Résultats	60
IV.2.2.1. L'appareil buccal	60
IV.2.2.2. Etude des populations dans les galeries	60
1. Les populations d'adultes	64
2- Les populations des œufs	65
3- Les populations de larves	68
4- Les populations de nymphes	71
IV.3. Caractérisation Epidémiologique des attaques	72
IV.3.1. Matériel et méthodes	72
IV.3.1.1. Installation de la station d'observation et de suivi et des arbres	72
1. Choix du site de la station d'observation	72
2. Choix des arbres	72
IV.3.1.2. Caractérisation de la station d'étude et des arbres-échantillons	72
1- Relevés sylvicoles	73
2- Relevés dendrométriques	73

3- Relevés d'exploitation	73
4- Relevés floristiques	74
5-Relevés sanitaires	74
a- Examen de la cime : le déficit foliaire	74
b- Chronologie et conduite des observations	74
c. L'indice de santé (Is)	75
IV.3.1.3. Evolution spatiotemporelle des attaques de <i>Platypus cylindrus</i> à l'échelle de la station	77
1- Symptômes d'attaque	77
2- Chronologie des observations	77
3- Caractéristiques des infestations de la placette d'observation	77
a- Taux d'attaque.	77
b- Intensité d'attaque	78
IV.3.1.4. Traitements statistiques des données	78
IV.3.2. Résultats	78
IV.3.2.1. Caractérisation de la station d'observation et de suivi	78
1- Localisation géographique et topographie	78
2- Disposition cartographique des arbres-échantillons	79
3- Sylviculture	80
4- Dendrométrie	83
5- Végétation	85
6- Etat des cimes	86
IV.3.2.2. Evaluation spatio-temporelle des attaques de <i>Platypus cylindrus</i> à l'échelle du peuplement	88
1- Taux d'infestation des arbres	88
a- Taux global	88
b- Evolution temporelle du taux d'infestation des arbres	89
2- Caractéristiques des arbres infestés	89
a- Distribution des arbres attaqués selon leur hauteur	90
b- Distribution des arbres attaqués selon leur âge	90
c- Distribution des arbres attaqués selon leurs modalités d'exploitation	90
d- Distribution des arbres attaqués selon leur état sanitaire	91
e- Evolution temporelle des mortalités des arbres	92
3- Intensité d'attaque	93
a- Evolution temporelle de l'intensité d'attaque	93
b- Caractéristiques de l'intensité d'attaque des arbres	94

CHAPITRE V :
LES CHAMPIGNONS ASSOCIES AU *Platypus cylindrus*

V.1. Mycétophagie de <i>Platypus cylindrus</i>	98
V.2. Matériel et méthodes	99
V.2.1. Matériel biologique	99
V.2.2. Observation des structures de transport des champignons des adultes	100
V.2.3. Préparation du matériel biologique et isolement des champignons	100
V.2.4. Caractérisation et identification des champignons	101
V.2.4.1. Caractérisation morphologique et sensibilité à la cycloheximide	101
V.2.4.2. Analyse moléculaire	101
1. Extraction de l'ADN	101

2. Amplification et séquençage de l'ADN	101
3. Analyse des séquences	103
V.3. Résultats	103
V.3.1. Identification et description des mycangia des adultes	103
V.3.2. Champignons associés au <i>Platypus cylindrus</i>	104
V.3.2.1. Présentation de la liste globale	105
V.3.2.2. Présentation par groupe de champignons	108
1-Champignons à intérêt nutritionnel: Les Ophiostomatales	108
2. Groupe des champignons entomopathogènes	116
3. Autres groupe de champignons phytopathogènes	118
4. Les autres champignons	134

CHAPITRE VI : DISCUSSION GENERALE

VI.1. Biologie de l'insecte <i>Platypus cylindrus</i> dans les galeries de bois de <i>Quercus suber</i>	140
VI.1.1. L'appareil buccal de l'insecte	140
VI.1.2. Cycle biologique de l'insecte	140
VI.1.2.1. Les émergences	140
VI.1.2.2. Colonisation de l'hôte et reproduction	141
1- La ponte des œufs	142
2- Le développement larvaire	142
3- La nymphose	144
4- La vie des adultes dans les galeries	144
IV.2. Epidémiologie : Relation insecte- arbre hôte	144
VI.3. La mycetophagie de <i>P. cylindrus</i>	148
VI.3.1. Identification et description des mycangia des adultes	148
VI.3.2. Les champignons associés au <i>P. cylindrus</i>	149
VI.3.2.1. Les champignons entomopathogènes	149
VI.3.2.2. Les champignons phytopathogènes	150
1-Les champignons phytopathogènes à intérêt nutritionnel : Les Ophiostomatales	150
2-Les autres champignons phytopathogènes	152
VI.3.2.3. Les autres champignons	154
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	155
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	160

ANNEXES

Liste des abréviations

A.E.F.C.O. : Administration des eaux et des Forêts de la conservation d'Oran

B.N.E.D.E.R : Bureau National des Etudes de Développement Rural

C.F.W.M. : Conservation des forêts de la wilaya de Mascara

C.F.W.O. : Conservation des forêts de la wilaya d'Oran

C.F.W.T. : Conservation des forêts de la wilaya de Tlemcen

C.O.I.T. : Conservation d'Oran, Inspection de Tlemcen

C.C.I.A. : Chambre de commerce et d'Industrie d'Alger. Centre d'étude économique

Ce : Coefficient d'écorçage

Circ. : Circonférence

Densité trous : densité des trous

D.G.F : Direction générale des forêts

Df : déficit foliaire

D.S.F. : Département de la Santé des Forêts

EUFORGEN: European forest Genetic Resources program

FOSA: The Forestry Outlook study for Africa

G.G.A. : Gouvernement Général d'Algérie

ha : hectares

Haut. : Hauteur

He : Hauteur d'écorçage

IPROCOR : Association Portugaise du liège

INPV: Institut national de la protection des végétaux

Is : Indice de santé

JC : Jesus Christ

Qx : Quintaux

Tot trous : Total des trous

Surf m² : Surface observée en mètre carré

Liste des Figures

Titre	Page N°
Figure I.1 : Aire de distribution du chêne-liège	7
Figure I.2. Aire de répartition du chêne-liège en Algérie	8
Figure I.3: Répartition géographique des peuplements de chêne-liège dans la région oranaise	9
Figure I.4 : Caractéristiques botaniques du chêne-liège	13
Figure I.5 : Fluctuation annuelle de la production du liège en Algérie (1965- 2010)	22
Figure III.1 : Situation géographique de la forêt domaniale de M'Sila	37
Figure III.2 : Extrait du schéma géologique du littoral oranais	38
Figure III.3 : Répartition annuelle de la pluviométrie dans la forêt de M'Sila (1961- 2011)	40
Figure III.4 : Variation mensuelle des précipitations au niveau de la forêt de M'Sila pour les deux périodes de référence (ancienne et nouvelle)	41
Figure III.5 : Diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gausсен (1953) de la forêt de M'Sila.	44
Figure III.6 : Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger de la forêt de M'sila au cours de la période ancienne (Pa) et récente (Pn)	45
Figure III. 7 : Exemples de peuplements au niveau de la suberaie de M'sila	48
Figure III. 8: Régénération naturelle par drageonnement suberaie de M'sila	49
Figure III.9: Evolution annuelle de la production du liège dans la forêt de M'sila	50
Figure III.10 : Stockage du liège à M'Sila	51
Figure IV.1 : Carte de distribution de <i>Platypus cylindrus</i> dans le monde	53
Figure IV. 2A- <i>Platypus cylindrus</i> mâle	55
Figure IV.2 B- Morphologie de <i>Platypus cylindrus</i>	55
Figure IV.3: Mortalité des arbres de chêne –liège suite à une colonisation massive du <i>Platypus cylindrus</i> (forêt de M'Sila)	58
Figures IV.4 : Présentation des parties buccales de <i>Platypus cylindrus</i>	61
Figure IV.5: Répartition temporelle des différents stades biologiques de <i>P.cylindrus</i> extraits des galeries des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010	62
Figure IV.6 : Répartition temporelle des proportions des différents stades biologiques de <i>P. cylindrus</i> extraits des galeries des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010	63
Figure IV.7 : Répartition temporelle des adultes de <i>P. cylindrus</i> extraits des galeries des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010	64
Figure IV.8: Répartition temporelle des proportions des adultes parents et pré-émergents de <i>P. cylindrus</i> extraits des galeries des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010	65
Figure IV.9 : Evolution temporelle des sexes extraits des galeries dans les 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010.	65
Figure IV.10. Divers détails du cycle biologique de <i>Platypus cylindrus</i> .	66

Figure IV.11: Evolution temporelle des œufs récupérés dans les galeries mai 2008 et juillet 2010	67
Figure IV.12: Evolution temporelle de la fécondité moyenne mensuelle apparente des femelles <i>P. cylindrus</i> dans les 4 arbres mai 2008 et juillet 2010	68
Figure IV.13 : Evolution temporelle des larves prélevées des galeries de bois des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010	68
Figure IV.14 : Evolution temporelle des différents stades larvaires récupérés dans les galeries de bois des 4 arbres de mai 2008 à juillet 2010.	70
Figure IV.15 : Evolution temporelle des nymphes récupérées dans les galeries de bois des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010	71
Figure IV.16 : Catégories sanitaires d'arbres selon la proportion du feuillage perdu	76
Figure IV.17 : Sciure sortant des trous d'entrée de <i>Platypus cylindrus</i> coulant le long tronc d'un chêne-liège	77
Figure IV.18 : Localisation de la station d'observation et vue de près de la disposition en lignes du reboisement	79
Figure IV. 19: Disposition des arbres échantillons au niveau de la station d'étude	80
Figure IV.120 : Vue générale de la placette d'observation	82
Figure IV. 21 : Vue générale du sous bois dans la station d'observation	83
Figure IV. 22- Distribution des arbres par classes	85
Figure IV.23 : Evolution annuelle des classes de déficit foliaire des arbres échantillons à l'échelle du peuplement.	87
Figure IV.24: Evolution annuelle de l'état sanitaire du peuplement en fonction de l'indice de santé des arbres (Is).	88
Figure IV.25 : Evolution temporelle du taux d'attaque des arbres par <i>P. cylindrus</i>	89
Figure IV. 26- Distribution des arbres attaqués par classes	90
Figure IV. 27 : Distribution annuelle des attaques selon l'état sanitaire des arbres	91
Figure IV. 28: Distribution des arbres morts en 2008 selon leurs classes de déficit foliaire avant les travaux d'assainissement	92
Figure IV. 29 : Evolution annuelle de la mortalité des arbres au niveau du peuplement	93
Figure IV. 30 : Distribution des arbres morts en 2010- 2011 et 2012 selon leur classe de déficit foliaire	93
Figure IV. 31 : Evolution temporelle de l'intensité d'attaque (trous/m ²) des arbres par <i>P. cylindrus</i> .	94
Figure IV. 32: Distribution des arbres selon les classes de densité (trous/m ²)	95
Figure IV. 33 : Distribution de l'intensité d'infestation selon le coefficient d'écorçage	96
Figure IV. 34: Distribution de l'intensité d'attaque selon les classes de déficit foliaire des arbres	97
Figure V.1 : Les structures de transport des champignons (mycangia) chez <i>Platypus cylindrus</i>	104
Figure V.2- Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques isolées	106

Figure V.3 : Aspects macroscopiques et microscopiques des champignons : <i>Ophiostoma quercus</i> - <i>O. stenoceras</i> - <i>Raffaelea montetyi</i> - <i>O. nigrocarpum</i>	109
Figure V.4. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques appartenant aux Ophiostomatales isolées	112
Figure V.5. Arbre basée sur le Maximum parsimony de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques appartenant aux Ophiostomatales isolées	113
Figure V.6. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences LSU rDNA des souches fongiques appartenant aux Ophiostomatales isolées	114
Figure V.7. Arbre basée sur le Maximum parsimony de l'analyse phylogénétique des séquences LSU rDNA des souches fongiques appartenant aux Ophiostomatales isolées	115
Figure V.8. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Lecanicillium</i>	116
Figure V.9 : Aspects macroscopiques (1) et microscopiques (2) de : a: <i>Lecanicillium psalliota</i> ; b : <i>Beauveria bassiana</i>	117
Figure V.10 : Insectes de deux genres différents tués par <i>Beauveria bassiana</i>	117
Figure V.11. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Beauveria bassiana</i> isolées	118
Figure 12 : Aspect macroscopique des isolats de champignons phytopathogènes associés au <i>Platypus cylindrus</i>	119
Figure 13: Aspect microscopique des isolats de champignons phytopathogènes associés au <i>Platypus cylindrus</i>	119
Figure V. 14 : Arbre basée sur le Maximum parsimony de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Biscogniauxia mediterranea</i> isolées	120
Figure V.15. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Botryosphaeria corticola</i>	121
Figure V.16. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Geosmithia langdonii</i> isolées	123
Figure V.17. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Acremonium crotoconigenum</i> isolées	124
Figure V.18 : Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Nectria mauritiicola</i> isolées	125
Figure V.19. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Scytalidium lignicola</i> isolées	126
Figure V.20. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Chaetomium globosum</i> isolées	127
Figure V.21. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Phoma</i> sp. isolées	129
Figure V.22. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Alternaria</i> et <i>Ulocladium</i> isolées	131
Figure V.23. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Gnomonia petiolorum</i> isolées	132
Figure V.24. Arbre basée sur le Neighbor-Joining de l'analyse phylogénétique des séquences ITS rDNA des souches fongiques de <i>Phaeoacremonium inflatipes</i> isolées	134
Figure V. 25: Aspect macroscopique des autres champignons associés au <i>Platypus cylindrus</i>	136

Figure V. 26: Aspect microscopique des autres champignons associés au <i>Platypus cylindrus</i>	136
Figures VI.1 : Les larves de <i>Platypus cylindrus</i> dans le bois	143
Figure VI. 2 : Dendrogramme de la classification sur les variables du groupe 2 (caractéristiques dendrométriques et sanitaires)	146
Figure VI. 3 : Dendrogramme présentant les distances euclidiennes à partir du centre (classification sur les variables du groupe 2 : caractéristiques dendrométriques et sanitaires)	146
Figure VI 4 : Représentation dans le plan factoriel (F1 X F2) de l'ACP, des caractéristiques des arbres échantillons en rapport avec les attaques de l'insecte.	147

Liste des tableaux

Titre	Page N°
Tableau I.1 : Superficie en hectares du chêne-liège dans le monde	7
Tableau III.1: Coordonnées géographiques de la forêt domaniale de M'Sila	36
Tableau III.2 : Principales caractéristiques des stations du réseau météorologique	39
Tableau III.3 : Précipitation moyenne mensuelle (mm) pendant les 2 périodes de référence.	40
Tableau III.4 : Régime saisonnier des précipitations de la forêt de M'Sil	41
Tableau III.5 : Valeurs thermiques moyennes minimales en (°C) enregistrées dans la forêt de M'Sila	42
Tableau III.6 : Valeurs thermiques moyennes maximales (°C) enregistrées dans la forêt de M'Sila	42
Tableau III.7: Températures moyennes mensuelles et annuelles T (°C) enregistrées dans la forêt de M'Sila	43
Tableau III.8: Indice de continentalité de la forêt de M'sila	43
Tableau III.9 : Indice de sécheresse estivale de la forêt de M'Sila	44
Tableau III.10: Etage de végétation du chêne liège de la forêt de M'sila	44
Tableau III.11 : Valeur du « Q2 » et étages bioclimatiques de la forêt de M'sila	45
Tableau IV.1 : Caractéristiques dendrométriques, d'exploitation et sanitaire des arbres abattus pour l'étude de la biologie du <i>P. cylindrus</i> dans les galeries dans la forêt de M'Sila	59
Tableau IV.2 : Composition numérique globale des différents stades biologiques de <i>P.cylindrus</i> prélevés des galeries entre mai 2008 et Juillet 2010.	62
Tableau IV.3: Caractères descriptifs des 5 stades larvaires de <i>P. cylindrus</i> .	69
Tableau IV. 4: Principaux descripteurs des relevés sylvicoles	73
Tableau IV. 5: Principales classes de relevés dendrométriques et d'exploitation	73
Tableau IV.6: Classes de notation du déficit foliaire et les principales catégories d'arbres atteints prises en compte dans les résultats	75
Tableau IV.7: Principales catégories de dépérissement du peuplement du chêne-liège prises en compte en fonction de l'indice de dépérissement « Id » calculé selon la méthode Bouhraoua	75
Tableau IV.8: Principales caractéristiques géographiques et topographiques de la placette d'observation	78
Tableau IV.9: Principales caractéristiques sylvicoles de la placette d'observation	81
Tableau IV.10 : Valeurs moyennes des relevés dendrométriques et d'exploitation du peuplement.	83
Tableau IV.11 : Inventaire de la flore accompagnatrice du chêne-liège et taux de recouvrement des espèces et des strates dans la placette d'observation	86
Tableau IV.12 : Evolution annuelle de l'indice de santé du peuplement	88
Tableau V.1 : Caractéristiques des primers utilisés dans l'amplification et le séquençage du rDNA	102
Tableau V.2 : Liste des champignons isolés du <i>Platypus cylindrus</i> et du bois du chêne-liège d'après leurs origines.	107
Tableau VI. 1 : Caractéristiques des groupements issus de la classification sur les variables (caractéristiques dendrométriques et sanitaires des arbres)	145
Tableau VI. 2: Contributions absolues des principales caractéristiques des arbres échantillons dans le plan factoriel (F1 X F2)	147

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION

Le chêne-liège (*Quercus suber*) est une essence endémique du domaine méditerranéo-atlantique où il est présent depuis plus de 60 millions d'années (Aafi, 2006). Il est reconnu, dans son aire naturelle, pour son rôle écologique et socio-économique, raison pour laquelle il a été introduit dans différents pays tels l'Argentine, l'Australie, l'Angleterre, les USA, etc. (Durand, 2009)

La suberaie mondiale totalise environ 2,5 millions d'hectares (Pausas *et al.*, 2009) dont les 2/5 sont localisés en Europe et le reste en Afrique du Nord (Pausas *et al.*, 2009).

En Algérie, cette essence constitue une des richesses forestières importantes. Ses forêts tiennent une place primordiale dans la vie socio-économique de la population riveraine. Elles constituent en effet, un terrain de parcours pour un cheptel varié riche en sous-bois et en glands. Aussi, elles fournissent du bois de chauffage et du liège, produit de grande valeur économique destinée essentiellement à la bouchonnerie.

Les principales suberaies, sont situées en zones humide et sub-humide du Nord-Est du pays jusqu'à la frontière tunisienne. Elles se présentent en massifs continus surtout le long de la zone littorale. Dans le centre et l'Ouest, les suberaies ne sont en réalité que des peuplements reliques et isolés coïncidant avec des taches de climat sub-humide ou intermédiaire entre semi-aride et sub-humide sous une pluviométrie annuelle moyenne de 400 à 700 mm.

La superficie couverte par le chêne-liège a connu ces dernières décennies une régression terrifiante. Sur une superficie totale d'environ 450 000 ha évoquée par Boudy (1955), 230 000 ha seulement est productive (D.G.F. 2009), le reste est transformé en maquis. Cette régression, au même titre que pour les autres essences forestières, date de l'époque coloniale, où furent détruits quelques 116 000 ha de forêts au profit seulement de l'extension de la viticulture (Fosa, 2000). La régression de ce patrimoine s'est poursuivie après l'indépendance et jusqu'à nos jours, sous l'effet d'une surexploitation anthropique (coupe de bois, récoltes des glands, le surpâturage, etc.) aggravée par d'autres facteurs abiotiques (incendies) et biotiques (insectes et maladies).

Les problèmes de dégradation de l'état de santé des peuplements forestiers (feuillus et conifères) ne datent pas d'aujourd'hui. Ils remontent à la fin du 19^{ème} siècle et surtout au début du siècle dernier dans de nombreux pays d'Europe et d'Amérique du Nord où ils ont touché plusieurs essences forestières comme *Quercus* spp., *Abies* spp., *Picea* spp., *Pinus* spp., *Fagus* spp. et *Castanea sativa* (Bonneau & Guy, 1985). Cependant, l'apparition de phénomènes de déclin plus spectaculaires n'a pris un caractère inquiétant dans ces forêts qu'au début des années 1980 (Delatour, 1983 ; Bonneau & Landmann, 1988).

Les causes d'une telle situation sont multiples et complexes. Citons en particulier, l'absence de sylviculture appropriée, mauvaises pratiques d'exploitation et blessures lors de levées successives du liège, l'extraction des tanins, l'enrésinement, la sécheresse, les incendies, le surpâturage, l'absence de régénération naturelle et les attaques d'insectes ravageurs et de champignons phytopathogènes. Ces derniers entraînent directement un affaiblissement physiologique des arbres voire leur mortalité et par conséquent le dessèchement du liège.

Dans la région méditerranéenne occidentale, le déclin de *Quercus suber* observé depuis les années 80 (Delatour, 1983), a été lié à une augmentation notable des populations de *P. cylindrus* (Ferreira & Ferreira, 1989). Ainsi, ce redoutable ravageur avec les champignons qu'il transporte ont été en partie impliqués dans des dépérissements inquiétants signalés au Portugal (Sousa *et al.*, 1995), en Espagne (Espanol, 1964 ; Soria *et al.*, 1994), en France (D.S.F, 2001 ; Durand, 2004) et au Maroc (Bakry *et al.*, 1999; Sousa *et al.*, 2005).

En Algérie, plusieurs suberaies ont été sujettes aux attaques par cet insecte et les premiers dégâts importants ont été observés dès le début du siècle dernier dans la région orientale (G.G.A., 1927).

Depuis, on connaît très peu d'informations sur ce ravageur. Ce n'est qu'à partir des années 2000 que les travaux consacrés à ce problème ont fait l'objet de publications (Bouhraoua *et al.*, 2002 ; Bouhraoua & Villemant, 2005, Belhoucine *et al.*, 2011 a, b ; 2012 b ; Belhoucine & Bouhraoua, 2012a).

Cet insecte comme tous les xylomycetophages, transporte des champignons qu'il cultive sur les parois des galeries de ponte tenues propres de déjections et creusées profondément dans le bois des plantes-hôtes (Batra, 1967). Les mycéliums tapissant ces galeries sont très riches en matières azotées indispensables aux adultes durant la période de forage des galeries mais surtout au développement des larves qui sont incapables d'attaquer le bois (Balachowsky, 1949 ; Dajoz, 1980).

Il établit des relations symbiotiques avec les champignons qu'il transporte (Francke Grosmann, 1967). Cette association trouve son origine dans la présence d'organes spécialisés de stockage et de dissémination appelés « mycangia » (Batra, 1963; Krivosheina, 1991; Freadrich *et al.*, 2008; Moon, 2008 a, b ; Moon *et al.*, 2012). Ces derniers renferment des glandes de sécrétion qui maintiennent les spores dans des conditions favorables pendant les phases de vol et de dispersion des adultes (Levieux *et al.*, 1991). Leur structure morphologique ainsi que leur localisation sur le corps sont différentes chez les espèces et les sexes.

Nombreuses espèces de champignons sont liées à ce type d'insectes dont certaines sont phytopathogènes aux arbres forestiers comme *Ceratocystis ulmi* transmis par le scolyte *Scolytus multistriatus* et agent du bleuissement du bois (Dajoz, 1980). Une attaque massive de ces insectes avec inoculation de ce type de champignons dans les arbres-hôtes se termine souvent par leur déclin rapide (Kirkendall *et al.*, 1997 ; Svihra & Kelly, 2004). Ces arbres favorisent par conséquent les conditions favorables à l'installation définitive des populations de l'insecte (Levieux *et al.*, 1991). Plusieurs mécanismes ont été proposés pour expliquer cette mortalité ; il s'agit de la production de toxines (Kulnholz *et al.*, 2003), la pénétration du mycélium dans les tissus végétaux, la formation de vésicules de gaz dans les cellules ou d'autres substances qui bouchent les espaces intracellulaires (Agrios, 2005).

De plus, de sérieuses perturbations physiologiques peuvent survenir chez les arbres atteints engendrant ainsi d'importants dégâts d'ordre économique (Batra, 1985; Cassier *et al.*, 1996). On cite le stress hydrique, le blocage de la sève, la diminution des éléments nutritifs et la

réduction de la concentration de certaines substances secondaires comme les monoterpènes chez les conifères aboutissant souvent à leur mort (Nebeker et al., 1993).

Les insectes du genre *Platypus* s'attaquent aussi bien aux arbres sains que ceux présentant un état de faiblesse (Atkinson, 2004). En Asie orientale, le déclin des chênes enregistré ces dernières années, a été lié à la présence de *P. quercivora* au Japon (Inoue *et al.*, 1998 ; Ito *et al.*, 1998; Kamata *et al.*, 2002 ; Igeta *et al.*, 2003, 2004) et *P. koryoensis* en Corée (Moon et al., 2008a, b).

En Algérie, les pullulations de *Platypus cylindrus* observées dans quelques subéraies occidentales (Tlemcen, Oran et Mascara) ont été en grande partie responsables de la dégradation sanitaire des arbres et de l'apparition des cas de dépérissement aigu. Ces derniers enregistrés de façon ponctuelle dans les peuplements ont varié annuellement entre 1 et 4% (Bouhraoua, 2003, Belhoucine & Bouhraoua, 2012a). Mais une proportion non négligeable de cette mortalité reste toutefois inexplicée surtout dans la forêt de M'Sila où les troncs d'arbres sont colonisés par une densité faible de ravageur. On estime que cette mortalité est due plus à l'action aggravante d'un autre facteur biotique à savoir les champignons phytopathogènes véhiculés par les adultes et inoculés dans les arbres au cours de leur installation.

La bibliographie concernant les différents aspects de la vie de l'insecte et les relations vis-à-vis de son arbre hôte est peu abondante car ce ravageur a rarement fait l'objet jusqu'à présent de travaux de recherche plus approfondis. Il existe cependant des données biologiques relativement riches bien que succinctes comme celle d'Algernon-Chapman (1870-71), Strohmeyer (1907), Husson (1955), ceux de Sousa (1996) et Bouhraoua (2003). Cependant, très peu d'études ont été réalisées sur la mycoflore associée à l'insecte ; elles se résument aux recherches effectuées en Europe par Baker (1963), Sousa (1996), Cassier *et al.* (1996), Morelet (1998), Henriques (2007) et Inacio *et al.* (2008). En Afrique du Nord, hormis le travail de Sousa *et al.* (2005) portant sur l'étude comparative de l'éco-biologie et du comportement de l'insecte dans les suberaies marocaines et portugaises où ils citent 14 champignons associés au ravageur au Maroc, aucune autre étude n'a été réalisée sur ce sujet.

Ce présent travail mené dans la forêt de M'Sila (Oran) entre mai 2008 et juillet 2012 constitue donc une seconde recherche au Nord de l'Afrique mais la première en Algérie. Il traite en plus de la mycétophagie de l'insecte, ses modes de vie et de développement dans les systèmes de galeries produits dans le bois du chêne-liège, caractérisation de son infestation dans un jeune peuplement nouvellement démasclé, etc.

Cette étude permettra non seulement d'approfondir nos connaissances sur ce ravageur mais aussi d'analyser les mécanismes liés à l'actuelle explosion des niveaux de ses populations dans cette suberaie. Par ailleurs, plusieurs aspects sont mis en évidence dont certains sont originaux tels que le rôle de la morphologie des pièces buccales de l'insecte dans le travail de forage du système de galerie, la morphologie des mycangia des adultes et leurs relations avec les champignons véhiculés, etc.

Notre travail de recherche est structuré en six chapitres distincts. Le premier est une synthèse bibliographique basée sur des références aussi bien anciennes que récentes traitant la position systématique de *Quercus suber*, sa répartition dans le monde et en Algérie mais aussi un aperçu succinct sur les suberaies algériennes. Il évoque également les principales caractéristiques botaniques de l'espèce, son écologie, les différents types de multiplication, les techniques culturales qui lui sont favorables et son importance économique en l'occurrence la production du liège.

Le second évoque les relations entre les insectes à ambrosia (Scolytinae et Platypodinae) et leurs hôtes. Cependant, l'absence de travaux sur les stratégies d'attaque des platypodides surtout ceux des régions tempérées nous a mené à se baser beaucoup plus sur les travaux traitant les relations des scolytes xylomycetophages avec leurs hôtes puisque les comportements de ces deux groupes d'insectes sont semblables. Ainsi sont présentées les interactions insectes- champignons- arbre-hôte mais aussi l'incidence de la mondialisation et des changements environnementaux sur ces interactions.

Le troisième chapitre est consacré à la présentation du milieu d'étude où est présenté le milieu physique (sol, climat, géologie, etc.), la description forestière de la suberaie de M'Sila, un aperçu historique sur sa production en liège et ses potentialités productives actuelles.

Le quatrième chapitre est réservé à l'étude épidémiologique de l'insecte. Ce chapitre comprend deux parties :

- La première est consacrée à l'étude de la biologie de l'insecte dans les galeries. On présentera le matériel et méthodes utilisés pour cette étude entreprise entre le mois de mai 2008 et le mois de juillet 2010.
- La seconde concerne la caractérisation épidémiologique des attaques provoquées par l'insecte. On a présenté en détail l'approche méthodologique de suivi de la répartition spatio-temporelle des attaques de *Platypus cylindrus* à l'échelle de l'arbre et du peuplement. Ce dernier a été caractérisé sur le plan dendrométrique, modalités de la dernière exploitation du liège et sanitaire.

Le cinquième chapitre traite les champignons associés au ravageur où on a décrit toutes les techniques utilisées pour l'isolement et l'identification aussi bien morphologique que moléculaire de ces champignons. La liste des espèces fongiques, leur description morphologique et position au niveau des arbres phylogénétiques en comparaison avec les souches de référence de Genbank et leur effet pathogène sont présentés.

Tous les résultats obtenus dans les chapitres 4 et 5 sont discutés dans le dernier chapitre où sont traités :

- La relation entre la structure buccale de l'insecte et l'excavation des galeries dans le bois, le cycle de vie de l'insecte.
- La relation insecte- arbre hôte.
- La relation insecte- champignons associés-arbre hôte.

CHAPITRE I

CONSIDERATIONS GENERALES SUR LE CHENE-LIEGE

CHAPITRE I

CONSIDERATIONS GENERALES SUR LE CHENE-LIEGE

I.1. Présentation du genre *Quercus*

Les premières traces de chênes, identifiées par des restes fossiles en Amérique du nord remontent à l'Oligocène (il y a 35 millions d'années environ) (Kremer *et al.*, 2002). Le genre *Quercus* explose littéralement vers la fin du Tertiaire, et on considère que la plupart des espèces actuelles de ce genre s'était différenciée dès le Pliocène (il y a 10 millions d'années) (Petit *et al.*, 1993 ; Kremer *et al.*, 2002). Les nouvelles espèces sont apparues durant le Tertiaire à l'occasion des changements climatiques de grande amplitude (Petit *et al.*, 1993). La distribution actuelle des chênes résulte des alternances climatiques périodiques qui se sont amplifiées au Quaternaire (Axelrod, 1983 ; Manos & Stanford, 2001). Au total, plus de 17 alternances de périodes glaciaires (de durée variant entre 50 à 100 000 ans) et interglaciaires (de durée variant entre 10 à 20 000 ans) se sont succédées depuis le début du Quaternaire, il y a 2 millions d'années. Ces alternances se sont soldées par des cycles de recolonisation-extinction qui ont très largement façonné la diversité actuelle des forêts (Kremer *et al.*, 2002). Plus récemment, 13 000 ans avant JC, l'aire de répartition des chênes blancs se limitait à l'Espagne, au Portugal, au sud de l'Italie, et au Caucase (Arbez & Lacaze, 1999). La recolonisation de l'Europe a commencé vers cette période pour s'achever 8 000 ans avant JC (Petit *et al.*, 1993). Les chênes rouges d'Amérique ont connu la même histoire, la reconquête des Amériques s'étant achevée plus tardivement, 4 000 ans avant JC (Arbez & Lacaze, 1999). Le genre *Quercus* semble avoir atteint une distribution généralisée au cours de l'Eocène supérieur à l'Oligocène inférieur (Manos & Stanford, 2001).

La famille des Fagacées comprend quelques 1000 espèces regroupées dans 9 genres dont les plus communs des forêts tempérées sont représentés par *Fagus*, *Castanea* et *Quercus* (Manos *et al.*, 2001). Ce dernier comprend plusieurs centaines d'espèces allant de 200 à 600 selon les auteurs (Natividade, 1956 ; Oli, 2005) ; elles sont, caractérisées par la forme de leurs fruits appelés glands (Bouchafra & Fraval, 1991 ; Nixon, 2002 ; Oli, 2005 ; Manos *et al.*, 2001 ; Manos *et al.*, 2008). Elles sont réparties dans l'hémisphère Nord depuis les régions tropicales jusqu'aux limites septentrionales des zones tempérées (Manos *et al.*, 2001). Le genre *Quercus* est présent au sein de milieux diversifiés, allant des zones arides (Afrique du nord, Californie) aux zones tropicales humides (Colombie, Amérique centrale), en passant par les régions tempérées (Europe, Amérique du nord, Asie centrale) (Durand, 2009).

Le nombre d'espèces appartenant à ce genre a fait l'objet de polémiques entre les taxonomistes, en raison des nombreuses formes intermédiaires résultant de l'introgression entre les espèces (Kremer *et al.*, 2002). La monographie de Camus (1934) est sans doute la plus complète et, sur le plan taxonomique, subdivise le genre en deux sous-genres: les *Euquercus* et les *Cyclobalanopsis*. Ce dernier n'est présent qu'en Asie. Cet auteur a divisé les *Euquercus* en 6 sections: *Cerris* (*Q. suber*, 35 espèces), *Mesobalanus* (*Q. Toza*, 5 espèces), *Lepidobalanus* (*Q. Petraea*, *Q. robur*, 152 espèces), *Macrobalanus* (13 espèces), *Protobalanus* (*Q. chrysolepsis*, 2 espèces), *Erythrobalanus* (*Q. rubra*, 136 espèces). Une autre classification publiée par Nixon (1993) regroupe les sections du sous genre *Euquercus* en trois sections : les *Lobatae* (chênes rouges d'Amérique du nord), *Protobalanus* (chênes

intermédiaires : Ouest de l'Amérique du nord) et *Quercus* (chênes blancs : Asie, Europe, Afrique du nord et Amérique du nord).

I.2. Le chêne-liège : *Quercus suber*

I.2.1. Position taxonomique

Le chêne-liège *Quercus suber* appartient systématiquement à l'ordre des Fagales, à la famille des *Fagaceae*, à la sous-famille des *Quercineae* ou *Quercoidées*. Il doit son nom à la présence d'une écorce épaisse qui le couvre le « liège »,

Il s'est transformé dans les langues des pays d'Oc en suve, siouve, sube, surier et sioure qui se retrouvent dans un grand nombre de toponymes des régions où cet arbre est présent (Amandier, 2002). Il est décrit par Linne en 1753 où il l'a rattaché au sous-genre *Cerris* qui regroupe les chênes à cupule chevelue (Bouchafra & Fraval, 1991). C'est un descendant de la flore pliocène supérieure (Boudy, 1950) dont l'origine remonte au tertiaire (Natividade, 1956).

I.2.2. Répartition géographique

I.2.2.1. Dans le monde

Le chêne-liège est une essence endémique du domaine méditerranéo-atlantique du bassin méditerranéen où il est présent depuis plus de 60 millions d'années (Aafi, 2006). Il est circonscrit à la région de la Méditerranée occidentale (Quézel & Santa, 1962) et atteint la Dalmatie à l'est. Il déborde au Portugal et au Maroc le long de la façade atlantique à l'ouest (Quézel, 1976), où les influences de la mer et de l'océan permettent de tempérer la grande amplitude des oscillations thermiques et l'aridité de la saison estivale du climat méditerranéen. Il prolifère aussi sur toutes les grandes îles entre la péninsule ibérique et la péninsule italienne, et dans certaines parties éparses du sud de la France et certaines régions côtières et les régions montagneuses du Maroc, l'Algérie et la Tunisie. La Figure I.1 montre clairement que la distribution actuelle du chêne-liège est très inégale et disjointe, au point où certains auteurs tel Pausas *et al.* (2009) suggèrent qu'une grande partie de ce que nous voyons aujourd'hui des suberaies ne représente que des reliques.

La limite du chêne-liège vers le nord dépasse à peine la 44ème parallèle (Lamey, 1893 ; Natividade, 1956). En effet, en Algérie et en Tunisie, il ne descend guère au delà de la 36ème parallèle, alors qu'au Maroc en raison de l'influence océanique, sa limite descend en dessous de la 33ème parallèle

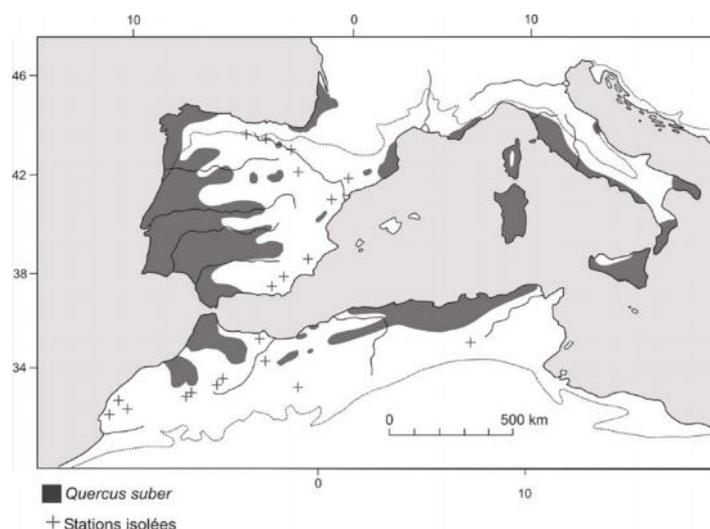


Figure I.1 : Aire de distribution du chêne-liège (Quézel & Médail, 2003)

La subéraie mondiale totalise environ 2,5 millions d’hectares (Pausas *et al.*, 2009) dont un million et demi d’hectares sont répartis en Europe et près d’un million d’hectares en Afrique du Nord (Pausas *et al.*, 2009). D’autres auteurs donnent des surfaces moins importantes variant de 1,6 à 1,9 millions d’hectares (Zeraia, 1981; Salazar Sampaio, 1988; Veillon, 1998; Yessad, 2000) (Tab. I.1). La superficie potentielle de la subéraie serait 5 fois supérieure soit plus de 12,5 millions d’hectares (Code international des Pratiques Subericoles, 2005). La superficie originelle de cette essence aurait été de l’ordre de 7,5 millions d’hectares (Salazar Sampaio, 1988). Cependant, la surface actuelle occupée par le chêne-liège en Afrique du Nord est probablement inférieure à 30 % de sa superficie potentielle (Charco, 1999 in Vallejo *et al.*, 2009). Ainsi, en Europe comme en Afrique du Nord, les zones de chêne-liège ont considérablement diminué de taille et de vitalité à cause des fortes variations climatiques (Benabid, 1989), du surpâturage et tout ce qui limite la régénération, l’expansion de l’agriculture dans les zones boisées, le remplacement du chêne-liège par le pin et l’eucalyptus, le déliègeage imprudent, l’extraction des tanins et tout ce qui tue l’arbre. Les feux de forêt peuvent également être une source importante de mortalité du chêne-liège, mais surtout après l’extraction du liège (Pausas *et al.*, 2009). Par contre, dans le sud-ouest de l’Espagne et au Portugal, la zone du chêne-liège a augmentée durant les 200 dernières années, en dépit de quelques épisodes de déclin, comme celles survenues durant la moitié du vingtième siècle (Vallejo *et al.*, 2009).

Tableau I.1 : Superficie en hectares du chêne-liège dans le monde

Pays	Zeraia (1981)	Salazar Sampaio (1988)	Veillon (1998)	Yessad (2000)	Benabid (1989)	Silva & Catry, (2006)
Portugal	600 000	555 000	600 000	605 000	650 000	730 000
Algérie	480 000	444 000	200 000	450 000	480 000	410 000
Espagne	340 000	340 000	340 000	352 000	500 000	500 000
Maroc	450 000	300 000	300 000	345 000	350 000	340 000
Tunisie	-----	140 000	100 000	90 000	100 000	99 000
France	108 000	150 000	70 000	56 500	100 000	100 000
Italie	-----	70 000	70 000	70 000	100 000	90 000

La différence entre les estimations de la superficie de la subraie, données par divers auteurs pour les 7 pays méditerranéens, résulte de la dégradation continue de cet écosystème et de la définition même de la subraie. En effet, des chiffres donnés à dix ans d'intervalle ne peuvent se superposer sauf dans le cas des régions où la subraie est entretenue et conservée. Aussi selon Bekdouche (2010), certaines estimations ne prennent en compte que les peuplements offrant une ambiance forestière type, d'autres englobent les peuplements dégradés synonymes de matorrals ou de maquis hauts.

I.2.2.2. Aire de répartition en Algérie

En Algérie, le chêne-liège domine dans le Tell, la partie humide de l'Est d'Alger jusqu'à la frontière tunisienne. Il s'étend d'une manière assez continue le long de la zone littorale où il offre le maximum de son aire de répartition (De Beaucorps, 1956). Il prospère sur une bande dont la largeur ne dépasse guère 70 Km de la mer (Chiheb & Aouadi, 1998).

Les principales suberaies sont situées essentiellement en zones humide et sub-humide du Nord-Est de l'Algérie jusqu'à la frontière tunisienne, où elles s'étendent de la mer jusqu'à 1200 à 1500m d'altitude (Zeraia, 1982, Benmechri, 1994). Elles se présentent en massifs continus surtout le long de la zone littorale. Le reste est disséminé sous forme d'îlots de moindre importance dans les parties centre et Ouest du pays. La suberaie se présente donc sous trois principaux faciès : l'occidental montagnard, l'oriental littoral et littoral montagnard (Benmechri, 1994). Le chêne liège occupe naturellement, une superficie variant de 429 000 à 480 000 hectares selon les inventaires et les auteurs (Marc, 1916 ; Boudy, 1950 ; Natividade, 1956 ; Le Houerou, 1980 ; Valette, 1992 ; Zine, 1992), soit un peu moins du quart de la superficie mondiale. La D.G.F (2009) donne, cependant une superficie productive de 230 000ha seulement, soit un peu moins de la moitié et le reste est transformé en maquis dégradé.

La figure I.2 montre que les suberaies de quelques centaines voire milliers d'hectares, se trouvent dans les conservations du centre (Blida, Médéa, Tipaza et Chlef) et de l'ouest. Dans cette région, nous les rencontrons dans les wilayas d'Oran, Mascara, Tiaret et Tlemcen. C'est dans la partie orientale que nous trouvons les grands massifs du chêne-liège (Jijel, Skikda, El Taref et Annaba).



Figure I.2. Aire de répartition du chêne-liège en Algérie (D.G.F, 2003)

I.2.2.3. Aire de répartition dans l'Oranie

A l'ouest algérien, la superficie ne cesse de décroître. En effet, elle passe de 9400 hectares dans les années 40 (Thintoin, 1948) pour atteindre uniquement moins de 6000 hectares à l'heure actuelle (Bouhraoua, 2003 ; 2008).

Dans cette région, les peuplements de chêne-liège sont situés dans deux grandes divisions phytogéographiques différentes en fonction de l'influence maritime et de la structure géologique (Boudy, 1955). Ils sont cantonnés à travers les 7 wilayas. La plus grande superficie est localisée dans la wilaya de Tlemcen.

On distingue alors, les suberaies littorales au nord dans les sahels et les plaines et les suberaies de montagne au sud dans l'Atlas tellien (Fig. I.3).

Les suberaies littorales s'étendent actuellement sur une superficie de 2080 ha (C.F.W.O., 2007), alors qu'elles représentaient autrefois un peu moins de la moitié de la superficie totale de la région (6500 ha) Boudy (1955) où les peuplements de chêne-liège, localisés pratiquement dans la région d'Oran, couvraient 3000 ha. Les forêts concernées sont:

M'Sila s'étendant sur une superficie de 1080 ha. Elle a été soumise au régime forestier en 1867. Après l'indépendance la forêt Saint Pierre (Chikh Benkhlifa) lui a été associée, sur une contenance de 500 ha ;

Terziza s'étendant sur une superficie de 1 504 hectares, dans le prolongement de la forêt de M'sila sur les flancs du Murdjadjo vers Messerghine (Boudy, 1955). Son relief est caractérisé par un ensemble de collines compartimentées par une série de telwegs et cours d'eau. C'est une forêt clairsemée, caractérisée par un sous-bois dense ;

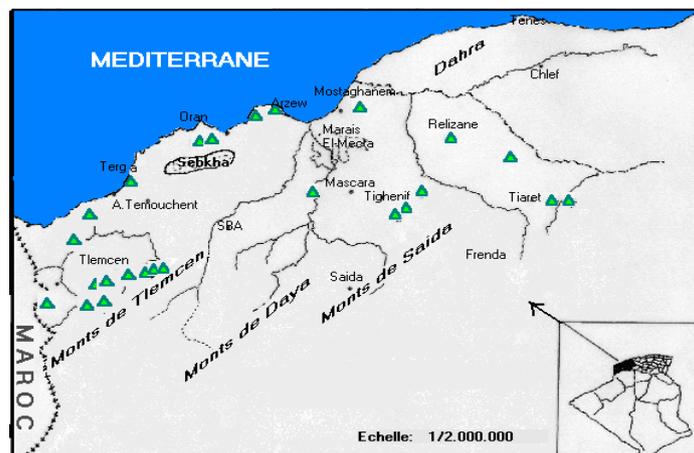


Figure I.3: Répartition géographique des peuplements de chêne-liège dans la région oranaise (Bouhraoua, 2003).

Les suberaies de montagne se répartissent sur une série de chaînes montagneuses de l'Atlas tellien localisées principalement dans la conservation de Tlemcen, Mascara, Tialet et Relizane. Nous trouvons essentiellement :

Le massif forestier de **Hafir-Zarieffet**, constituant le massif le plus important de chêne-liège à l'ouest algérien. Il s'étend sur une superficie de 12 000 hectares sur le territoire de la wilaya de Tlemcen (C.F.W.T., 1996) et représente ainsi 80% des suberaies de montagne de cette région. Les peuplements dans ces forêts sont des vieilles futaies dépassant les 100 ans ;

Yfri au Nord-Est de Tlemcen où le chêne-liège s'étendait sur une superficie de 100 hectares (Boudy, 1955). Ces dernières décennies, elle a fortement régressé jusqu'à 24 ha (Gaouar, 1980). Elle se présente sous forme d'une futaie disséminée à une altitude de 800 m (C.O.I.T., 1964) ;

Zerdeb où le chêne-liège s'étend sur 700 hectares, localisé à Djebel Miez et Zerdeb-sud à 1000 m d'altitude en moyenne et un climat sub-humide à hiver tempéré avec une pluviométrie annuelle de 700 mm (Bouhraoua, 2003). Le peuplement est mélangé avec d'autres essences comme le chêne vert, le thuya et le pin d'Alep (C.O.I.T., 1979) ;

Aïn-Essouk où le chêne-liège ne couvre que 260 hectares sur les 1 307 sur lesquels s'étend la forêt. Ce peuplement bien venant autrefois s'est transformé en bouquets rabougris de Lentisque, Ciste et Calycotome suite à plusieurs incendies répétés dont les plus importants sont celui de 1976 et 1977 (C.F.W.T., 1996) ;

Sidi Hamza cette forêt renferme 850 hectares de subéraie. Les peuplements de chêne-liège sont mélangés avec le chêne vert et Pin d'Alep (C.F.W.T., 1996) ;

Dans la forêt de Mascara, les suberaies occupent une superficie d'environ 1400 hectares (Boudy, 1955). La majeure partie du chêne-liège se trouve dans la forêt de **Nesmoth**, une autre partie de moindre importance dans la forêt de **Aouf** et de **Nador** (C.F.W.M., 1990).

La forêt de **Ammi Moussa** près de Relizane est installée sur un terrain accidenté d'accès très difficile à 1 200 m d'altitude. Le chêne-liège dans cette région, reçoit une pluviométrie d'environ 423 mm (Peryerimhoff, 1941).

I.2.3. Principales caractéristiques botaniques

Phylogénétiquement, le chêne-liège est considéré comme étroitement lié à trois espèces asiatiques de chêne à feuilles caduques. Ce sont le chêne chevelu (*Quercus cerris*) du Sud-Ouest de l'Asie, le chêne en dents de scie (*Quercus acutissima*) de l'Asie orientale, et le chêne-liège chinois (*Quercus variabilis*) (Manos & Stanford, 2001). En outre, de récentes études génétiques suggèrent que l'origine évolutive du chêne-liège se situe un peu à l'Est de son aire de répartition actuelle (Lumaret *et al.*, 2005). En effet, les fossiles des ancêtres de chêne-liège, dans le groupe *Quercus sosnowsky*, ont été trouvés en France, Pologne, Roumanie, Bulgarie, Turquie et la Géorgie (Bellarosa, 2000). Cependant, l'origine du chêne-liège est encore en débat (Magri *et al.*, 2007). Au siècle dernier, le chêne-liège a été introduit artificiellement dans plusieurs pays en dehors de la région méditerranéenne, comme un arbre ornemental d'ombrage et de curiosité botanique ou dans l'espoir de générer la production de liège local. Raisonnablement, une bonne acclimatation a été observée en Bulgarie (Petrov & Genov, 2004), en Nouvelle-Zélande (MacArthur, 1994), le Sud de l'Australie, le Chili et la Californie. Toutefois, aucun de ces endroits n'a pu développer avec succès une industrie du liège, même si l'arbre se développe relativement bien sur des sols appropriés (Americo *et al.*, 2009). A l'heure actuelle, en dépit du dépérissement des arbres en

cours, le Portugal reste, de loin, le plus grand producteur de liège et possède la plus grande industrie

Quercus suber présente un polymorphisme remarquable tant il existe des possibilités d'hybridation (Manos *et al.*, 2001). Ainsi, nombreuses variétés ont été décrites. Celles-ci portent sur la forme des écailles, la taille et la forme de la cupule, la disposition des fruits, la forme et la périodicité du renouvellement des feuilles et sur la disposition des rameaux (Salaheddine, 2005 ; Manos *et al.*, 2008). Une étude enzymatique réalisée sur 40 populations de chêne-liège a montré que la diversité maximale est observée dans la Péninsule ibérique et dans les régions françaises adjacentes (Landes et Catalogne) alors qu'en Afrique du Nord, en Italie, en Corse et en Provence la diversité est moindre (Toumi & Lumaret, 1998). En Algérie, on différencie deux races : le chêne-liège numidien (Algérie et Tunisie) et le chêne-liège atlantique ou marocain de forme plus élancée à glands souvent doux et plus gros.

Certains auteurs comme Aime (1976) et Manos *et al.* (2001) signalent que le genre *Quercus* pose un problème phylogénétique qui n'est toujours pas résolu faisant allusion au problème posé par *Quercus suber* et les espèces voisines : *Quercus pseudo suber* et *Quercus cerris*.

Le chêne-liège est un arbre de moyenne grandeur pouvant atteindre 10 à 20m parfois même 25m dans des conditions optimales (Gil & Varela, 2008). Il présente un port variable en fonction de la densité du peuplement. Le tronc est généralement court et se ramifie à une faible hauteur (Fig. I.4a).

A l'état isolé, il est couvert de grosses branches étalées tandis qu'en massif, il est plus droit et plus long. Il est recouvert d'une écorce épaisse poreuse, sillonnée et fortement crevassée longitudinalement. Elle peut atteindre jusqu'à 20 cm d'épaisseur (Gil & Varela, 2008). La circonférence d'un tronc varie selon l'âge et les conditions de végétation. Elle atteint en général, 70cm à 35 ans pouvant dépasser 3,5 à 5m dans les vieux peuplements.

Le chêne-liège a une longévité de 80 à 100 ans dans l'étage bioclimatique semi aride et 200 ans et plus dans l'humide (Bouchafra & Fraval, 1991). Par contre, Vignes (1990) et (Gil & Varela, 2008) signalent que le chêne-liège peut vivre plus longtemps de 250 à 300 ans avec des levées de liège de 9 à 12 ans de rotation et jusqu'à 200 ans, sans démasclage. Il peut atteindre jusqu'à 500 ans dans certains endroits.

Sur un arbre jamais exploité, l'écorce est de couleur grisâtre, très épaisse parfois dépasse les (20 cm), peu dense et fortement crevassée (Gil & Varela, 2008). C'est un tissu parenchymateux formé par l'assise subero-phellodermique qui couvre le tronc et les branches (Fig. I.4). Elle forme la couche souple, compressible, élastique dont le rôle principal est de protéger l'arbre. Elle représente une bonne protection contre le feu et permet à l'arbre de reprendre rapidement sa croissance après le passage d'un incendie. En termes de production, on l'appelle "liège mâle, liège naturel" (Boudy, 1955) produit quand l'arbre atteint environ 25 ans (Gil & Varela, 2008).

Dans le cas des arbres écorcés, le liège mâle est remplacé par le "liège de reproduction" ou "liège femelle", de couleur jaune, rouge puis noire. Cette nouvelle écorce est beaucoup plus régulière que la précédente, présentant des crevasses moins profondes et des caractéristiques dans l'ensemble, plus homogènes (Fig. I.4 b, c). La qualité du liège augmente avec les levées successives. La hauteur de prélèvement du liège augmente à chaque levée, elle est de 1,5 à 3 fois la circonférence (Veillon, 1998).

Le système racinaire du chêne-liège est pivotant : il est constitué d'une grosse racine principale qui sert de support à l'arbre, et de racines secondaires plus superficielles. Il permet ainsi l'approvisionnement en eau et en éléments minéraux. Il peut s'emmêler avec les racines des arbres voisins (échanges de substances nutritives) et s'associer avec le mycélium de certains champignons pour être ainsi mycorhizées (Veillon, 1998), favorisant la capture des minéraux. La longueur maximale est de 32 cm (Sauvage, 1961).

Au cours des premiers stades de la vie végétale, il ya clairement une priorité pour la croissance des racines (Maroco *et al.*, 2002). Cet investissement précoce dans les racines, plutôt que dans les tiges et le feuillage, peuvent contribuer à la survie des plants dans les premières années s'ils sont sujets à la sécheresse. La survie des semis ne peut pas être garantie avant que les racines atteignent une profondeur au sol qui retient l'eau disponible en été (Pausa *et al.*, 2009).

Selon Natividade (1956), dès son jeune âge, le chêne-liège montre des dispositions naturelles à s'enfoncer verticalement avec vigueur dans le sol. Trois mois uniquement après le semis, les racines atteignent 55 à 60cm tandis que la partie aérienne atteint 9cm. Les racines superficielles présentent l'aptitude de former des drageons.

Les feuilles de chêne-liège sont alternées, simples, de forme et de dimensions variables d'un arbre à l'autre voire sur le même arbre (Fig. I.4f). Elles sont persistantes, coriaces et de couleur vert- foncé. Glabres sur leurs parties supérieures et quelque peu pubescentes sur la face inférieure, de formes ovales, légèrement dentées (4-7 paires de dents aiguës) (Gil & Varela, 2008). Leur taille varie de 3 à 6 cm en longueur et de 2 à 4 cm en largeur. Elles ont 5 à 7 paires de nervures avec un pétiole pouvant atteindre 2 cm (Oli, 2005).

Ces feuilles sont bien conçues pour faire face à un climat imprévisible. Elles sont sclérophylles, ce qui signifie qu'elles sont raides, épaisses et cireuses. Ceci est typique de nombreux arbres et arbustes qui poussent dans des régions présentant de forts déficits hydriques saisonniers, comme la Méditerranée (Pausa *et al.*, 2009).

La Sclérophyllie est souvent considérée comme un trait adaptatif des plantes ligneuses dans les climats à saison sèche, mais il ne confère pas automatiquement une plus grande tolérance à la sécheresse, et il a peut-être évolué parce qu'il offre une protection contre de nombreux différents types de stress (Read & Stokes 2006), telle une pauvre nutrition minérale ou les attaques par les défoliateurs (Salleo & Nardini, 2000). La plupart des défoliateurs du chêne-liège, en effet, s'alimentent des jeunes feuilles tendres, avant que la sclérophyllie ne se développe pleinement (Pausa *et al.*, 2009)

L' "automne" du chêne-liège correspond à peu près à notre printemps. En effet, à cette période, les feuilles prennent une coloration jaunâtre, phénomène dû à l'apparition des nouvelles ébauches foliaires. Pour un arbre à feuilles persistantes, il a un feuillage d'une courte durée de vie (Pereira *et al.*, 1987). En fait, l'espérance de vie moyenne des feuilles est seulement d'environ 1 an, beaucoup plus courte que dans d'autres chênes, tels que le chêne vert ibérique (*Quercus rotundifolia* = *Q. ilex subsp. ballota*), dont les feuilles peuvent vivre de 1-3 ans, ou le chêne kermès (*Q. coccifera*), dont les feuilles peuvent durer 5-6 ans (Pausa *et al.*, 2009). Gil & Varela (2008) écrivent que les feuilles de chêne-liège tombent généralement au cours de la deuxième année (13-23 mois après leur pousse) mais Natividade (1956) pense qu'elles peuvent persister jusqu'à 3ans sur l'arbre. Cependant, après une forte glandée, à la suite de conditions climatiques défavorables, ou après une récolte exagérée de liège, le chêne-liège peut perdre la totalité de ses feuilles (Natividade, 1956).



Figure I.4 : Caractéristiques botaniques du chêne-liège (photos M'sila) : a) vue générale de la suberaie, b) arbres écorcés, c) liège mâle et femelle sur un arbre écorcé, d) Inflorescences femelles, e) Inflorescences mâles f) les feuilles de chêne-liège, g) les glands.

Le chêne-liège est une espèce monoïque et a principalement des fleurs mâles et femelles sur la même plante (Fig. 1.4 d, e). La floraison a lieu d'avril à juin. Les inflorescences mâles (chatons), en grappes de 4 à 8 cm sont longues, pédonculées et proviennent des bourgeons axillaires des branches de l'année précédente. Les fleurs femelles poussent isolées ou en groupes de trois au maximum et apparaissent sur une nouvelle croissance vigoureuse (Gil & Varela, 2008 ; Pausa *et al.*, 2009).

Le gland du chêne-liège présente une forme et des dimensions très variables suivant les arbres. Il est de couleur verte puis brune à maturité, avec un pédoncule jusqu'à 4 cm de long. Sa taille varie de 2 à 5 cm en longueur et de 1 à 2 cm en largeur. La cupule est composée d'écaillés légèrement arquées ou emmêlées sur la partie supérieure (Fig. I.4g).

I.2.4. Ecologie du chêne-liège

Le chêne-liège est une essence méditerranéo-atlantique. La répartition géographique de l'espèce est définie par ses exigences écologiques.

Un des facteurs déterminants dans la distribution de la suberaie est le sol. Le chêne-liège est une espèce calcifuge stricte se plaisant sur tous les substrats siliceux et acides (schistes, grès, gneiss, granite), et craignant l'hydromorphie. Il s'accommode de sols peu fertiles, superficiels ou lourds (riches en argiles), mais recherche plutôt des textures sableuses, biens aérées et riches en matière organique (Aime, 1976 ; Gil & Varela, 2008). Les granites, les gneiss, les micaschistes ou les grès à ciment siliceux, argileux ou même calcaire constituent les roches favorables au chêne-liège, car elles présentent des caractéristiques sableuses (Sauvage, 1961). Les calcaires et les marnes l'excluent au profit d'autres espèces mais quelques intercalations argileuses ou même marneuses n'éliminent pas le chêne-liège quand il rencontre de bonnes conditions climatiques. .

Les contraintes édaphiques sont responsables depuis assez longtemps d'une bonne part du taux d'échec des plantations des semis du chêne-liège (Boudy, 1951). Celles-ci s'installent d'autant plus facilement que la couverture de sable est moins épaisse (Marion, 1951). De plus, le tassement du sol par piétinement fréquent, rend l'enracinement difficile (Hasnaoui, 1995).

Certains facteurs sont limitant pour les semis de chêne-liège. Djinit (1977) indique : Une faible alimentation en eau du sol en été, une carence en magnésium, un excès en potassium et enfin une pente très forte favorisant le ruissellement et le décapage de la couche superficielle du sol nécessaire à la régénération.

Le chêne-liège est une essence héliophile, de pleine lumière exigeant une forte insolation. La cohabitation avec d'autres essences à la cime peu compacte - tels le pin maritime (*Pinus pinaster* Ait.) ou le pin parasol (*Pinus pinea* L.) - est possible, mais c'est en peuplement pur, voire en lisière des parcelles qu'il se développera le mieux, fournissant alors une protection contre le vent grâce à la robustesse de son système racinaire.

Chollet (1997), confirme que la survie des semis et leur croissance augmentent sensiblement avec l'éclairement relatif. Aussi, d'après Zeraia (1981), la meilleure glandée se manifeste dans les expositions Sud et Ouest où la lumière et la température sont suffisantes.

Le chêne-liège est thermophile, il pousse sous des climats tempérés à hivers doux, à des températures moyennes annuelles comprises entre 13 et 18 °C (Gil & Varela, 2008). Il peut

supporter des chaleurs occasionnelles (35 à 40°C) (Bouhraoua, 2003). Cependant, il craint les fortes gelées persistantes et a besoin d'une période de sécheresse en été pour prospérer. Il ne tolérera pas des températures inférieures à -10 °C (Gil & Varela, 2008), des lésions irréversibles peuvent apparaître sur les feuilles à partir de -12 °C (Oli, 2005). Les feuilles de chêne liège sont moins tolérantes au gel (Larcher, 2000; Garcia-Mozo *et al.*, 2001) et à la sécheresse que ceux du chêne vert. Blanco *et al.* (1997) estiment que le chêne-liège se développe bien dans les régions recevant une pluviométrie moyenne annuelle supérieure à 600 mm et une température moyenne annuelle de l'ordre de 15 °C. Maire (1926) pense que l'espèce est très exigeante en température et ne se développe que sous un climat relativement chaud où la moyenne annuelle des températures reste comprise entre 11 et 17 °C. En effet, les subéraies marocaines se répartissent entre des moyennes annuelles comprises entre 18.4 et 25.6 °C avec une moyenne des températures maximales du mois le plus chaud entre 25 et 35°C (Sauvage, 1961) et la subéraie tunisienne est caractérisée par des températures comparables où M varie entre 28,6 et 35,3 °C (Saoudi, 1983). En Algérie, dans les suberaies de l'ouest, en zone littorale, le mois d'août est toujours le mois le plus chaud avec des températures moyennes de 27 et 29 °C dépassant parfois 35°C (Bouhraoua 2003 ; Dehane, 2006 ; 2012 ; Belhoucine 2008), alors qu'en montagne, l'atmosphère est plus chaude et la température maximale observée durant le mois le plus chaud peut atteindre 33 °C en moyenne, avec des valeurs extrêmes touchant 40°C (Bouhraoua, 2003 ; Dehane, 2006 ; 2012).

Le chêne-liège ne supporte pas des températures faibles, en effet, une température minimale du mois le plus froid (m) inférieur à 0, lui est fatale. De plus, quand la température descend en dessous de 3°C, en hivers, l'arbre entre en repos physiologique (Bouchafra & Fraval, 1991). Les valeurs fournies par Sauvage (1961) pour la suberaie marocaine et Saoudi (1983) pour la suberaie tunisienne se situent entre 0,5 et 10,3 °C. En Algérie, Dans le secteur littoral de l'ouest, soumis aux influences maritimes, les minima du mois le plus froid sont les plus élevés. Ils varient entre 4,5 à 8,2°C dans la forêt de M'Sila et dans l'Atlas Tellien (Bouhraoua 2003 ; Dehane, 2006 ; 2012 ; Belhoucine 2008), l'élévation du relief et son éloignement de la mer entraînent souvent une diminution sensible de la température minimale. Les valeurs extrêmes du mois le plus froid tombent dans les forêts de montagne de 4,5 à 0,2 °C (Bouhraoua 2003 ; Dehane, 2006 ; 2012).

L'humidité est également un facteur limitant, car bien qu'étant xérophile, le chêne-liège nécessite une humidité atmosphérique d'au moins 60 %, même en saison sèche, et d'une pluviométrie allant de 500 à 1200 millimètres par an (Maire, 1926 ; De Beaucorps, 1956 ; Allili, 1983). Ces conditions ne se rencontrent que près de la mer en région méditerranéenne, et jusqu'à 200 ou 300 km à l'intérieur des terres sur la façade atlantique. Il se trouve sous un large éventail de précipitations annuelles, allant de 479 mm à Mamora (Maroc) à 2400 mm dans certaines régions du nord-ouest du Portugal et du sud de l'Espagne (Gil & Varela, 2008).

Au Maghreb, les subéraies reçoivent des quantités de pluies variant de 350 à 2000 mm réparties sur 50 à 105 jours (Bouhraoua, 2003). Les régions qui reçoivent plus de précipitations sont localisées dans les montagnes du RIF au Maroc (2000 mm), le nord-est de l'Algérie (800 à 1200 mm) et la Tunisie (1700 mm). Les régions Ouest du Maroc, centre et Ouest de l'Algérie sont les moins arrosées. Les pluies ne dépassent guère 600 mm par an (Seltzer, 1946 ; Boudy, 1950 ; Natividade, 1956).

Dans l'étude phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie présentée par Maire (1926), il confirme que le *Quercetum suberis* ne se développe que dans les régions à fortes précipitations, il est d'autant plus luxuriant que les précipitations sont plus fortes. Ce sont

justement là les caractéristiques climatiques de la Kabylie et de la région Est de l'Algérie en allant de Jijel (forêt de Guerrouche) à El Kala. Ces exigences varient néanmoins selon les particularités des stations qu'il colonise: exposition (nord/sud), topographie (sommet, fond de vallon), proximité de la mer, etc.

I.2.5. Multiplication du chêne-liège

Le chêne liège, comme toutes les essences feuillues, se multiplie par régénération naturelle ou artificielle.

La régénération naturelle se fait naturellement par semis des glands tombés ou par rejets de souches à la suite de l'intervention de l'homme ou du feu. En effet, l'arbre produit suffisamment de glands pour reconstituer ses peuplements. Malheureusement la plupart des jeunes semis, en Afrique du nord, ne peuvent supporter la saison sèche plus de 2 ou 3 ans et sont généralement détruits par les vents chauds de l'été (Boudy, 1952). Ainsi, la régénération naturelle par semis du chêne-liège en Algérie comme au Maroc (Benabid, 2000 ; Aafi, 2006) fait défaut. Elle est assez difficile et très aléatoire et dépend de plusieurs facteurs tels que la fécondité des arbres, la périodicité des fructifications, la faculté de germination des glands, les conditions climatiques et édaphiques et enfin l'action de l'homme (Bouchafra & Fraval, 1991).

La régénération naturelle par rejets de souches permet le rajeunissement de l'arbre. De ce fait, l'insuffisance de la régénération par semis, devrait inciter les forestiers à faire un très large appel aux rejets de souches. Effectivement, des études faites, depuis longtemps, sur les suberaies de cette région et reportées par Boudy (1952), reconnaissent que c'est grâce à cette méthode qu'un très grand nombre de massifs ont pu subsister, malgré les incendies et les dévastations de l'homme. Le chêne-liège rejette vigoureusement quand l'arbre est jeune. Cette capacité diminue avec l'âge (plus de 100 ans), l'épuisement de l'arbre après plusieurs récoltes de liège et les conditions de climat et de sol peu favorables.

Par défaut de régénération naturelle et pour la préservation des suberaies, on doit avoir recours à la voie artificielle. Celle-ci étant basée sur le semis direct des glands ou la transplantation de plants élevés en pépinière pendant quelques mois.

En Algérie, toutes les suberaies proviennent de peuplements spontanés (Valette, 1992 ; Zine, 1992). Cette espèce est actuellement prise en considération dans le programme quinquennal 2010-2014 mis en place par le secteur des forêts qui prévoit l'extension et la réhabilitation de pas moins de 10 000 ha de suber, en plus du repeuplement de toutes les espèces confondues de 120 000 ha de résineux, y compris le chêne-liège (D.G.F., 2009).

I.2.6. Techniques culturales

Le chêne-liège est soumis à deux types de traitements, la subériculture et la sylviculture. Le premier a pour seul objectif la production d'un maximum de liège de bonne qualité sans déséquilibrer l'arbre, le second s'occupe de la régénération, de la conduite et du maintien en bon état des arbres pour assurer la production régulière du liège.

La subériculture est une arboriculture sommaire, très développée dans certaines régions comme la péninsule Ibérique où le chêne-liège est presque traité en arbre fruitier, mais très simplifiée en Afrique du Nord où, en dehors de la période de récoltes, l'arbre est abandonné à lui-même (Boudy, 1952).

La première récolte de liège est appelée démasclage, étape de mise en valeur de l'arbre puisque la levée du liège mâle permet de produire le liège de reproduction plus apprécié pour ses multiples utilisations. Cette opération peut être appliquée quand l'arbre atteint l'âge de 25 à 50 ans après avoir atteint une circonférence d'au moins 0,60 à 0,70 m à 1 m du sol (Bouchafra & Fraval, 1991). Cette période correspond à celle des plus forts accroissements moyens annuels en diamètre du tronc (Natividade, 1956). Ainsi, un démasclage précoce ou très poussé peut ruiner irrémédiablement les jeunes arbres.

La récolte du liège de reproduction est dite déliégeage. Elle se pratique quand le liège devient mûr et exploitable et peut avoir une épaisseur qui lui permet d'être utilisé en industrie.

La récolte du liège, en Algérie, se pratique avec des rotations de 9 à 12 ans mais ne doit pas dépasser 15 ans (Code international des Pratiques Subericoles, 2005) pour éviter l'altération du liège. Elle est effectuée entre mi-Juin à mi-août.

La sylviculture cherche à obtenir un fût élagué et si possible droit, afin de faciliter la récolte du liège et d'homogénéiser les produits, d'une hauteur de deux à cinq mètres en fonction des stations forestières et du diamètre des arbres. On facilite le développement de deux à quatre branches charpentières pour étendre le houppier. L'idéal étant que l'arbre soit en situation de croissance libre. De ce fait, les densités préconisées sont relativement faibles : 100 tiges/ha en peuplement final (CFT, 2008).

La futaie régulière se conduit assez facilement. Les éclaircies ont pour objectif de diminuer la densité au profit des arbres les plus productifs, autour d'une à trois classes de diamètres, tout en conservant un couvert suffisant. Elles sont réalisées à chaque récolte. La densité finale préconisée est de 350 à 400 tiges par hectare. Elle présente généralement un sous bois plus propre. La régénération de ce type de peuplement est cependant plus compliquée. Les coupes d'ensemencement entraînent une explosion du maquis peu profitable au semis. Cette régénération peut être assistée (débroussaillage de trouées, crochetage). Elle doit se faire par bouquet afin d'éviter les coupes rases trop importantes tout en tenant compte de la durée de survie des sujets (CFT, 2008). Ce type de gestion assure un revenu qui augmente en fonction de l'âge du peuplement.

La futaie irrégulière demande une attention particulière. Son principe repose sur une régénération continue. Les éclaircies se font dans toutes les classes de diamètres afin de conserver un équilibre entre les jeunes sujets improductifs (diamètre < 25 cm) et les arbres productifs. La régénération se fait dans les trouées laissées lors de l'élimination des arbres improductifs (CFT, 2008). Cette gestion assure un revenu régulier, sans trou de production, grâce à un renouvellement continu du peuplement. Elle nécessite cependant des interventions sylvicoles régulières pour maintenir l'équilibre.

En Algérie, les traitements sylvicoles n'étant pas appliqués, les forêts ont presque toutes la même forme sylvicole, la futaie jardinée (claire) d'aspect irrégulier où toutes les classes d'âges sont présentes (Boudy, 1950).

I.2.7. Les peuplements de chêne-liège

En Algérie, le chêne-liège forme généralement, des peuplements purs pouvant être mélangés localement avec d'autres essences selon l'altitude, l'exposition, le climat et la nature du sol. La présence de certaines espèces envahissantes à croissance et régénération rapides, constitue une sérieuse menace pour le chêne-liège (Bouhraoua, 2003).

Il forme, avec un sous-étage souvent difficilement pénétrable et très inflammable de lentisque, myrte, arbousier, filaria, bruyère arborescente, ciste et genêt, de vastes massifs, soit à l'état pur, soit en mélange avec le chêne vert (*Quercus ilex*), le chêne-zéen (*Quercus lusitanica*), le pin maritime (*Pinus pinaster*) et quelques oliviers (Boudy, 1952 ; Puyo, 2006). On peut retrouver également, le chêne tauzin, le tamaris, le châtaignier et le caroubier en plus du frêne oxyphille, le micocoulier, le merisier et le poirier au Maroc (Natividade, 1956 ; Quezel, 2000 ; El Yousfi, 1991).

Le feuillage du chêne-liège est assez léger et la subéraie dans son état optimal est un peuplement forestier relativement clair où les arbres ne couvrent que 60% environ, du terrain. La lumière du soleil peut ainsi parvenir en suffisance aux strates basses. Cette structure horizontale permet l'éclaircissement du sol. Ainsi, sous la subéraie peut se développer un sous-bois assez riche: ligneux bas et de nombreuses espèces herbacées, comportant à la fois des espèces sciaphiles (d'ombre) et des espèces héliophiles (de lumière) jouant un rôle prépondérant. Ce dernier est surtout développé sur les terrains siliceux de l'étage humide (grès numidien). Il s'agit d'une flore plutôt hygrophile comme les Lianes (*Smilax aspersa*), le Lierre (*Hedera helix*), la Fougère aigle (*Pteridium aquilinum*) et le Laurier rose (*Nerium oleander*), la Myrte (*Myrtus communis.*), la Bruyère arborescente (*Erica arborea*), l'Arbousier (*Arbutus unedo*), le Lentisque (*Pistacia lentiscus*) et la Phyllère (*Phillyrea angustifolia*). En altitude, on retrouve aussi le Cytise à 3 fleurs (*Cytisus triflorus*), le Calycotome épineux (*Calycotom spinosa*), l'Aubépine (*Crataegus monogyna*) et divers Cistes. Dans les peuplements denses, ce sous bois est par contre, moins développé.

En semi aride, pousse un sous bois à caractère xérophile composé essentiellement de Cistes (*Cistus salviiflorus*, *C. monspeliensis*, *C. ladaniferus*, etc.), de Lavandes (*Lavandula atlantica* et *L. stoechas*), de Doum (*Chamaerops humilis*) et d'Hélianthèmes (*Helianthemum halimifolium*) (Boudy, 1950, 1952 ; Natividade, 1956 ; El Yousfi, 1991 ; Quezel, 2000 ; Amandier, 2002).

I.2.8. Le chêne-liège face aux incendies

Le feu a exercé une pression sélective sur l'évolution de la flore et la végétation dans toutes les régions à climat méditerranéen et dans le monde. De nombreuses espèces ont développé des stratégies pour survivre aux incendies périodiques (Pausas *et al.*, 2004; Pausas & Verdú, 2005). En effet, le chêne-liège est un excellent exemple. S'il n'est pas exploité, la couche de liège sur l'arbre devient très épaisse et constitue une barrière protectrice contre le feu puisque que le liège est un bon matériau isolant protégeant les tissus du tronc et des rameaux (Pausas 1997).

La plupart des espèces de chêne ont la capacité de produire des rejets après des perturbations graves, y compris après le feu. Ainsi, l'écorce épaisse et isolante du chêne-liège protège presque tous les bourgeons leur permettant de produire des rejets et des drageons rapidement et efficacement (Pausas, 1997).

Par conséquent, après passage du feu dans une forêt de chênes liège, la plupart des arbres survivront. Certains jeunes arbres peuvent souffrir et endiguer la mort par le feu puisque l'écorce est encore trop mince pour fournir la protection thermique des bourgeons souches, bien que les individus peuvent survivre parce ils reprennent des souches de la base. Les arbres dont le diamètre du tronc est supérieur à 12 centimètres, survivent souvent à un incendie (Pausa *et al.*, 2009). Dans ces cas, pour un diamètre de tronc donné, plus l'écorce du chêne-liège n'est épaisse, plus vite il va régénérer. Cependant, les vieux arbres peuvent échouer à produire des rejets, et donc mourir après incendie. Le comportement de l'arbre après feu dépend non seulement de l'épaisseur de l'écorce mais aussi de la taille des arbres ou l'âge, et du nombre d'années écoulées depuis le dernier écorçage, en effet, lorsque l'arbre n'a jamais été déliégé, la capacité à se régénérer tend à être plus élevée (Moreira *et al.*, 2007). Les feux de forêt peuvent aussi être une source importante de la mortalité du chêne-liège, surtout après l'extraction du liège, lorsque le manque de protection rend l'arbre vulnérable au feu (Pausa *et al.*, 2009 ; Gil & Varela, 2008). En effet, dans l'année du démasclage, l'incendie entraîne la mort de tous les chênes. Le pourcentage de mortalité passe ensuite à 70 % si le démasclage a eu lieu dans les 2 à 3 ans avant l'incendie, puis à 50 % de mortalité après 4 ans (Pyo, 2006).

Le sous-bois est par contre très inflammable. Il est totalement ravagé par les feux. Néanmoins, les Cistacées et les Ericacées réagissent vigoureusement en développant un matorral très dense parfois impénétrable. Il en résulte un déséquilibre dans les écosystèmes à chêne liège, qui entrave toute régénération de cette essence (Benabid, 2000).

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

I.2.9. Importance économique

L'importance socio-économique des suberaies n'est plus à démontrer, elles ont toujours été une source appréciable de revenus tant pour les forestiers que pour les riverains. En effet, les suberaies ont été, depuis l'antiquité, des forêts exploitées par l'homme : sans aucun doute le liège est le principal profit de ces forêts, pense Beltran (2002), mais celles-ci possèdent également d'autres ressources. L'extraction du bois, de charbon, de liège mâle et de glands ont été l'une d'elles.

Avant la colonisation française, les suberaies algériennes tenaient déjà une place importante dans la vie socio-économique des riverains. Grâce à son sous bois abondant, elles servaient et servent toujours de terrains de parcours pour un bétail varié profitant de l'herbe et des glands tombés. En outre et à défaut de gaz butane, elles fournissaient du bois bon combustible pour la préparation des repas et pour le chauffage en hivers.

Le bois a longtemps été apprécié, aussi, pour son utilisation en construction et fabrication des coques de navires (Renou, 1842) cité par (Bouhraoua, 2003). Cependant, ses caractéristiques physiques et mécaniques de bois dur et compact fendant facilement en séchant, limitent de nos jours, ses utilisations en construction et menuiserie pour l'ameublement.

L'apiculture est une autre des utilisations communes des suberaies, profitant du grand nombre d'espèces mellifères et surtout des broussailles issues de sa dégradation ; c'est une activité qui

selon Beltran (2002), ne porte aucun préjudice à la suberaie, et qui est au contraire bénéfique, car elle facilite la pollinisation de nombreuses espèces de son cortège floristique.

De toutes les activités en suberaies, c'est celle du liège qui valorise le plus les forêts de chêne-liège, en apportant à ces formations végétales une certaine rentabilité d'un point de vue économique. Les avantages que présente l'écorçage sont économiques, sociaux et environnementaux. Une grande quantité de main d'œuvre et une population stable dans l'environnement des suberaies se préoccupant de leur survie et leur maintien. Ainsi, l'extraction du liège représente une sauvegarde pour les suberaies, en maintenant des bois avec un degré élevé de maturité.

Par ses propriétés physiques et mécaniques, le liège occupe une place importante dans l'économie industrielle de telle manière que ses domaines d'utilisation sont multiples. Le domaine de l'emballage étant le plus important, il sert à boucher les récipients contenant des liquides. Le bouchon de liège naturel a trouvé ainsi, sa véritable fonction surtout au niveau des bouteilles de vin. Dans le bâtiment, le liège est utilisé comme isolant de premier ordre pour les terrasses et parois surtout pour ses qualités d'imputrescibilité et d'élasticité qui lui permettent un bon comportement au feu. Il est aussi utilisé dans la fabrication de la chaussure orthopédique, comme joint dans l'industrie mécanique et des fluides et comme isolant anti vibratile lors de l'installation d'équipements. Le papier liège est utilisé pour l'impression, couverture de livres, la fabrication de vêtements, «maroquinerie» et autres produits. Le liège est également utilisé dans la fabrication des volants de badminton, poignées de cannes à pêche et des dispositifs spéciaux pour l'industrie spatiale.

Après la transformation industrielle du liège, il en résulte des déchets importants en fin de processus qui trouveront leurs utilisations à des fins diverses : comme engrais agricole et substrat au niveau des pépinières forestières (Ouldmouhoub, 2005). Aussi, les rebuts peuvent être utilisés pour fabriquer une large gamme de produits, y compris les panneaux d'isolation, carrelage et l'insonorisation dans l'industrie automobile, ainsi que pour l'artisanat et des usages artistiques (Gil & Varela, 2008).

En Algérie, la production du liège a connu plusieurs périodes :

Durant l'époque précoloniale, les grandes forêts de chêne liège n'étaient pas exploitées, les Turcs se contentaient d'utiliser le liège dans la confection des ruchers et de tablettes destinées aux dépôts de leur provision à l'intérieur de leur habitation et parfois pour la toiture. Pendant cette période, les massifs de chêne liège étaient beaucoup plus utilisés comme parcours pour le cheptel ovin et bovin pour leur richesse en sous-bois (C.C.I.A., 1973).

Dix années après la colonisation française en 1830, le gouvernement ordonna l'exploitation des massifs de chêne liège, et dès 1841 des études ont été engagées sur les possibilités de production des grands massifs de chêne liège, dont les plus touchés sont ceux de l'est du pays (El Kala, Skikda et Annaba). A cette époque là, l'exploitation se faisait par le biais des concessions (Pyo, 2006). Ces dernières ont été le résultat de l'intérêt économique que pouvait procurer le liège à cette époque et par ailleurs, combler les importations massives de la France en la matière. Le revenu obtenu du chêne liège constituait les 3/4 du revenu national (Marc, 1930).

Les concessions ont été mises en place pour garantir la continuité des revenus. Celles-ci ont été inaugurées en 1846 et régies par un cahier de charges dont la durée a été fixée à 16 ans.

Les premiers contrats intéressaient déjà quelques milliers d'hectares dans la région d'El Kala, mais ne firent pas le bonheur du capitalisme colonial, d'autres ont été donc pris, justifiés par l'arrêté du 3 mai 1849, où un nouveau cahier de charge fixait la concession à 40 ans (Puyo, 2006).

Au regard du profit dégagé par le liège, d'autres concessions ont succédé par le décret du 8 mai 1862, ce dernier vient asseoir de nouvelles bases d'exploitation en portant la durée à 90 ans et alors que celle-ci était laissée au libre choix du colon (Abdelghafour, 1974 ; Ouarkoub, 1974 ; Puyo, 2006).

Il faut souligner que les concessions de liège étaient détenues par les colons, puisque les Algériens n'avaient pas de possibilités financières, en plus des conditions d'accession qui faisaient en sorte que les colons soient les premiers occupants.

Ce faire valoir a certainement dégagé une production importante mais avec des conséquences fâcheuses pour l'avenir de la subéraie algérienne, les techniques forestières utilisées se limitaient au démasclage et les problèmes de régénération des subéraies ont été complètement ignorés.

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, mais malgré cela la production de liège n'a pas cessé d'augmenter, elle atteignait un peu plus de 50000 quintaux en 1898 (Lefbvre, 1900).

Plus tard, les dispositions de la loi de 1913 inscrivant dans le cadre d'action du service forestier les aménagements qui devaient précéder toute exploitation de produits forestiers (lesquels aménagements ont d'ailleurs été prévus par la loi de 1903), ont été abandonnés. De ce fait, les forêts à production ligneuse ont été saignées durant les deux guerres mondiales, pour ravitailler la France en charbon du bois (Ouarkoub, 1974, 1975).

En 1939, les 440 000 hectares de subéraies algériennes représentaient près d'un cinquième de la production mondiale de liège ; cette récolte intervient alors pour une part non négligeable dans les exportations de la colonie française, couvrant plus des deux tiers des besoins de la Métropole en la matière. D'un simple aspect comptable, la mise en valeur coloniale selon Puyo (2006), est indéniablement un succès, le volume récolté passant de quelques centaines de quintaux annuels à plus de 300 000 durant les années 30. Cette valeur a chuté à 22 500 tonnes entre 1941 et 1946 pour atteindre la valeur record de 37 000 tonnes entre 1950- 1954, situation qui s'est détériorée pendant la guerre de libération où 30 % des forêts ont été détruites. Aussi, la surexploitation des subéraies avec des rendements à l'hectare anormalement élevés, contrairement à ce pense Puyo (2006), a affaibli les arbres et précipité leur vieillissement.

Durant la guerre de libération (1954 - 1962), les subéraies n'ont pas connu d'exploitation, l'effet conjugué de la guerre et des incendies a eu des conséquences néfastes sur le patrimoine subéricole et conduira à la réduction d'importantes superficies.

Aucune opération sylvicole, ni aménagement n'ont eu lieu ; de ce fait, on peut dire que la gestion forestière adoptée à l'époque reposait sur le capitalisme colonial. Autrement dit, extraire le maximum de matière première et optimiser le profit, sans pour autant se soucier de l'équilibre du milieu et de l'avenir de la forêt.

Dès l'indépendance, le service forestier algérien a repris l'exploitation des massifs de chêne liège. En raison d'une absence d'exploitation durant la guerre de libération, la production a atteint un pic jamais égalé soit 350 000 Qx en 1965 (Fig. I.5).

Cette quantité a baissé durant les années qui succèdent, elle a subi des fluctuations durant les 30 dernières années (1972 - 2002).

L'inventaire forestier national établi par B.N.E.D.E.R en 1984, indique que sur les 230 000 hectares de chêne liège, 61 % sont représentés par de vieilles futaies, 37 % par de jeunes futaies, 1 % par des perchis et 1 % par des taillis. Les vieilles futaies sont les plus abondantes, ce qui explique la difficulté de la régénération naturelle.

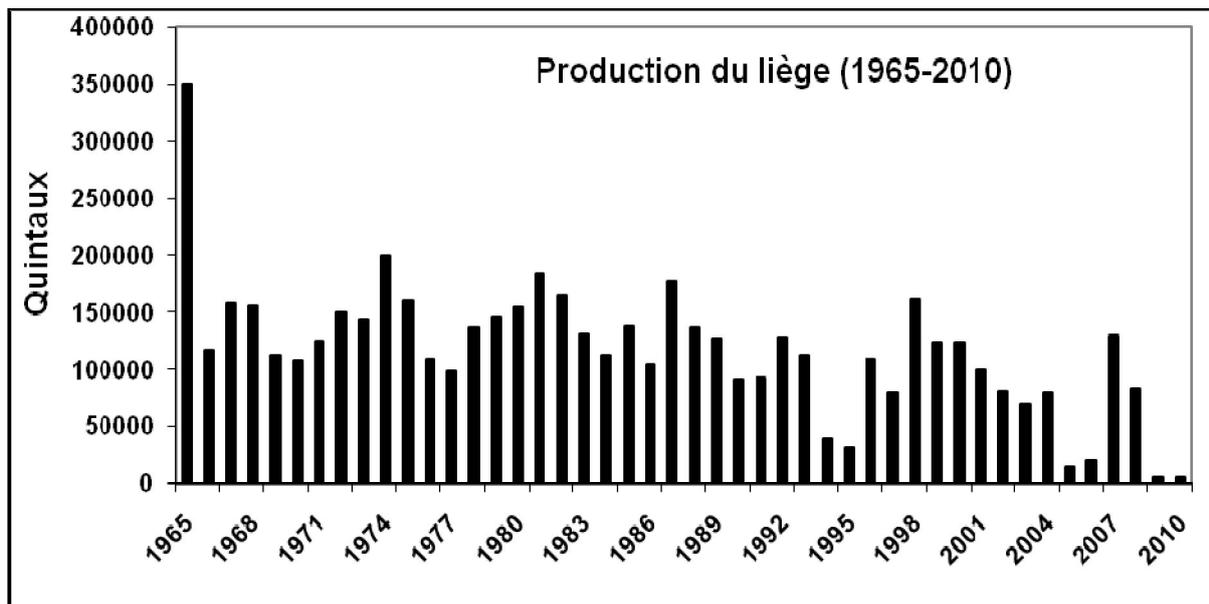


Figure I.5 : Fluctuation annuelle de la production du liège en Algérie (1965- 2010) (D.G.F, 2011)

Le manque d'intervention sylvicole en vue d'un rajeunissement des subéraies et l'absence d'un aménagement propres aux subéraies, justifie la régression de la production nationale.

Pourtant, plus de 90% des subéraies appartiennent au domaine publique de l'état, ce qui aurait pu permettre une gestion plus aisée, uniforme et rentable du système, étant donné que le pouvoir décisionnel est centralisé (Zeraïa, 1982).

Cependant, elles ont suivi des fluctuations importantes pendant les années qui ont suivi (de 1966 à 1993). Pendant les deux années suivantes les quantités de liège n'ont pas cessé de décroître atteignant des taux très faibles, 30 000 quintaux seulement en 1994- 1995 : ceci est venu à la suite de la conjoncture sécuritaire qu'a connue l'Algérie durant la décennie noire.

Depuis, les quantités récoltées n'ont pu augmenter et sont restées ainsi très faible : les années 2009 et 2010 sont les plus catastrophiques sur le plan production en liège.

CHAPITRE II

LES RELATIONS ENTRE LES INSECTES A AMBROSIA ET LEURS HÔTES

Chapitre II

LES RELATIONS ENTRE LES INSECTES A AMBROSIA ET LEURS HÔTES

Les relations entre les insectes et les plantes-hôtes incluent dans la majorité des cas des organismes multicellulaires qui constituent des ressources de base pour beaucoup d'être vivants (Farell *et al.*, 2001). Plusieurs de ces interactions, peut être la majorité, impliquent aussi des associations avec des microorganismes (Paine *et al.*, 1997). En développant la capacité d'utilisation des ressources végétales, les insectes phytophages en particulier arrivent souvent à établir des interactions mutualistes entre eux et les champignons qui finissent par promouvoir la diversification de ces associations (Farell *et al.*, 2001).

En effet, beaucoup d'insectes utilisent une variété de ressources végétales pouvant aller des plantes herbacées jusqu'aux arbres ligneux. Les xylophages notamment comprennent de nombreux ravageurs primaires s'attaquant aux plantes saines et vigoureuses réussissant ainsi à franchir leur système de défense. Ils peuvent causer alors des pertes économiques importantes pour les arbres et les forêts. D'autres, n'ayant pas cette capacité, sont par contre, (Kuhnholz *et al.*, 2003) inoffensives pour les arbres sains, ils infestent principalement des arbres morts ou affaiblis dans leur environnement natif (Paine *et al.* 1997 ; Martikainen *et al.*, 1999 ; Knizek & Beaver 2004). La caractéristique principale de ces insectes, est leur association généralisée à plusieurs types de champignons. Ces derniers ayant différents rôles écologiques, dépendent de la spécificité de leur association. Les types d'associations fongiques peuvent donc aller du mutualisme au commensalisme ou antagonisme (Harrington, 2005 ; Kirisits, 2004 ; Six, 2003). De nombreuses espèces de champignons sont strictement entomochoriques et totalement dépendantes des insectes associés. Elles ne se retrouvent, par conséquent, pas à l'extérieur de l'habitat de leurs vecteurs.

Les insectes *ambrosia* forment un groupe de xylomycetophages qui présentent une relation avec les champignons saprophytes ectosymbiotiques. Ils regroupent la totalité des Platypodides et une partie des Scolytides et Lymexilides (Baker & Kreger-Van Rij, 1964). Ces insectes se nourrissent exclusivement de mycélium de champignons ambrosia qu'ils cultivent dans les galeries d'arbres qu'ils creusent pour y vivre. Les insectes ambrosia passent la totalité de leur vie au sein d'une galerie d'un tronc ligneux avec des préférences des arbres affaiblis ou stressés (Bobat, 1997 ; Cebeci & Ayberk, 2010). Ces champignons qui sont introduits dans le bois par ces coléoptères, fournissent la nourriture aussi bien pour les larves que pour les adultes. Ils sont généralement associés à des champignons ascomycètes (*Ophiostomatales*) responsables de la décoloration du bois provoquant ainsi de graves maladies aux arbres (Wingfield *et al.*, 1993 ; Kirisits, 2004.). Ces insectes sont très connus pour leur grande facilité de propagation de ces champignons.

Dans les forêts, se trouvent plusieurs exemples d'insectes qui établissent des symbioses avec les organismes en provoquant des dommages redoutables dans les arbres en question comme le cas de la Graphiose de l'orme provoquée par le champignon *Ophiostoma ulmi* (Buisman) Nannf transporté par l'insecte scolytite *Scolytus scolytus* F., ou le nématode du Pin *Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner et Buhner) Nickle, transmis par l'insecte cérambycide *Monochamus galloprovincialis* Oliv. (Mota *et al.*, 1999 ; Agrios, 2005).

En plus des champignons, on trouve aussi les virus et les nématodes qui peuvent être fréquemment impliqués avec les insectes dans ces relations élémentaires en débitant les hôtes

et en les rendant ainsi accessibles aux nouvelles attaques d'insectes. Les microorganismes de leur côté, réussissent de cette façon à couvrir les distances entre les hôtes (Tainter & Baker, 1996).

II.1. Interactions

Les champignons sont des hétérotrophes qui acquièrent leur nourriture à partir d'autres organismes. Ils ont développé des stratégies de vie différentes. A ce jour, les interactions entre plantes et champignons sont connues pour être plus anciennes que les interactions entre les champignons et les insectes (Taylor & Osborn, 1996 ; Engel & Grimaldi, 2004 ; Heckman *et al.*, 2001). L'occupation de la terre par les plantes terrestres pourraient ne pas avoir été possible sans les interactions mutualistes plantes- champignons (Jeffrey, 1962 ; Pirozynski & Malloch, 1975). Il a été émis l'hypothèse que les associés fongiques initiaux des plantes étaient saprophytes avec un mycélium invasif, ayant la capacité de pénétrer dans les cellules mourantes ou mortes (Taylor & Osborn, 1996). Comme les interactions champignons- plante se sont développées, ils peuvent maintenant, surmonter les mécanismes de défense de leurs plantes-hôtes, de sorte que les interactions parasites et éventuellement biotrophes ont évolué. La présence des premiers champignons associés remonte à la période précambrienne (Heckman *et al.*, 2001), et les premiers exemples de défense des plantes aux parasites fongiques à la période Dévonienne (Taylor *et al.*, 1992). Alors que les relations symbiotiques entre les champignons et les plantes aient été établies à un stade très précoce dans l'évolution terrestre, les insectes venaient juste de les former dans la période Silurienne (Engel & Grimaldi, 2004). Aucun des premiers insectes fossiles n'est connu pour avoir des associés fongiques (Taylor & Osborn, 1996). Par conséquent, on peut supposer que les champignons ont d'abord été adaptés aux plantes et que les interactions avec les insectes se sont développées beaucoup plus tard. Des exemples montrent que, depuis que ces interactions ont commencé à se développer, ils ont souvent conduit à des associations complexes et assez sophistiquées (Hughes *et al.*, 2010).

L'association entre insectes et champignons a été reconnue au 19^{ème} siècle (Schmidberger, 1836 ; Hartig, 1844, 1878). En raison de la nature souvent destructrice de ces interactions, un certain nombre d'études ont été consacrées à la résolution de la nature des associations. A l'heure actuelle, il est connu que les insectes, les champignons et les arbres hôtes forment des interactions complexes, dont beaucoup ne sont encore pas claires.

Les études concernant les insectes-champignons associés, se sont principalement axées sur les espèces économiquement importantes de scolytes (Linnakoski, 2011). Cela pourrait avoir louvoyé les observations de la vraie biodiversité fongique dans les régions étudiées, et aussi la compréhension de ces symbioses (Six & Wingfield, 2011). Toutes les interactions scolytes-champignon doivent être considérées comme un type de symbiose ayant une fonction similaire. Apparemment, les scolytes et les champignons forment des associations complexes et dynamiques, qui se sont façonnés au cours de longues périodes de co-évolution et qui sont fortement influencés par l'environnement (Linnakoski, 2011). La recherche concernant ces symbioses fascinantes est au point où nous sommes en train d'apprendre à comprendre les divers rôles des champignons et leur importance dans la vie des insectes.

II.1.1. Interactions insectes- champignons

Les insectes et les champignons sont depuis longtemps intimement associés dans la majorité des écosystèmes. Plusieurs exemples de ces interactions sont apparus à plusieurs occasions entre divers types de ces organismes. D'une manière générale, les interactions peuvent se faire de manières différentes allant du parasitisme aux symbioses (Blackwell & Jones, 1997).

Les interactions entre les champignons et les insectes vecteurs peuvent être mutuellement bénéfiques : Pour le champignon, le vecteur lui offre non seulement un moyen de transport dépassant les discontinuités spatiales entre les plantes mais aussi lui assure son inoculation dans les hôtes favorables pour un bon développement ; pour l'insecte bénéficiant d'un habitat approprié, le champignon lui assure une source alimentaire abondante issue de la décomposition des tissus végétaux et le développement du mycélium fongique (Jacobs *et al.*, 2000 ; Henriques, 2007). Néanmoins, des points faibles peuvent exister dans cette relation:

1) Des difficultés peuvent apparaître entre les insectes et les champignons associés pour le maintien de cette relation, particulièrement dans le cas des champignons pathogènes vasculaires qui, pendant le développement de la maladie se séparent du vecteur pour y revenir après compléter son cycle de vie,

2) Le champignon et son insecte vecteur peuvent entrer dans un conflit direct dans le cas d'une invasion très rapide ou précoce de l'hôte par un intervenant. Il peut se produire alors une concurrence entre les deux pour son établissement,

3) Le comportement de l'insecte influence son efficacité comme vecteur (Webber & Gibbs, 1989)

Outre leurs inoculations qui peuvent fragiliser l'hôte par leurs effets pathogènes, les champignons peuvent constituer une importante réserve alimentaire pour les insectes. C'est un phénomène survenu il y a déjà 40 à 60 millions d'années avant l'agriculture humaine où les insectes ont appris à se nourrir de champignons (Muller & Gerardo, 2002). Avec la venue de l'agriculture, le rôle des champignons commençait à être bien connu et concernait plusieurs ordres qui incluent les fourmis, les termites et les insectes à ambrosia (Muller *et al.*, 2005).

II.1.1.1 Les insectes et les champignons ambrosia

Certains insectes de la sous famille des Scolytinae comme les genres : *Corthylus*, *Gnathotricus*, *Tripodendron*, *Xyleborus* et *Xylosandrus* et presque tous les membres des Platypodinae (*Platypus*, *Crosstarsus*, *Platyscapulus* et *Dolyopugus*), sont considérés comme des insectes à ambrosia autrement dit « xylomycétophages » (Francke Grosmann, 1967 ; Nakashima, 1971, 1972, 1975, 1987 ; Dajoz, 1980 ; Beaver, 1989). Les larves et les adultes de ces insectes se nourrissent principalement de champignons qui tapissent les parois de leurs galeries. Ce sont des champignons ambrosia (Batra, 1963).

Ce mot mythique d'origine Grecque signifie « nourriture des Dieux ». Il a été utilisé pour la première fois par Schidberger en 1836 quand il a remarqué une substance visqueuse inconnue couvrant les galeries d'insectes où les larves et adultes se nourrissent, qu'il a supposé sève coagulée. C'était Hartig en 1844 qui a reconnue cette substance comme étant des champignons, en tenant l'idée de génération spontanée. Il a considéré ces champignons comme étant issus conjointement de la sève et des excréments des insectes (Hartig, 1844).

La publication des travaux d'Hubbard sur les insectes ambrosia aux Etats-Unis, en 1897, a été une grande impulsion pour les recherches postérieures (Hubbard, 1897). Nous citons plusieurs travaux qui ont été publiés après cela, durant les années 60 à 80 du XX siècle comme ceux de Batra (1963, 1966, 1967, 1985); Francke-Grosmann (1967); Baker & Norris (1968) et Subramanian (1983).

Ce type d'associations peut se rencontrer chez nombreuses essences forestières, notamment divers *Pinus* (Lieutier, 1993 ; Bendjemaa, 2007), *Cupressus* (Tibberi & Battisti, 1998), *Ulmus* (Smalley *et al.*, 1993) et *Quercus* (Sousa, 1996 ; Sousa *et al.*, 1997). Nombreuses études se sont surtout consacrées sur les symbioses des insectes avec les champignons du complexe *Ophiostoma/ Ceratocystis* responsables de certaines maladies très graves du bois (Lieutier & Levieux, 1985 ; Lieutier *et al.*, 1989 ; Levieux & Cassier, 1994).

Globalement, Muller & Gerardo (2002) ont estimé l'existence de 3400 espèces d'insectes à ambrosia. Dans les régions tempérées, ce sont surtout les scolytes phloeophages des genres *Dendroctonus*, *Ips*, *Orthotomicus*, *Scolytus* et *Tomicus* qui sont bien représentés (Chararas, 1962). En effet, les scolytes vivant sous l'écorce dans la zone cambiale sont souvent associés à certains champignons pathogènes ayant un rôle fondamental dans le dépérissement rapide de la plante hôte et/ ou l'établissement des conditions favorables pour leurs installations (Lieutier, 1992).

1. Aspects évolutifs des associations

Les relations symbiotiques entre les insectes et les champignons ont évolué à partir d'une similitude de caractéristiques des hôtes favorables à l'attaque (Batra, 1963). En effet, la coévolution entre les deux partenaires associés, a donné naissance à une relation de mutualisme (Whitney, 1982 ; Beaver, 1989) dont les effets bénéfiques varient selon les espèces et leur degré d'interdépendance (Graham, 1967). Au cours de l'évolution, les variations morphologiques, chimiques et comportementales n'ont pas modifié l'interdépendance des symbioses (Batra, 1963).

Les associations insectes- champignons ancestrales, des interactions ambrosia, se baseraient seulement sur la dispersion des spores de champignons par les insectes. L'apparition de la mycétophagie et la mycétoculture n'est que secondaire. Cette théorie est soutenue par deux éléments : il existe actuellement des insectes proches des insectes ambrosia transporteurs de spores de champignons sans pour autant en s'en nourrir ; les champignons ambrosia dérivent de champignons non symbiotiques dépendants d'arthropodes pour leur dispersion (Muller & Gerardo, 2002).

Les champignons liés aux insectes ambrosia sont apparus, en agriculture, au moins sept fois entre 20 à 60 millions d'années (Muller *et al.*, 2005). Les origines multiples de cette mycétoculture chez les insectes ne sont pas surprenantes étant donné la diversité des espèces d'insectes engagés et l'importance de la spécialisation des habitudes alimentaires dans cette diversification (Muller & Gerardo, 2002). D'une façon similaire et malgré les ressemblances dans les adaptations morphologiques des champignons associés et transportés par les insectes (Cain, 1972), l'analyse des séquences 18S-r DNA montrent qu'ils dérivent d'ascendants indépendants sans avoir la même origine (Cassar & Blackwell, 1996 ; Rollins *et al.*, 2001). Cependant, les multiples origines n'empêchent guère la coévolution des insectes et des

champignons qui leur sont associés. La possibilité de la spécificité des associations insectes-champignons crée quelques controverses (Coocke, 1977). Néanmoins, il a été catégoriquement confirmé que chaque espèce d'insecte ambrosia est associée à un champignon ambrosia ou un complexe de champignons particuliers essentiels pour le développement de sa descendance. Il a été aussi suggéré que les espèces d'insectes semblables ou apparentés sont associés à des champignons apparentés et que ces champignons sont très adaptés non seulement à l'insecte symbiotique mais aussi à l'environnement où ils se trouvent (Francke-Grosmann, 1967). Ceci étant valable pour beaucoup d'associations, mais il existe certains cas particuliers (Buchnan, 1941). Notons le cas exclusif des insectes non adaptés à utiliser un champignon particulier comme c'est vérifié avec la descendance du xylophage *Xylosanus germanus* Blandford qui se nourrit de champignons non ambrosia tel *Ceratocystis ulmi* (Buisman), *C. Moreau*, *C. piceae* (Münch) Bakhshi et *Pestalotia sp.* (Coocke, 1977).

2. La composante mycologique de l'interaction

Batra (1985) a classé les champignons ambrosia en primaires et auxiliaires. Les champignons ambrosia primaires sont hautement spécifiques. Ils correspondent à un seul insecte vecteur dans leurs relations symbiotiques. Ils dominent dans les galeries où ils sont consommés et sont fréquemment isolés des mycangia d'insectes pendant le vol ou l'ouverture des galeries. Ces champignons sont mutualistes obligatoires extrêmement susceptibles à la sécheresse (Batra, 1966). Les champignons auxiliaires sont transitoires et non spécifiques à l'égard de l'insecte symbiotique et peuvent apparaître après le développement complet de l'insecte. Ils peuvent être présents facultativement dans les chambres larvaires ou dans les insectes adultes. Leurs habitats et distributions ne sont pas liés aux insectes auxquels ils sont occasionnellement associés (Batra, 1985). Beaucoup de ces champignons opportunistes produisent des spores mucilagineuses qui permettent leur transport par divers animaux y compris les insectes. Certains ont même été erronément considérés comme champignons ambrosia primaires (Levieux & Cassier, 1994).

Les champignons ambrosia sont dimorphes, ils se développent sous la forme ambrosia (aspect de levure) ou sous forme de mycélium (Krivoshina, 1991). Les sécrétions des larves et des adultes semblent être responsables de l'induction de la forme ambrosia après le contact direct entre l'insecte et le champignon. Dans des conditions appropriées, des cellules ambrosia peuvent donner lieu à un mycélium végétatif, le contraire est aussi vrai (Batra, 1967). Ce phénomène est connu sous le nom de pléomorphisme (Batra, 1985). La forme ambrosia qui couvre l'intérieur des galeries est une caractéristique importante prise en considération dans le diagnostic de ces champignons. La taxonomie des champignons ambrosia a été pendant longtemps confuse mais nous connaissons des genres appartenant au groupe des ophiostomatales dont *Ambrosiella*, *Raffaella*, *Monacrosporium* et *Phialophoropsis* (Batra, 1967 ; 1985) et *Ophiostoma* (Harrington *et al.*, 2010). Cependant, certains genres n'ont pas été impliqués comme *Acremonium*, *Candida*, *Fusarium* et *Graphium*. Certains champignons provoquent des dommages considérables aux plantes hôtes tel *Ceratocystis sp et Leptographium* et pourront être considérés comme des champignons ambrosia primaires ou auxiliaires (Baker & Noris, 1968 ; Jacobs, 2000).

Les espèces appartenant aux Ophiostomatales sont connues comme associés fongiques fréquents des insectes à ambrosia (Münch, 1907 ; Harrington & Cobb, 1988 ; Wingfield *et al.*, 1993 ; Paine *et al.*, 1997 ; Jacobs & Wingfield, 2001 ; Kirisits, 2004 ; Harrington *et al.*, 2010).

Elles sont généralement rencontrées dans des galeries creusées par les insectes et leurs larves, principalement, dans le phloème et le bois des conifères (Kirisits, 2004). Ces champignons sporulant dans les galeries peuvent être transportés par l'insecte de plusieurs manières ; dans les mycangia (Francke-Grosman, 1967 ; Beaver, 1989 ; Sousa ; 1996 ; Henriques *et al.* 2006, 2009 ; Inacio *et al.* 2008 ; Belhoucine *et al.*, 2011a, 2011b, 2012b), attachés à la surface de leurs exosquelettes (Beaver, 1989), dans les voies digestives (Furniss *et al.*, 1990), ou sur les acariens phorétiques des insectes (Moser *et al.*, 2010). Habituellement, les xylomycetophages sont associés à plus d'un champignon. Chaque insecte peut en transférer plusieurs espèces et des milliers de conidies et les ascospores, mais une grande variation entre les individus se produit (Solheim, 1993a). L'association des champignons ophiostomatoïdes avec une espèce particulière d'insecte peut être spécifique ou plutôt indifférente. Les insectes peuvent être occasionnellement vecteurs de nombreux champignons mais aucune de ces espèces fongiques ne se trouve à des taux considérables dans les populations du xylophage (Mathiesen-Käärik, 1953 ; Solheim & Långström, 1991 ; Gibbs & Inman, 1991). *Tomicus piniperda*, par exemple, est un vecteur de nombreux champignons ophiostomatoïdes, dont beaucoup ne sont qu'occasionnellement véhiculés et qu'en faibles quantités (Kirisits, 2004). Dans les associations spécifiques entre les champignons et les scolytes par exemple, un grand nombre d'insectes transporte régulièrement et spécifiquement des spores des mêmes champignons ophiostomatoïdes. La diversité de ces champignons associés à ces insectes qui infestent les arbres forestiers est encore mal connue, en particulier dans l'hémisphère Nord. La plupart des études ont mis l'accent sur *Scolytus* Geoffroy. spp, vecteur des champignons de la Graphiose de l'orme (Gibbs, 1978 ; Brasier, 1991 ; Hubbes, 1999 ; Brasier & Kirk, 2001). Dans cet inhabituel système rare-vecteur de champignon, les insectes ont plutôt fixé des associations avec des champignons non-indigènes (Linnakoski, 2011).

3. Mécanismes d'adaptation pour réussir la relation

Les relations entre insectes ambrosia et champignons ambrosia sont considérées comme ectosymbiotiques (Francke-Grosman, 1967). Les champignons peuvent vivre dans des organes de l'insecte ou à l'extérieure de son corps où ils sont temporairement stockés avec l'intention d'être disséminés (Krivoshaina, 1991).

Les spores des champignons sont stockées chez l'insecte, dans des organes spécialisés dits mycangia qui assurent leur transport (Batra, 1963 ; Krivosheina, 1991 ; Freadrich *et al.*, 2008, Nakashima 1971, 1972, 1975, 1987). Ces derniers renferment des glandes de sécrétion qui maintiennent les spores dans des conditions favorables pendant les phases de vol et de dispersion des insectes (Levieux *et al.*, 1991 ; Yuceer *et al.*, 2011). La structure morphologique des mycangia et leur localisation sur le corps de l'insecte sont très variables selon les espèces et les sexes. Ainsi, les scolytinae portent des mycangia chez le sexe responsable de l'attaque de l'hôte (Francke-Grosman, 1967). Par contre, chez les Platypodinae ce sont les mâles qui choisissent les arbres à attaquer mais sont principalement les femelles qui portent les mycangia (Nakashima 1971, 1972, 1975, 1987). Exception faite pour certains insectes où les deux sexes portent ces organes (Dajoz, 1980 ; Sousa, 1996 ; Sousa & Inacio, 2005 ; Belhoucine *et al.*, 2011a, 2011b, 2012b).

La dispersion des spores transportées par les insectes est connue chez une multitude de champignons y compris les *Ascomycota*, *Basidiomycota*, *Zygomycota* et certains *Myxomycota* (Abbot, 2002). Beaucoup de ces champignons, selon la même source, ont développé des adaptations spécifiques à leur transport par les insectes comme la production de spores

adhérents ou rassemblées dans des structures mucilagineuses. En effet, les Ophiostomales ont développé des adaptations afin de faciliter le transfert entre les arbres. Les structures de fructification de ces champignons ont généralement de longues tiges portant les spores dans des gouttelettes visqueuses et de formes concaves pour permettre de multiples points de contact pour une fixation facile à la surface de l'insecte vecteur (Malloch & Blackwell, 1993).

En outre, pour certains champignons mutualistes, la multiplication sexuelle est devenue apparemment, pas nécessaire. Ces espèces n'ont pas ou possèdent rarement des représentants sexués (Wulff, 1985). Leurs caractéristiques morphologiques sont considérées comme des adaptations à la dispersion et à l'habitat des insectes vecteurs (Francke-Grosman, 1967, Whitney, 1982 ; Beaver, 1989 ; Malloch & Blackwell, 1993).

4. Avantages de la symbiose

Dans de nombreux cas, la symbiose entre l'insecte et les espèces fongiques, est mutualiste bénéficiant à la fois les coléoptères et les champignons (Francke-Grosman, 1967 ; Beaver, 1989 ; Berryman, 1989 ; Ayres & Lombardero, 2000).

La dispersion des champignons ambrosia dépend presque totalement des insectes vecteurs. Le bénéfice de ces champignons de l'association avec les vecteurs, est leur transport vers d'autres nouveaux arbres hôtes (Dowding, 1969 ; Paine *et al.*, 1997 ; Klepzig & Six, 2004).

Outre le transport rapide vers un habitat convenable, la dispersion des insectes offre une protection contre la lumière UV et la dessiccation (Klepzig & Six, 2004).

La symbiose avec les champignons donne aussi plusieurs avantages à l'insecte. Les champignons constituent une source alimentaire importante pour les xylomycétophages qui ne se nourrissent pas de bois. Ils participent à la décomposition du bois, facilitant ainsi aux insectes la formation des galeries tout en créant des conditions favorables au développement de leurs descendances. En conséquence, ils fragilisent les arbres et induisent la production de phéromone (Christansen & Hornvedt, 1983). Aussi, transportés par les insectes, les champignons trouveront un mécanisme efficace pour leur dissémination et leur inoculation directe dans les arbres (Beaver, 1989).

Les hyphes du champignon sont très riches en protéines et constituent une source non négligeable dans le bois mort. Ils sont donc capables de concentrer l'azote à partir de substrats pauvres en cette matière (Martin, 1979). Les champignons produisent également des esters essentiels au développement des divers stades de développement de l'insecte. L'ergostérol serait le composé essentiel pour l'établissement de la relation insecte- champignon (Kok, 1979). Outre ces composés, les champignons produisent des vitamines et limitent la croissance des espèces fongiques nuisibles (Beaver, 1989 ; Paine *et al.*, 1997 ; Ayres & Lombardero, 2000 ; Klepzig & Six, 2004).

Cependant, hormis ces avantages, une perte d'indépendance des deux existe. En effet, la survie du champignon est dépendante de la survie de l'insecte transporteur et de ces nouvelles générations sans oublier que le taux de mortalité est non négligeable (Henriques, 2007). De même, les descendances de l'insecte dépendent étroitement de la croissance du champignon et aussi lié à la survie de la femelle ancêtre et de l'insecte portant le mycangia (Beaver, 1989).

Aussi, certains champignons ophiostomatales sont des antagonistes d'insectes. L'exemple le plus largement étudié est *Ophiostoma minus* dont la présence réduit considérablement la reproduction du dendroctone du pin, *Dendroctonus frontalis* (Barras, 1970 ; Franklin, 1970 ; Lombardero *et al.*, 2003 ; Hofstetter *et al.* 2005). Ce scolyte est généralement associé à trois champignons : deux mycangiaux *Ceratocystiopsis ranaculosa* et *Entomocorticium* sp., mutualistes nutritionnels (Barras, 1970 ; Hofstetter *et al.*, 2005). La troisième, *Ophiostoma minus*, transportée sur l'exosquelette de l'insecte, ou activement par des acariens phorétiques sur les coléoptères (Lombardero *et al.*, 2000, 2003). Cette dernière est un mutualiste nutritionnel des acariens, et donc plus intimement liée avec les acariens que le dendroctone. Dans le bois, elle concurrence des mêmes ressources avec les champignons mutualistes de l'insecte (Klepzig & Wilkens, 1997 ; Klepzig *et al.*, 2004). Des études récentes ont montré que les insectes, les acariens et les champignons associés forment des chaînes d'interactions très complexes influençables par les changements de températures (Lombardero *et al.*, 2000, Hofstetter *et al.*, 2005 ; Hofstetter *et al.*, 2007).

L'association champignon- insecte ne doit être prise indépendamment de l'arbre hôte où les deux êtres vivent. Pour la majorité des insectes ambrosia, l'arbre hôte est un intervenant essentiel, passif quand l'arbre est faible mais quand l'arbre est sain, il exerce une défense active contre l'attaque des insectes et celle des champignons (Sousa, 1996).

II.1.1.2 Relations avec d'autres champignons

Outre les champignons ambrosia incluses directement dans l'alimentation des insectes, il existe d'autres qui leur sont associés, pour la plupart des cas, pathogènes pour l'hôte et pouvant être déterminant pour la colonisation par l'insecte (Henriques, 2007). Ces champignons jouent, également un rôle important dans la relation insecte- champignon- hôte, surtout pour les arbres sains.

Les insectes primaires qui attaquent des arbres sains utilisent deux tactiques : une attaque massive et l'inoculation des champignons pathogènes (Kirkendall *et al.*, 1997). Ces derniers provoquent le déclin rapide des arbres attaqués (Svihra & Kelly, 2004), favorisant ainsi les conditions pour l'établissement des insectes (Levieux *et al.*, 1991). Plusieurs mécanismes ont été proposés pour expliquer la mort rapide des arbres sous l'action de ces champignons : la production de toxines (Kulnholz *et al.*, 2003), la pénétration du mycélium dans les tissus végétaux, la formation de vésicules de gaz dans les cellules ou d'autres substances qui bouchent les espaces intracellulaires (Agrios, 2005).

De plus, de sérieuses perturbations physiologiques peuvent survenir chez les arbres comme le stress hydrique, le blocage de la sève, la diminution des éléments nutritifs et la réduction de la concentration des monoterpènes aboutissant ainsi à la mort de l'arbre (Nebeker *et al.*, 1993).

Pour une grande variété de ravageurs, il a été prouvé l'existence d'une corrélation directe avec l'existence de l'insecte et la maladie des arbres attaqués ayant ainsi un impact économique considérable sur les peuplements fruitiers et forestiers : cas des Scolytes et des Platypodides porteurs de champignons comme *Ceratocystis*, *Graphium*, *Leptographium* et *Ophiostoma* (Bright & Stark, 1973 ; Levieux & Cassier, 1994 ; Jacobs *et al.*, 2000 ; Pitts & Alston, 2004 ; Fraedrich *et al.*, 2008).

II.1.1.3 Relations insecte arbre- hôte

Les scolytes et platypodides sont parmi les premiers insectes qui attaquent un arbre mort ou affaibli. Ils comprennent des espèces phloéphages, et les espèces xylomycetophages, qui creusent des galeries dans le bois et y cultivent des champignons ambrosia symbiotiques pour se nourrir (Knizek & Beaver, 2004). Ces insectes sont géographiquement très dispersés (Knizek & Beaver, 2004), et s'attaquent à une large gamme d'arbres hôtes (Kirkendall, 1983). Les espèces phloéphages sont normalement spécifiques à un genre d'arbre, et seules quelques espèces d'insectes attaquent des arbres de genres étroitement apparentés (Sauvard, 2007; Bertheau *et al.*, 2009). Toutefois, les insectes sont bien adaptés pour le mouvement à travers les frontières géographiques, et ont des capacités d'adaptation qui leur permettent de passer à de nouvelles espèces d'arbres hôtes s'ils sont introduits à un nouvel environnement (Marchant & Borden, 1976 ; Tribe, 1992 ; Sauvard, 2007 ; Yan *et al.*, 2005). Ces interactions potentiellement nouvelles sont un sujet de préoccupation, car ils peuvent entraîner des épidémies d'insectes et des dégâts dans les écosystèmes forestiers.

La plupart des espèces de scolytes et platypodides sont inoffensifs pour les arbres sains, mais certains sont considérés comme des ravageurs forestiers importants, causant des pertes économiques importantes (Raffa *et al.*, 1993 ; Knizek & Beaver 2004). Les xylomycetophages de conifères sont les ravageurs forestiers les plus importants dans les zones tempérées (Grégoire & Evans, 2004). Ceux qui infestent les feuillus sont considérés comme moins nocifs, à l'exception de la vectorisation des champignons responsables de la Graphiose de l'orme.

Dans leur environnement naturel et au cours des conditions de non-éclosion, plusieurs espèces d'insectes à ambrosia sont considérés comme secondaires, infestant les arbres morts ou affaiblis tel *Ips pini* (Say) et *Scolytus ventralis* LeConte (Paine *et al.*, 1997 ; Martikainen *et al.*, 1999 ; Knizek & Beaver, 2004). Ce sont des organismes qui ont un rôle important dans les écosystèmes forestiers accélérant le recyclage naturel des éléments nutritifs (Martikainen *et al.*, 1999). Plusieurs de ces insectes sont des espèces clés menant la succession forestière comme *Ips typographus* L. en Eurasie (Linnakoski, 2011). Un certain nombre d'autres organismes, tels les arthropodes et les champignons, sont associés à *I. typographus* (Weslien, 1992 ; Viiri, 1997). Certains scolytes et platypodides peuvent devenir économiquement important lors du transfert de champignons pathogènes aux arbres vivants, lorsque leurs populations atteignent des niveaux épidémiologiques *Dendroctonus sp.*, *Ips sp.*, *Platypus quercivorus* (Beaver, 1989 ; Kinuura & Kobayashi, 2006), ou quand ils sont introduits dans de nouveaux environnements (Wingfield & Swart, 1994 ; Knizek & Beaver, 2004). Un nombre relativement faible sont considérés comme les ravageurs primaires comme exemples citons *Dendroctonus ponderosae* Hopkins dans le Nord et l'Amérique centrale et *I. typographus* en Europe qui s'attaquent aux arbres sains, aux semis ou encore aux graines de cultures commerciales (Coulson, 1979 ; Wood, 1982 ; Paine *et al.*, 1997 ; Knizek & Beaver, 2004).

Chez les arbres attaqués, la défense se manifeste par l'augmentation du bois ou chimique par la formation de composés répulsifs. Chaque arbre développe sa propre stratégie de défense en fonction des mécanismes fondamentaux de sa croissance, de son développement et de sa reproduction (Christiansen *et al.*, 1987)..

Un arbre déjà affaibli, consacre l'essentiel de son énergie aux mécanismes de survie et d'adaptation à de nouvelles conditions mais se consacre que très peu à sa défense face aux ravageurs et champignons (Sousa, 1996).

Chez les résineux deux mécanismes de défense ont été mis en évidence : la formation de concentrations élevées d'oléorésines défense primaire des arbres contre les attaques d'insectes (Smith, 1975 ; Lieutier, 1992 ; Kuhnholz *et al.*, 2003) mais inefficace à lui seul pour protéger l'arbre (Lieutier, 1991) ; la formation secondaire de composés spécifiques pour l'isolement de la partie attaquée en l'imprégnant rapidement de substances défensives comme les produits phénoliques (Christiansen *et al.*, 1987 ; Kuhnholz *et al.*, 2003). Le système de défense chez les feuillus est encore mal connu (Sousa, 1996).

Les capacités de défense des arbres attaqués varient énormément avec certaines conditions comme l'espèce d'insecte, l'espèce forestière, son état sanitaire, le climat, la composition du sol, la période d'attaque, les caractéristiques génétiques et sylvicoles, les dimensions des arbres et leurs taux de croissances et la durée de l'inoculation des champignons et leur concentration (Cook *et al.*, 1986 ; Raffa & Smalley, 1988 ; Lieutier, 1991 ; Sousa, 1996).

La colonisation de l'arbre hôte passe par quatre étapes fondamentales : la dispersion, la sélection de l'hôte, la concentration et l'établissement.

Ainsi, les nouveaux émergents, ayant déjà complété leur cycle biologique dans un arbre, sortent, quand les conditions deviennent favorables, à la recherche d'un autre arbre transportant des spores de champignons dans leurs mycangia. Néanmoins, seules les spores des champignons symbiotiques restent vivantes dans ces structures de transport (Batra, 1967). La détection se fait à l'aide de stimuli visuels et olfactifs (Graham & Werner, 1956). La colonisation vient après la sélection et dépend d'autres facteurs associés aux arbres comme les propriétés physiques et chimiques du bois et celles des feuilles (Sousa, 1996).

Un mélange d'odeurs provenant de l'hôte et les phéromones des insectes avec parfois les composés de champignons inoculés est transporté dans l'air donnant ainsi des indications sur la possibilité de coloniser les arbres aux autres insectes en vol (Brand *et al.*, 1975).

L'établissement des insectes sur arbre implique le blocage de tous ces mécanismes de défense à partir duquel s'initie l'accouplement, la construction des galeries, l'inoculation des champignons et la ponte (Beaver, 1989 ; Daterman & Overhulser, 2007).

II.1.1.4 Interactions plante hôte-insecte- champignons

Notre compréhension actuelle des interactions entre insectes, champignons et arbres-hôtes est insuffisante et soumise à des polémiques.

En Algérie comme dans tous les pays d'Europe, la dispersion des scolytes et platypodides se manifeste moyennement en avril-juin (Saalas, 1949 ; Heliövaara *et al.*, 1998 ; Bouhraoua, 2003 ; Chakali, 2005 ; Bouhraoua *et al.*, 2010 ; Belhoucine *et al.*, 2011a). Ces insectes hivernent dans la litière forestière ou sous l'écorce des arbres et commencent leur vol de dispersion pour chercher des arbres hôtes convenables pour se reproduire (Byers, 1996). Ces insectes localisent l'arbre hôte approprié par l'atterrissage aléatoire et testent sa capacité de résistance (Moeck *et al.*, 1981, Wood, 1982). Les scolytes et platypodides ont un système de communication à base de phéromones qui les aide à sélectionner et à coloniser les arbres hôtes convenables (Moeck *et al.*, 1981, Bakke, 1983). Après la sélection de l'arbre hôte, ils libèrent des phéromones qui attirent les autres insectes, conduisant à une agrégation rapide d'un grand nombre de coléoptères sur l'arbre hôte (Raffa & Berryman, 1983).

Les relations mutualistes entre champignons phytopathogènes et insectes à ambrosia sont essentiels pour aider les insectes à coloniser les arbres vivants (Francke-Grosman, 1967 ; Graham, 1967 ; Raffa & Berryman, 1983). Les hypothèses émises sur la mort des arbres suggèrent que les champignons virulents bloquent la conduction de l'eau dans l'arbre colonisé (Långström *et al.*, 1993, Paine *et al.*, 1997). Une autre hypothèse évoque que les champignons provoquent la mort des arbres indirectement en stimulant les mécanismes de défense induits de l'arbre hôte (Lieutier *et al.*, 2009). Depuis le début des propositions sur ce sujet, une hypothèse était valable pendant de longues années que les champignons sont responsables de la mort des arbres attaqués par les insectes avant que les insectes n'aient réussi la colonisation (Berryman, 1982 ; Coulson, 1979 ; Wood, 1982). L'importance des champignons dont les ophiostomatales dans l'infestation de l'arbre hôte par les insectes à ambrosia a été étudiée par plusieurs auteurs, il a été démontré que la présence de ces champignons n'est pas une condition préalable pour la bonne réussite de la reproduction de certaines espèces d'insectes (Grosman, 1931 ; Harding, 1989 ; Colineau & Lieutier, 1994). En outre, les insectes phytopathogènes sont capables de tuer des arbres sans avoir besoin de la virulence des champignons associés (Hetrick, 1949 ; Bridges *et al.*, 1985).

La pathogénicité fongique peut être un facteur aidant les champignons pour survivre dans un arbre vivant (Six & Wingfield, 2011). Les espèces fongiques pionnières doivent être capables de coloniser les tissus qui sont encore vivants, ou être en mesure de tolérer les réactions de défense des arbres en réponse à l'attaque des xylophages. Les champignons très virulents pourraient avoir besoin d'être capables de survivre dans un arbre vivant, puisqu'ils vivent en association avec des insectes et terminent leur cycle de vie dans les arbres vivants (Six & Wingfield, 2011). Les champignons qui ne présentent pas des niveaux élevés de virulence sont ceux qui envahissent les tissus d'arbres plus tard et plus lentement, après les phytopathogènes. *Ceratocystis polonica* présente une grande virulence dans les études d'inoculation artificielle. Elles sont les premières espèces qui envahissent l'aubier (Solheim, 1992a, 1992b, 1993a). Ces espèces sont caractérisées par une croissance rapide et une tolérance à de faibles niveaux d'oxygène.

II.1.1.5 Interactions champignons-champignons

Un exemple bien connu des interactions champignons-champignons est celui existant entre les champignons mycangiaux et les autres champignons. Les champignons transportés dans les mycangia des insectes à ambrosia rentrent en concurrence avec d'autres champignons portés par ces insectes, et peut influencer positivement sur la survie des scolytes et platypodides en limitant la croissance des champignons compétitifs (Norris, 1979 ; Mueller *et al.*, 2005). En général, chaque insecte à ambrosia possède un champignon ambrosia primaire qu'il cultive et qui est destiné à son alimentation. Les autres champignons sont comme des contaminants qui envahissent les cultures fongiques. Les champignons mycangiaux sont, en général considérés, comme peu virulents (Paine *et al.*, 1997).

Les arbres attaqués par les xylomycetophages sont soumis à la colonisation par plusieurs espèces de champignons concurrents pour les mêmes ressources. Les espèces d'*Ophiostoma* sont plus tolérants aux terpènes dans la résine des conifères que les autres concurrents débutant la colonisation, et donc certaines espèces peuvent effectivement bénéficier de ces réactions de défense de la compétition avec d'autres champignons (Cobb *et al.*, 1968 ; Harrington, 1993 ; Klepzig & Six, 2004 ; Lieutier *et al.*, 2009). La concurrence entre les

champignons pionniers, y compris la compétition interspécifique entre les espèces ophiostomatoïdes, pourrait jouer un rôle important dans la réussite de la colonisation et la pathogénéicité des espèces fongiques (Owen *et al.*, 1987 ; Parmeter *et al.*, 1989 ; Harrington, 1993).

Les insectes à ambrosia ont généralement plusieurs espèces fongiques associés. Si la concurrence entre les champignons symbiotiques est le seul mécanisme de mise en forme des interactions insecte-champignon, il y aurait une forte pression de sélection évolutive entraînant la sélection de l'associé fongique le plus compétitif (Six & Wingfield, 2011). Un insecte à ambrosia peut s'associer à plusieurs espèces fongiques en même temps (Harrington *et al.*, 2010). Cependant, bien que ces champignons semblent occuper le même créneau, la séparation dans leurs niches écologiques existe réellement. Cette séparation réduit la concurrence et permet ainsi la coexistence entre plusieurs champignons. La séparation des niches écologiques pourrait être le résultat d'une tolérance à des températures différentes ; l'utilisation des ressources, telles que l'utilisation de sources de carbone et d'azote, et un degré différent de virulence entre les champignons (Six & Paine, 1997 ; Solheim & Krokene, 1998 ; Bleiker & Six, 2007 ; Six & Wingfield, 2011).

II.2. Incidence de la mondialisation et des changements environnementaux

La majorité des espèces d'insectes sont considérés comme des espèces plutôt inoffensives dans leur aire de répartition naturelle. Ils colonisent principalement des arbres affaiblis ou morts. Cependant, ces espèces présentent des risques potentiels dans de nouveaux environnements. Par conséquent, ils ne devraient pas être ignorés lors de l'évaluation des risques et des menaces pour les écosystèmes et les services qu'ils fournissent aux êtres humains ou lors de la détermination des mesures de quarantaine pour les organismes nuisibles et les agents pathogènes. Les insectes ravageurs des forêts et leurs micro-organismes associés sont capables de se déplacer à travers les frontières géographiques. Le commerce international et les voyages entre les continents ont augmenté les taux d'introduction de ces ravageurs forestiers à de nouveaux environnements (Linnakoski, 2011).

Une étude récente a recensé 109 espèces exotiques d'insectes phytophages provenant d'Amérique du Nord et d'Asie ayant réussi à envahir et s'établir sur des plantes ligneuses en Europe (Vanhanen, 2008). Le risque d'un bon établissement des insectes nuisibles introduits dans un nouvel environnement, est plus élevée lorsque les principales espèces hôtes se produisent naturellement ou sont également mis en place et largement cultivées. Les changements dans le climat pourraient également inciter l'invasion des d'insectes ravageurs indigènes et exotiques du sud vers le Nord, et augmenter ainsi la fréquence et l'intensité des épidémies d'insectes forestiers (Ayres & Lombardero, 2000). Une augmentation de température, par exemple, peut affecter de manière significative la reproduction et la dynamique des populations de certains scolytes comme *Ips typographus* en Europe du Nord (Jönsson *et al.*, 2007) et *Tomicus destruens* en Algérie (Chakali, 2007).

Un exemple classique de l'impact des espèces envahissantes se trouve dans les champignons de la Graphiose de l'orme. Il paraît que ces champignons sont originaires d'Asie (Brasier, 1983) introduit accidentellement en Amérique et en Europe. Aussi, citons l'exemple de *Dendroctonus ponderosa* affectant le pin au Canada qui est originaire des forêts de pins dans les régions occidentales de l'Amérique du Nord (Safranyik & Carrol, 2006). Il infeste principalement *Pinus contorta* mais peut aussi coloniser la plupart des espèces de pins

existant dans la région. *P. contorta* est largement distribué au Canada et l'apparition de ces coléoptères dans l'Ouest du Canada n'est pas limitée par la disponibilité d'un arbre hôte approprié. Le climat est le principal facteur limitant au développement de l'insecte (Safranyik, 1978). Ce xylophage infeste habituellement les arbres affaiblis ou morts. Toutefois, des épidémies périodiques de grande ampleur sur des arbres sains, font également partie du comportement normal du xylophage (Safranyik & Carrol, 2006). Les changements dans les conditions climatiques, telles l'augmentation des températures et la réduction des précipitations en été ont permis au dendroctone du pin d'établir et former des populations continues dans de nouveaux environnements (Williams & Liebhold, 2002 ; Carrol *et al.*, 2003).

Dendroctonus rufipennis est un autre exemple de scolytes ayant causé une épidémie induite par le changement climatique conduisant à des dégâts importants de forêts d'épinette en Amérique du Nord et en Alaska (Berg *et al.*, 2006). En raison de l'augmentation des températures, le temps de reproduction du dendroctone de l'épinette a diminué de moitié et a conduit à des dégâts considérables et sans précédent (Linnakoski, 2011).

De nombreux exemples contemporains montrent que les insectes précédemment considérés comme des ravageurs secondaires peuvent devenir des menaces sérieuses dans de nouveaux environnements. Ainsi, toutes les espèces d'insectes à ambrosia et les champignons qu'ils transportent doivent être considérées comme une menace potentielle. C'est du moins dans le contexte qu'ils n'ont pas nécessairement un comportement similaire dans leurs aires de répartition indigène et exotique.

CHAPITRE III

LE MILIEU D'ETUDE : LA FORET DOMANIALE DE M'SILA

Chapitre III

LE MILIEU D'ETUDE : LA FORET DOMANIALE DE M'SILA

L'Oranie est une unité géographique de l'ouest Algérien caractérisée par ses particularités climatique, orographique, édaphique, floristique et forestière (Thintoin, 1948). Naturellement, elles sont limitées par : la mer Méditerranée au nord, l'Atlas Tellien au sud, le Maroc à l'ouest et l'Algérois à l'est (Boudy, 1955). Dans cette région, le chêne liège est situé dans deux zones naturelles différentes selon l'influence maritime et la structure géologique (Boudy, 1955) : Les suberaies littorales au nord et les subéraies de montagne au sud.

Notre étude a été réalisée dans une forêt littorale dénommée la « *forêt de M'Sila* » localisée dans la wilaya d'Oran. Le choix de cette forêt est justifiée par la présence abondante de l'insecte *Platypus cylindrus* où plusieurs auteurs l'ont cité pour ses dégâts tels que Djabeur-Bouchaour (2001); Bouhraoua *et al.* (2002); Bouhraoua (2003); Bouhraoua & Villemant (2010) et Belhoucine (2008). Ce ravageur affecte plus particulièrement les arbres déjà affaiblis ou dépérissants mais aussi nouvellement exploités en les entraînant vers des situations sanitaires critiques et finissent souvent par mourir (Bouhraoua & Villemant, 2005; Sousa & Inacio, 2005).

III.1. Milieu physique

III.1.1. Localisation géographique

La forêt de M'Sila se situe à 30 km Ouest d'Oran et à 7km de la commune de Boutlélis. Elle s'étend sur une superficie de 1570 ha et regroupe six cantons y compris le canton de Cheikh Ben Khalifa (C.F.W.O., 1997).

Administrativement, elle relève des compétences territoriales de la wilaya d'Oran. Elle dépend de la conservation des forêts de la wilaya d'Oran, de la circonscription forestière d'Oran et du district de Boutlélis (C.F.W.O., 1997). La forêt est limitée par les communes de Ain El Kerma à l'ouest, Messerghine à l'est, El Ançor et les Andalouses au nord et les peuplements de Terziza au sud (Fig.III.1).

Les coordonnées géographiques de la forêt de M'Sila sont regroupées dans le tableau III.1.

Tableau III.1: Coordonnées géographiques de la forêt domaniale de M'Sila

Nom de la forêt	Cordonnées Lambert		Distance de la mer	Carte d'Etat major
	X (km)	Y (km)		
M'Sila	X1 : 173,1	Y1 : 6,5	14 km	Andalouses Feuilles n°152,153
	X2 : 179,5	Y2 : 71,7		



Figure III.1 : Situation géographique de la forêt domaniale de M'Sila
A: Cartothèque d'Alger 1962, modifiée, B : (Google- Maps, 2012)

III.1.2. Orographie et Hydrographie

La forêt de M'Sila se situe à l'ouest de Djebel Murdjadjo (Boudy, 1955). Elle se compose d'un seul massif nommé aussi M'Sila dont la configuration escarpée est très accidentée surtout dans sa partie est. Cependant, la majeure partie du massif présente un relief doux et moins accidenté avec un terrain plat et sans pentes abruptes (pentes inférieures à 3%) contrairement à la partie sud où les terrains sont très instables et érodés dus essentiellement aux ruptures de pentes (supérieures à 25%). La presque totalité de la forêt dispose d'un plateau sans orientation particulière où dominent des peuplements denses et claires de chêne

liège. D'autres peuplements de moindre superficie existent aussi sur le versant nord. La forêt, qui atteint 260m d'altitude au nord-est, s'étend jusqu'à 568m au sud-est, d'où un important dénivelé de 308m (A.E.F.C.O., 1914)

Le massif de M'Sila est drainé par un réseau hydrographique à orientation NE-NO composé de six oueds (Oued Guedara, Oued N'saris, Oued Dith, Oued Djourf Halia, Oued Bensabia et Oued Hassan) et un seul ravin profond qui coule dans la plaine de Bousfer.

III.1.3. Géologie et Pédologie

Le nord de M'Sila est composé de quelques éléments de schistes relevant du Jurassique et du Crétacé mis en place au Miocène Moyen (Tinthoin, 1948). Le sud est occupé par les calcaires dolomitiques durs du Jurassique Supérieur. Les autres sols se sont formés sur les schistes marneux du Crétacé Supérieur, des marnes éocènes et miocènes, du calcaire tendre et sables pliocènes ou quaternaires (Aubert & Monjauze, 1946).

La forêt couvre une ancienne surface callabrienne couverte encore localement de dépôts marins ou dunaires correspondants (Gourinard, 1958). Notons aussi la présence d'une falaise morte constituée de calcaire à Lithothamnées du Miocène supérieur, sur la route menant à la forêt par la ferme Saint Pierre. Prés de la source de la maison forestière apparaissent les premiers affleurements de Callabrien-Villafranchien (Fig.III.2)

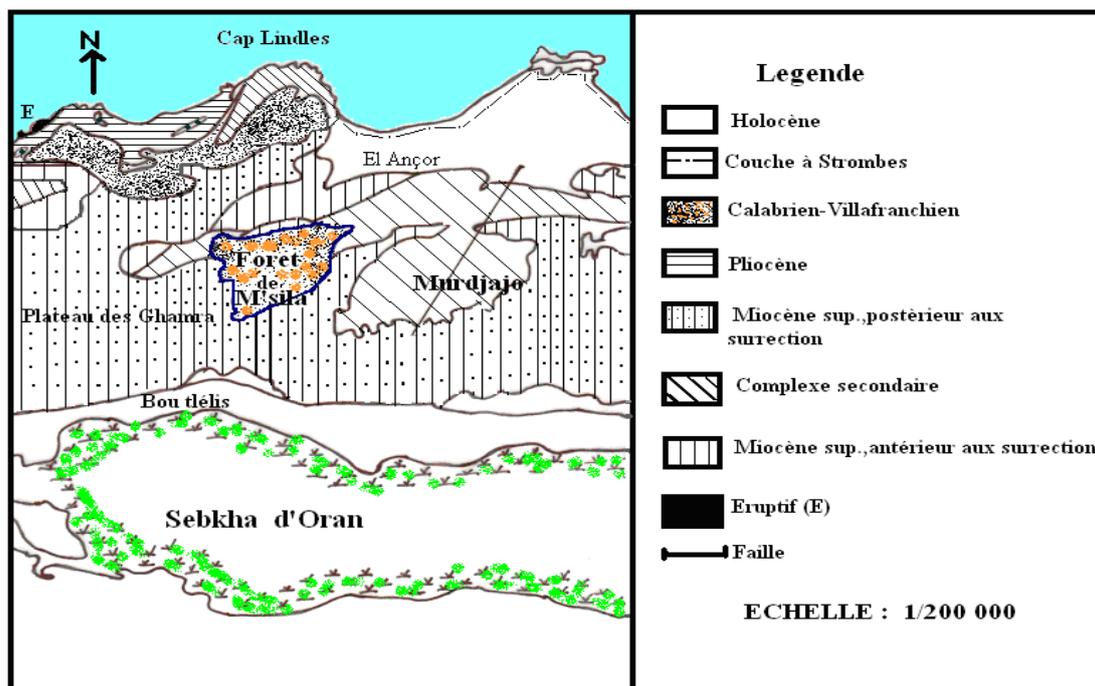


Figure III.2 : Extrait du schéma géologique du littoral oranais (Gourinard, 1958)
Modifié (Dahane, 2006)

Sur le plan pédologique, la forêt de M'Sila est constituée de sols pauvres de texture argilo-siliceuse issus de la décomposition des schistes et quartzites néocomiens et la désagrégation des grès sableux pliocènes (Tinthoin, 1948). D'après Aime (1991), quatre types de sols

existent dans cette forêt : les sols rouges sur formation quartzique, les sols rouges décarbonatés sur grès calcaire, les sols rouges tirsifiés et les sols polycycliques.

Ainsi, le mode de végétation dans cette région est conditionné par la sécheresse qui peut s'étaler dans le temps faisant souffrir les végétaux et générer le déclenchement des incendies qui leur sont fatals.

III.1.4. Climat

Pour caractériser au mieux le climat de notre forêt, nous avons recueilli des données anciennes qui proviennent principalement de Seltzer (1946) s'étalant de 1913 à 1934, et des données récentes des stations météorologiques d'El Ançor et de l'INPV Messerghine des années 1961 à 2011. Il convient de signaler que tous les paramètres climatiques retenus dans cette synthèse ne reflètent pas exactement le climat régnant dans la forêt en absence d'une véritable station météo forestière mais nous donnent une idée générale seulement. Les principales caractéristiques de ces stations sont consignées dans le tableau III.2.

Tableau III.2 : Principales caractéristiques des stations du réseau météorologique

Station	Longitude	Latitude	Altitude (m)	Situation	Distance à la forêt	Paramètres climatiques	Période d'observation
El Ançor	0°52'W	35°41'N	90	Ville	12	Pluviométrie Températures Températures Pluviométrie	1961 -2000 1971- 2000 1913 - 1934 1913 - 1934
Misserghine	0° 46'W	25°37'N	100	Station INPV	10	Températures Pluviométrie	2001- 2011 2001 - 2011

III.1.4.1. Précipitations

L'un des traits originaux du climat en Oranie s'exprime depuis longtemps par l'irrégularité des pluies le long de l'année : abondantes en automne et en hiver et parfois au printemps et presque nulles en été (Aubert & Monjauze, 1946). Les quantités de pluies varient cependant suivant la disposition topographique de la forêt, son altitude et sa localisation géographique.

1. Répartition annuelle des précipitations

La répartition annuelle de la pluviométrie enregistrée dans la forêt de M'Sila durant la période de référence 1961-2011 est représentée dans la figure III.3.

L'examen de l'histogramme élucide clairement la variabilité annuelle des chutes de pluies dans cette forêt. En effet, la moyenne enregistrée durant la période allant de 1961 à 2011, est de l'ordre 399 mm contre 501mm durant l'ancienne période (1913- 1934), ce qui représente une régression de 102mm, soit un déficit de l'ordre de 20%.

Les précipitations minimales sont observées en 1988 avec une tranche d'eau de 226mm alors que les maximales de l'ordre de 582mm sont enregistrées en 1970 et en 1999. L'allure de la courbe affiche cependant un fléchissement plus au moins important au dessous de la moyenne

durant la période allant de 1975 à 1989. Celle-ci, moins arrosée, caractérise une sécheresse continue de 14ans.

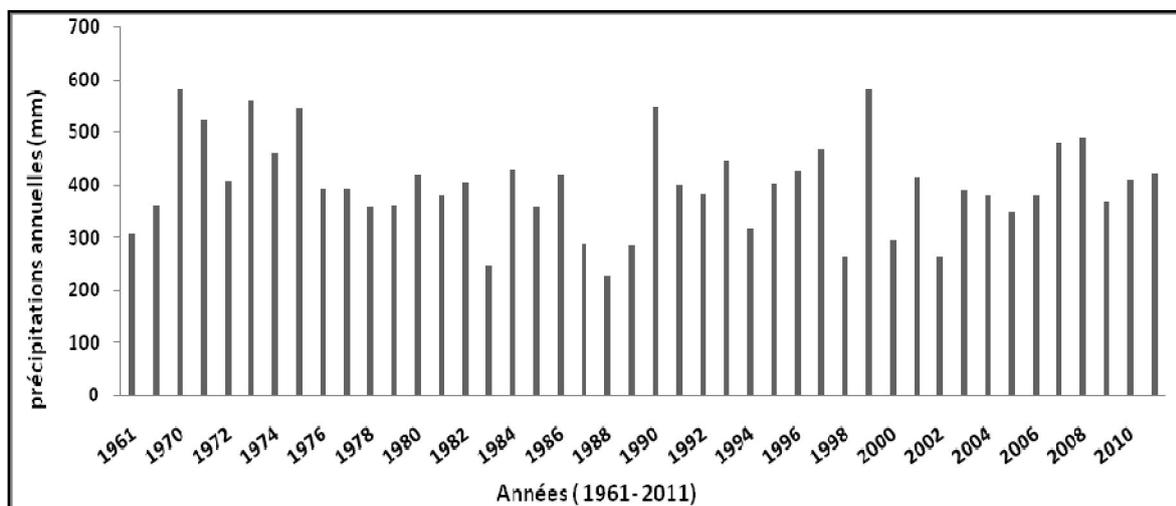


Figure III.3 : Répartition annuelle de la pluviométrie dans la forêt de M’Sila (1961- 2011)

2. Répartition mensuelle moyenne des précipitations

Le tableau III.3 regroupe les chutes de pluies moyennes mensuelles pendant les deux périodes de référence.

Tableau III.3 : Précipitation moyenne mensuelle (mm) pendant les 2 périodes de référence

Forêt	Période	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Total
M’Sila	1913-34	71,3	59,4	48,6	40,0	31,3	10,8	1,08	3,2	20,1	44,3	82,1	86,4	498,6
	1961-11	59,9	45,2	47,8	33,6	26,3	4,7	0,41	1,2	12,2	38,4	66,9	62,3	399

Les valeurs moyennes des précipitations mensuelles varient globalement d’une période à l’autre. Dans la forêt de M’Sila, le régime pluvial est plus marqué durant les mois de janvier, novembre et décembre. Les autres mois affichent des tranches pluviométriques moins accusées surtout entre juin et septembre pour les deux périodes de références, ce qui indique un déficit hydrique important (Fig. III.4). L’irrégularité des premières pluies conditionne la durée de la période végétative du chêne liège.

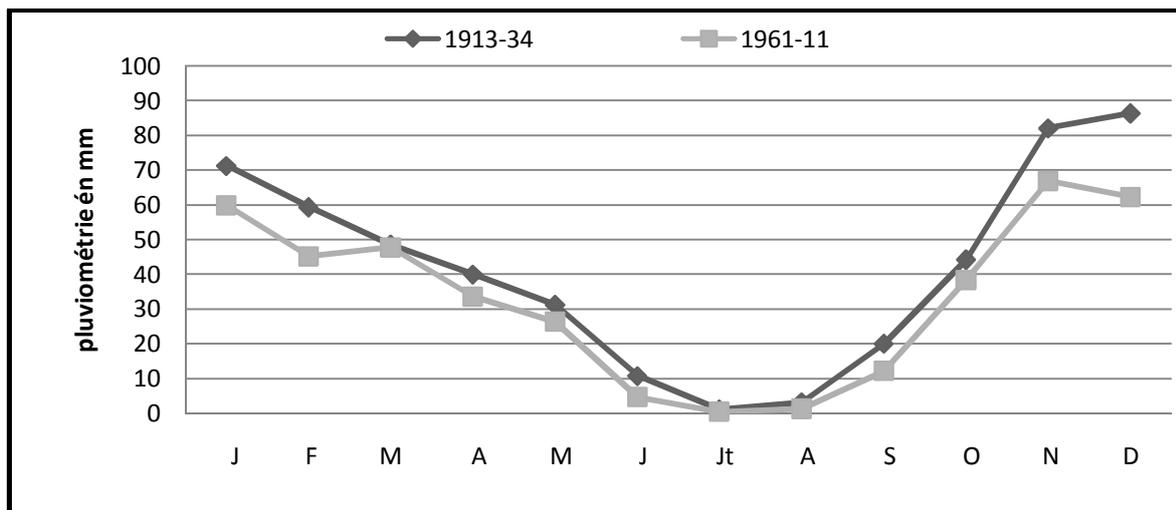


Figure III.4 : Variation mensuelle des précipitations au niveau de la forêt de M'Sila pour les deux périodes de référence (ancienne et nouvelle)

3. Régime saisonnier des précipitations

La distribution saisonnière des pluies diffère d'une période à l'autre (Tab. III.4).

Tableau III.4 : Régime saisonnier des précipitations de la forêt de M'Sila

Forêt	Période /Saison	Eté (J- Jt- A)	Automne (S- O- N)	Hiver (D- J- F)	Printemps (M-A- M)	Type de régime
M'Sila	1913-1934	14	147	217	120	HAPE
	1961-2011	6,3	117,46	167,4	107,7	HAPE

Le régime saisonnier des précipitations dans la forêt de M'Sila est de type HAPE pour les deux périodes. Ce régime correspond aux zones littorales à ambiance maritime (Musset, 1935). Ceci explique que le maximum des pluies est concentré en hiver et en l'automne et avec un degré moindre au printemps. Ce régime correspond plus au moins à la bonne croissance des arbres et mais aussi aux bons accroissements du liège (Dahane, 2012).

III.1.4.2. Les températures

Elles constituent un facteur écologique important dans le déroulement des diverses fonctions physiologiques des végétaux. Aussi, elles jouent un rôle majeur dans la détermination du climat régional à partir des valeurs des moyennes annuelles « T » et mensuelles et les valeurs moyennes des minima du mois le plus froid « m » et des maxima du mois le plus chaud « M ».

1. Moyenne des minima du mois le plus froid « m »

Le tableau III.5 illustre la répartition des températures moyennes minimales de la forêt pendant les deux périodes.

Tableau III.5 : Valeurs thermiques moyennes minimales en (°C) enregistrées dans la forêt de M'Sila

Forêt	période	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moy
M'Sila	1913-34	8,3	8,6	9,6	11,8	13,5	16,3	19	20	18,3	15	11,1	9,2	13,4
	1971-11	6,8	8,4	9,7	11,2	14,2	17,2	19,6	20,6	18,3	15,2	10,8	8,2	13,35

Les contrastes des températures minimales sont visibles à chaque passage d'une période à l'autre. Dans cette forêt soumise à l'influence régulatrice de la mer, les valeurs de « m » affichent respectivement au mois de janvier 8,3°C pendant l'ancienne période et 6,8°C pour la période récente ce qui indique une augmentation de la température hivernale de l'ordre de 1.3°C ce qui est important. Les risques de gelées dans cette forêt sont pratiquement nuls très occasionnelles.

2. Moyenne des maxima du mois le plus chaud « M »

Le tableau III.6 regroupe les différentes températures maximales enregistrées dans la forêt de M'sila pendant les deux périodes.

Tableau III.6 : Valeurs thermiques moyennes maximales (°C) enregistrées dans la forêt de M'Sila

Forêt	période	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moy.
M'Sila	1913-34	13,9	14,7	16,1	18	20	23	26,5	27,0	24,9	21,3	17,5	14,8	19,9
	1971-11	17	17,9	19,4	22	22,7	26,7	29,8	30,1	28	24,8	19,9	16,8	22,9

A travers ce tableau, il ressort que pour les deux périodes de référence, les maxima sont enregistrés pendant le mois d'Août (27,0°C et 30,1°C). Ces valeurs montrent une augmentation de la température estivale absolue de 3.1°C ce qui est important.

Ce sont des températures douces résultant de l'influence maritime qui compense ainsi, en partie, la menace de la sécheresse et maintient une atmosphère humide favorisant les phénomènes de condensations et de rosées. La moyenne annuelle des maxima dans cette forêt est donc de l'ordre de 22,9°C pour la période récente contre 19,9 pour l'ancienne soit une hausse de 3°C.

3. Températures moyennes mensuelles et annuelles (T°C)

Les températures moyennes mensuelles et annuelles figurent dans le tableau III.7.

Tableau III.7: Températures moyennes mensuelles et annuelles T (°C) enregistrées dans la forêt de M'Sila

Forêt	période	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moy.
M'Sila	1913-34	11,1	11,6	12,8	14,6	17	19,9	22,7	23,5	21,6	18,1	14,6	12	16,6
	1971- 11	12	13,1	14,6	14,7	18,5	22,28	24,9	25,1	23,2	19,2	15,2	12,6	18,1

On constate que les températures moyennes annuelles en littoral sont de l'ordre de 16°C. Le mois de janvier reste en général le mois le plus froid avec 10°C et le plus chaud est noté par contre en août avec 23°C.

III.1.4.3. Synthèse climatique

La synthèse des données climatiques permet de caractériser au mieux le climat de la zone d'étude afin de mieux se rendre compte sur la répartition et le comportement des différentes associations végétales (chêne liège) et animales (Platype). Cette synthèse fait appel à plusieurs indices. On retient particulièrement : l'amplitude thermique moyenne et l'indice de continentalité, l'étage altitudinal de végétation, l'indice de sécheresse estivale, le diagramme ombrothermique de Gaussen et l'indice xérothermique, le quotient pluviothermique et le climagramme d'Emberger.

1. Amplitude thermique extrême moyenne ou indice de continentalité

L'amplitude thermique extrême (M – m) est un paramètre climatique très important car il permet de définir à partir d'un indice appelé « *indice de continentalité* » si la zone est sous influence maritime ou continentale (Tab. III.8). Il permet aussi, à travers ses valeurs, de caractériser le mode de croissance de certaines essences forestières telle le chêne liège.

Tableau III.8: Indice de continentalité de la forêt de M'sila

Forêts	Période	M (°C)	m (°C)	M - m (°C)	Type de climat
M'Sila	1913-1934	27,0	8,3	18,7	Littoral
	1971-2011	30,1	6,8	23,3	

En se référant à la classification de Debrach (1953), il apparaît clair que notre zone d'étude jouit d'un climat typiquement littoral ($15^{\circ}\text{C} < \text{M}-\text{m} < 25^{\circ}\text{C}$), bénéficiant de la brise maritime durant l'année qui adoucit les températures de l'hiver (m) et de l'été (M).

2. Indice de sécheresse estivale

Cet indice s'exprime par le rapport entre les valeurs moyennes des précipitations estivales P(mm) et la moyenne des maxima du mois le plus chaud M(°C), selon la formule d'Emberger (1942) : $I.e = P.E / M$

Le calcul de cet indice pour les deux périodes de référence est indiqué dans le tableau III.9

Tableau III.9 : Indice de sécheresse estivale de la forêt de M'Sila

Forêts	Périodes	Pluviosité estivale P.E (mm)	Valeur de M (°C)	« I.e »
M'Sila	1913-1934	15,1	27	0,56
	1971-2011	6,2	30,1	0,21

Il ressort de ce tableau que l'indice de sécheresse est très inférieur à 5 pour notre forêt. Ceci indique l'appartenance de cette subéraie au climat méditerranéen selon la grille de Daget (1977), mais à sécheresse bien avancée.

3. Etage de végétation ou zonation altitudinale

Sur la base des travaux d'Emberger (1930), Quezel (1976, 2000), Rivas Martinez (1982) et M'Hirit (1993) sur la répartition de la végétation méditerranéenne en fonction des gradients thermique (m°C) et altitudinal (m), on a pu déterminer l'étage de végétation auquel appartient le chêne-liège de notre zone d'étude (Tab. III.10).

Tableau III.10: Etage de végétation du chêne liège de la forêt de M'sila

Forêt	Période	T (°C)	m (°C)	Altitude moyenne (m)	Etage de végétation
M'Sila	1913-1934	16,6	8,3	353,8	Thermo-méditerranéen
	1971-2011	18	6,8		

D'après ce tableau, on remarque que le chêne liège de la forêt de M'Sila s'intègre dans l'étage de végétation thermo-méditerranéen ($m > 3^{\circ}\text{C}$, $T \geq 16^{\circ}\text{C}$ et alt. $< 600\text{m}$).

4. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson

La figure III.5 montre que pour notre zone d'étude, la séquence sèche est bien naturellement accusée, qu'il s'agit de période ancienne ou récente. Celle-ci, s'étend sur 5 mois et même plus, à partir du mois de mai jusqu'au mois de septembre voire octobre pour la période (1913-1938), par contre pour la nouvelle période (1971-2011), la sécheresse s'étale anormalement sur 7 mois du mois d'avril au mois d'octobre.

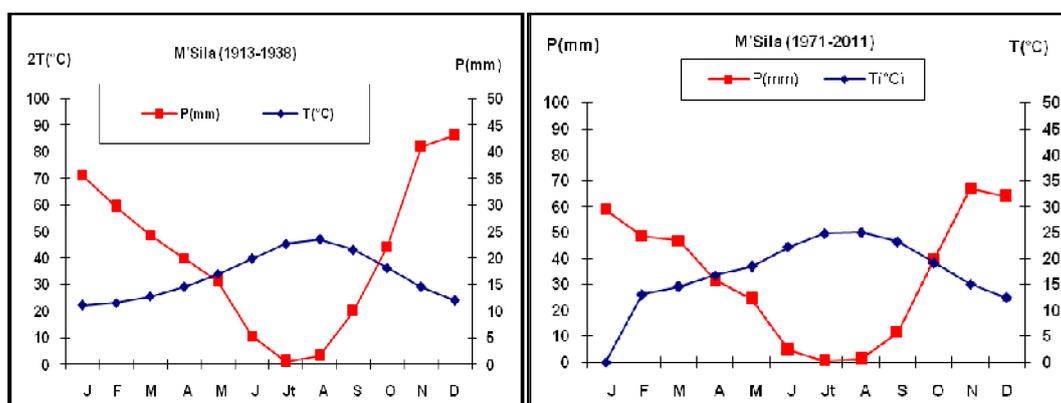


Figure III.5 : Diagrammes ombrothermiques de Bagnouls & Gausson (1953) de la forêt de M'Sila.

5. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger

La classification la plus souvent utilisée pour caractériser le climat méditerranéen d'une localité a été élaborée par Emberger (1939). Celle-ci utilise un diagramme bidimensionnel dans lequel la valeur du « *Quotient pluviothermique* » Q2 est reportée en ordonnée et la moyenne du mois le plus froid de l'année en abscisse. Ce quotient est calculé à partir de la formule suivante :

$$Q2 = 2000 P / M^2 - m^2$$

P : moyenne des précipitations annuelles (mm)

M : moyenne des maxima du mois le plus chaud ($^{\circ}K = ^{\circ}C + 273,2$)

m : moyenne des minima du mois le plus froid ($^{\circ}K = ^{\circ}C + 273,2$)

Les résultats de ce calcul (Tab. III.11) nous a permis de positionner la forêt de M'Sila dans les étages correspondants (Fig. III.6).

Tableau III.11 : Valeur du « Q2 » et étages bioclimatiques de la forêt de M'sila

Forêt	Période	P (mm)	M (°C)	m (°C)	Q2	Etage Bioclimatique	Sous-étage	Variante thermique
M'Sila	Pa	498,6	27	8,3	91,7	Sub-humide	Inférieur	chaud
	Pn	375	30,1	6,8	55,2	Semi-aride	Supérieur	doux

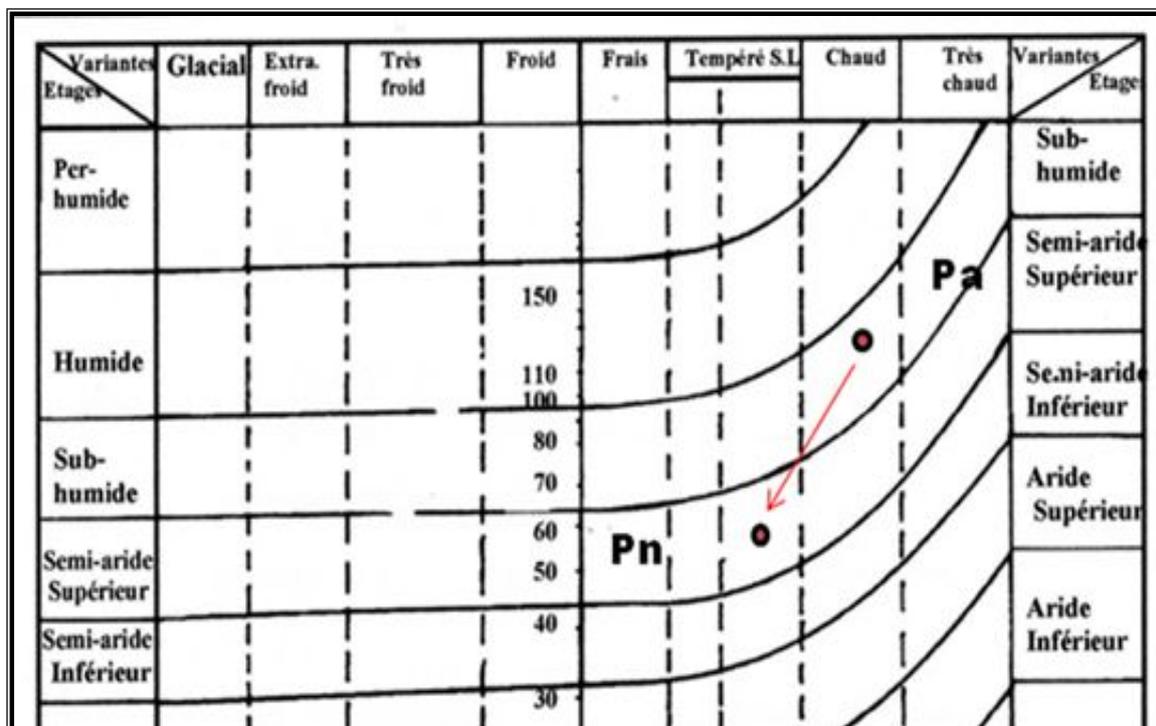


Figure III.6 : Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger de la forêt de M'sila au cours de la période ancienne (Pa) et récente (Pn)

Il ressort du climagramme d'Emberger, que notre zone d'étude se caractérise par un bioclimat ou ambiance bioclimatique **semi-aride** caractérisée par une hauteur pluviométrique variant entre 350 et 400 mm et une température moyenne moins élevée. En effet, sous l'influence de la sécheresse, la forêt de M'Sila est passée de l'étage bioclimatique sub-humide inférieur en période ancienne à l'étage semi-aride supérieure en période actuelle. L'hiver est devenu plus doux favorisé par des températures minimales clémentes qui permettent de sauvegarder la vitalité des peuplements de chêne liège mais aussi intensifier l'activité de certains ravageurs tel le platype.

Ainsi, on constate à travers cette analyse, que cette région a subi un changement bioclimatique notable par rapport à la période ancienne : les précipitations ont diminué de 10 à 20 % et les températures ont augmenté de 3,1°C. Ce changement, déjà signalé par nombreux auteurs pour la région ouest (Benabadji & Bouazza, 2000 ; Quezel, 2000 ; Bouazza *et al.*, 2001) et pour cette même région (Bouhraoua, 2003 ; Dahane, 2006 ; 2012) a nettement accentué le caractère « aride » dominant de cette zone.

III.2. Autres facteurs climatiques

D'autres facteurs climatiques agissent également sur le développement du chêne liège et sur les ravageurs qui y vivent telle l'humidité relative et le vent.

III.2.1. Le vent

C'est un paramètre climatique d'une grande importance particulièrement lorsque la période sèche est assez longue. La forêt de M'Sila est exposée en hiver aux vents marins du nord ouest par le massif de **Lindles** et en été aux vents chauds du sud par le plateau de **Ghamra** créant ainsi un microclimat spécial (Bouhraoua, 2003).

III.2.2. L'humidité relative

C'est un facteur écologique fondamental agissant particulièrement sur les insectes au cours de leurs stades larvaires (Dreux, 1974). En outre, elle agit sur le chêne liège en compensant le déficit pluviométrique enregistré durant la saison sèche surtout au niveau de l'étage semi aride.

La forêt de M'Sila, exposée aux influences maritimes, est soumise à une forte hygrométrie atmosphérique variant annuellement entre 67% en été et 75% en hivers dépassant largement la valeur optimale pour le chêne liège et sa régénération (60%). Cette humidité diminue la consommation d'eau et ralentit la transpiration. En effet, Boudy (1955) confirme qu'en atmosphère humide, une essence peut se contenter d'une moindre quantité d'eau.

III.3. Description forestière

La suberaie de M'Sila comptait jadis environ 1100 ha (Boudy, 1955). Elle se retrouve à la fin du siècle dernier avec uniquement 460 ha soit une forte réduction de 42%, C.F.W.O., 1996) (Figs III.7).

A côté du chêne-liège, essence dominante, des peuplements purs de pin d'Alep s'y trouvent également. Ces derniers sont issus de différents reboisements réalisés presque annuellement entre 1888 et 1898 à l'ouest du canton Guedara (C.F.A., 1877) cité par (Bouhraoua, 2003). Nous y trouvons également d'autres essences secondaires telles le cyprès, le pin maritime et l'eucalyptus, provenant toutes des travaux de reboisement. Quelques pieds de caroubier et de cèdre existent également à l'état naturel, selon la même source.

Les peuplements du chêne-liège sont actuellement localisés essentiellement dans les cantons de M'Sila, Cheikh Ben Khalifa et avec un degré moindre à Guedara, Belhadi (Djorf Halia), Messabiah et Oued Hassan (C.F.W.O., 1996).

C'est une vieille futaie naturelle, de structure jardinée, à un âge moyen supérieur à 120 ans. Les arbres de plus de deux siècles y sont assez fréquents. La densité du peuplement est variable. Elle varie en général de 100 à 200 sujets à l'hectare et parfois beaucoup moins (< 80 tiges/ha) par endroits et ce à la suite aux incendies mais surtout aux coupes d'arbres pour des raisons diverses (bois de chauffage, mortalité, etc. Les parcelles de forte densité (400 tiges/ha), sont issues de différents reboisements (Bouhraoua, 2003).

Les peuplements du chêne liège sont globalement purs ou faiblement mélangés avec le Pin d'Alep à Cheikh Ben Khalifa (Fig. III.7 B) mais fortement enrésinés et embroussaillés ailleurs dans la majeure partie de la suberaie (Figs III.7 C, D, E et F).

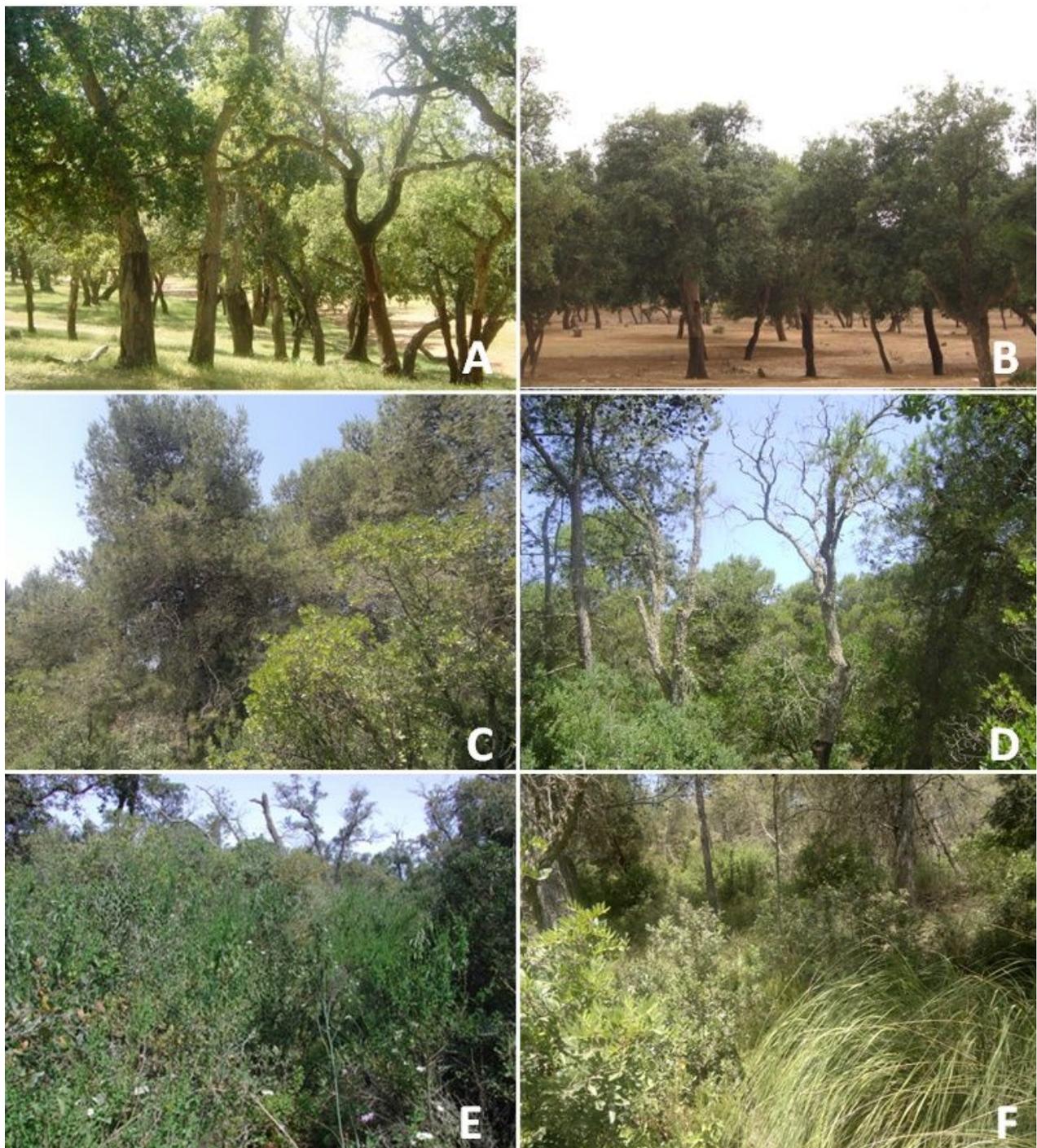
La reconstitution de la suberaie par la voie assistée est très ancienne et remonte à l'époque coloniale. En effet, les recherches effectuées par Bouhraoua dans les archives forestières (surtout des deux précieux documents ; Relevés des travaux effectués (A.E.F.C.O., 1961a) et relevés des produits constatés (A.E.F.C.O., 1961b) de la forêt domaniale de M'Sila entre 1883 et 1960 montrent bien les efforts déployés par l'administration forestière de cette époque pour développer la culture du liège dans cette forêt. Parmi ces travaux de reconstitution, on cite :

- ensemencement et semis de glands sur environ 20ha entre 1885 et 1894 et sur plus de 30 ha entre 1903 et 1908,
- reboisement et repeuplement : 1893 (réintroduction du chêne liège dans les vides), (1902 repeuplement), 1950 (culture du liège), 1951 (régénération) et 1961 (reboisement sur 72ha),
- recépage des milliers de sujets (jeunes sujets, arbres dépérissants, arbres incendiés, etc) entre 1889 et 1918.

Après l'indépendance, les travaux de reboisement ont repris certainement à partir des années 70 en repeuplant les vides des dernières plantations opérées à Guedara en 1961. Les grandes opérations de reboisement rentrant dans le cadre de l'extension de la suberaie sont malheureusement absentes à ce jour. Mais, on trouve ces derniers temps quelques travaux de repeuplements des vides en 2008 et 2009. Toutes ces opérations ont échoué par manque d'entretien (Berriah, com. Pers.).

Les peuplements du chêne liège sont accompagnés par un sous bois très riche parfois impénétrable par endroits. La composition floristique montre bien une forte diversité végétale dont certaines sont considérées comme des indicateurs d'humidité élevée de l'air, de lumière et de dégradation mais beaucoup sont des espèces communes accompagnatrices du chêne liège en littoral comme en montagne. Nous trouvons essentiellement : *Phillyrea angustifolia*, *Calycotome intermedia*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Cistus ladaniferus*, *Cistus*

salvaefolius, *Cistus monspeliensis*, *Cytisus triflorus* *Lavandula stoechas*, *Daphne gnidium*, *Halimium halimifolium*, *Ampelodesma mauritanica* et *Chamaerops humilis*.



**Figure III. 7 : Exemples de peuplements au niveau de la suberaie de M'sila :
A et B : peuplements purs Cheikh Benkhelifa, C et D : Enrésinement de la suberaie
canton M'sila, E et F : Exemples d'embroussaillement M'sila.**

La régénération naturelle par semis est partout défailante (faible à inexistante) en raison de divers facteurs dont l'abondance du sous bois qui étouffe les jeunes semis et le pâturage. Dans les endroits clôturés (canton M'Sila) où le bétail est absent, il existe une bonne régénération naturelle par semis mais malheureusement elle est mal prise en charge par l'administration forestière (pas de soins cultureux : travaux d'entretien, dégagement du sous bois, taille de formation, etc.). Une forme de régénération naturelle existe à M'Sila, il s'agit de drageonnement. Certains arbres arrivent à donner de jeunes pousses à partir des racines (Fig. III. 8).



Figure III. 8: Régénération naturelle par drageonnement suberaie de M'sila

Un climat générateur de sécheresse et d'aridité et une forte anthropisation humaine constituent deux principaux facteurs de déclenchement des incendies, notamment en suberaies Oraïses. Les données recueillies auprès des services des forêts de la wilaya d'Oran (C.W.F.O., 2007) fournissent peu d'informations au sujet des superficies de chêne-liège détruites par le feu.

A M'Sila, malgré sa localisation proche de certaines agglomérations, la forêt a été toujours à l'abri du danger des incendies. Cependant, deux périodes lui sont caractéristiques : 1983 à 2000 avec la destruction de 350 hectares et 2001 à 2005 avec 365 hectares brûlés (C.W.F.O., 2007).

III.4. Production subéricole

La production subéreuse en **région oranaise** a connu deux grandes périodes bien distinctes. La première, coloniale, est caractérisée par une production annuelle moyenne d'environ 1 500 Qx entre 1898 et 1915 (soit 1,7 % du total national) pour passer à 3 000 Qx entre 1939 et 1951 (1,3% du total national). Les 4/5 de ce volume étaient représentés par le liège marchand où chaque arbre donnait un poids moyen de liège sec de 7kg (Marc, 1916). Durant cette période, ce produit était récolté à rotation régulière de 10 ans ou parfois moins et avec beaucoup de soins (Puyo, 2006). Cette production abondante s'explique par les soins

cultureaux nécessaires apportés aux peuplements (travaux d'assainissement, débroussaillage, protection contre les incendies, extension du peuplement par reboisement, etc.). Le liège exploité dans cette époque était complètement exporté en France pour approvisionner leurs industries de transformation de liège.

La forêt de M'Sila (excepté la suberaie de Cheikh Ben Khalifa qui était à l'époque non encore soumise au régime forestier) a produit de 1883 à 1960, environ 35 000 Qx de liège (tout venant) en 68 campagnes soit une moyenne annuelle de 540 Qx et un rendement annuel de 0,9 Qx/ha. Le démasclage a commencé en 1883 et s'est achevé en 1938 : Un total d'environ 4 900 Qx (11% du total) a été enlevé au cours de deux périodes bien distinctes (1883-1914 et 1927-1938) avec une moyenne de 150 Qx par an (A.E.F.C.O., 1961a et b).

Le liège de reproduction, le plus recherché, a été levé avec un volume moyen de 500 Qx par an. Le reste de la production (1900 Qx) provenait des différents autres lièges, rebut et déchets (1 648 Qx) fréquemment récoltés à partir de 1901 et du liège flambé (260 Qx) récolté en 1931, 1932, 1940 et 1945. Chaque récolte donnait alors une quantité moyenne de 45 Qx.

La seconde, post-indépendance, correspond à une situation qui a pris un itinéraire toute à fait inverse en raison de la chute spectaculaire de la production subéreuse et ce malgré la soumission au régime forestier de la suberaie de Cheikh Ben Khalifa (soit 400ha) et son rattachement à la forêt de M'Sila. Les statistiques (1962 -2011) montrent bien cette situation où un volume annuel moyen de l'ordre de 500 Qx. Signalons que les premières récoltes n'ont commencé, dans cette forêt, qu'au début des années 70.

L'Evolution annuelle de la production du liège dans la forêt de M'Sila durant la période 1975-2011 est représenté dans la figure III.9.

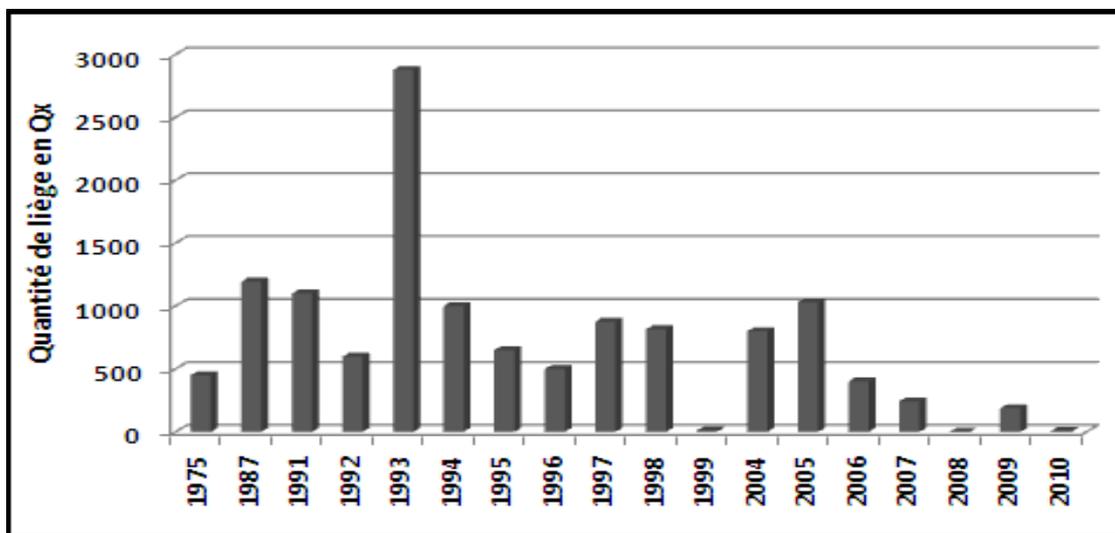


Figure III.9: Evolution annuelle de la production du liège dans la forêt de M'sila (C.W.F.O., 2011)

Après l'indépendance, les travaux d'exploitation ont repris en 1975 touchant 7197 arbres sur une superficie de 625ha. La production globale de lièges femelle et mâle avoisinait 750 Qx et 430 Qx respectivement. Les opérations se sont par la suite suspendues à cause de la mortalité des arbres. Depuis les années 80, la forêt n'a cessé d'enregistrer ses plus faibles volumes pour

diverses causes (accidents climatiques, attaques parasitaires, absence de plans d'exploitation, incendies, etc.). Durant les campagnes de 1981 à 1984 la production totale du liège de reproduction était de l'ordre de 1890 Qx. Durant l'année 1987, la production a atteint le pic de 1194 Qx.

Par ailleurs, l'exploitation remontant à 1996 a fourni une quantité de 635 Qx de lièges marchands et 85 Qx de liège mâle. Le reste de la récolte touché par l'incendie de 1994 a englobé un volume de 790 Qx de liège flambé. En 2007, la récolte du liège a fourni 242 Qx sur une superficie parcourue de 50 hectares (Anonyme, 2007). Ce taux a considérablement diminué en 2009 pour atteindre 188,1 Qx et devenu insignifiant en 2010 avec 6 Qx uniquement.

C'est à partir de 1991 jusqu'à 2007 que l'exploitation du liège a pris un rythme annuel enregistrant un volume total de l'ordre 10586 Qx dont 8026 Qx de liège femelle (Anonyme, 2007). Les quantités produites sont variables d'année en année.

Le liège est généralement stocké à l'air libre pendant au moins une année avant sa vente (Figs. III. 10). Cependant, il arrive souvent qu'il dépasse largement la période de stockage réglementaire (6 mois). En effet, il reste encore et à nos jours, des piles de liège recueilli en 2007 stockées au niveau de la forêt exposées plus particulièrement aux intempéries (Figs III.10 B, C et D). Ces mauvaises conditions de stockage augmentent souvent les risques de contamination avec les champignons surtout ceux responsables de la production du TCA (trichloroanisole) dans les bouchons en liège, redoutable produit d'altération des goûts des produits vinicoles. Ce problème, entre autres diminue la valeur marchande de notre liège (Maximo, com. pers.).



Figure III.10 : Stockage du liège à M'Sila ; A et B : directement sur le sol, C : sous les arbres de chêne-liège (sous l'ombre), D : à proximité des flaques d'eau.

CHAPITRE IV

CARACTERISATION EPIDEMIOLOGIQUE DES ATTAQUES DU *Platypus cylindrus* DANS UN JEUNE PEUPLEMENT DE CHENE-LIEGE

Chapitre IV

CARACTERISATION EPIDEMIOLOGIQUE DES ATTAQUES DU Platypus cylindrus DANS UN JEUNE PEUPLEMENT DE CHENE-LIEGE

IV.1. Présentation de l'insecte

IV.1.1. Taxonomie

Platypus cylindrus (Fabricius, 1792) est un insecte de l'ordre des Coléoptères, la superfamille des Curculionoidea, la famille des Curculionidae, la sous famille des Platypodinae et la tribu des Platypodini (Choo *et al.*, 1981 ; Myers *et al.*, 2012 ; Löbl & Smetana, 2011). Il a été classé autrefois avec les autres platypodides dans la famille des Scolytidae (Balachowsky, 1946) puis la famille des Platypodidae (Wood, 1958, 1979 ; Schedl, 1972, 1981 ; Staines, 1982).

Platypus cylindrus (= *Cylindra bimaculata* Duftschmid 1825 = *Platypus cylindriformis* Reitter 1894 = *Bostrichus flavicornis* Kugelann 1872 = *Cylindra platypus* Duftschmid 1825) est un insecte xylomycétophage qui se nourrit durant tous les stades de sa vie de champignons qu'il transporte (Balachowsky, 1949) appelés aussi champignons ambrosia (Batra, 1963). Selon le « Catalogue of Palearctic Coleoptera » (Löbl & Smetana, 2011), il a été décrit pour la première fois en France par Fabricius (Fabricius, 1792) sous la dénomination de *Bostrichus cylindrus*. Son nom commun en anglais est « oak pinhole borer » (Hickin, 1963 ; Tilbury, 2010 ; Deliry, 2011), en français platype (Villemant & Fraval, 1993) et platypo dans les trois langues espagnole, portugaise et italienne (Cecconi, 1924 ; Español, 1964 ; Ferreira & Ferreira, 1991).

Les platypodides regroupent entre 1000 espèces (Shedl, 1972 ; Balachowsky *et al.*, 1963 ; Wood, 1979 ; Atkinson, 1989, 2005) et 1400 espèces (Beaver & Shih (2003)). La plus part d'entre eux, environ 95%, sont localisés dans les régions tropicales (Español, 1964 ; Shedl, 1972 ; Dajoz, 1980 ; Zani Filho *et al.*, 1984). Le genre *Platypus* à lui seul renferme plus que la moitié à savoir 550 espèces parmi lesquelles seules *P.cylindrus* et *P. oxyurus* vivent dans les régions paléarctiques (Balachowsky *et al.*, 1963 ; Español, 1964 ; Ferreira & Ferreira, 1989 ; Cassier *et al.*, 1996 ; Cebeci & Ayberk, 2010). La présence de ces deux espèces en Europe est considérée comme une trace d'une faune des régions chaudes ayant eu la capacité de s'adapter et de se maintenir dans ces régions (Husson, 1955). D'autres espèces du même genre sont réparties à travers le monde et ont fait l'objet de plusieurs études. Au Japon, nombreuses espèces ont été profondément étudiées (Murayama, 1925 ; 1931 ; Nakashima, 1971, 1972, 1975, 1987, 1989). A Taiwan, 20 espèces ont été signalées et la plus connue étant *P. quercivorus* (Murayama) (Beaver & Shih, 2003 ; Beaver, 2005). Cette même espèce a été bien étudiée au Japon (Inoue *et al.*, 1998 ; Ito *et al.*, 1998 ; Soné *et al.*, 1998. Kuroda, 2001 ; Kinuura, 2002 ; Kubono & Ito, 2002 ; Kamata *et al.*, 2002 ; Igeta *et al.*, 2003, 2004 ; Kinuura & Kobayashi, 2006). En Californie, deux espèces sont très importantes : *P. abietis* Wood et *P. wilsoni* Saines (Bright & Stark, 1973). En Nouvelle Zelande, Brouckerhoff *et al.*(2003) notent l'effet néfaste de deux *Platypus* indigènes à savoir *Platypus apicalis* et *P. gracilis*. En Corée, il s'agit de *P. lewisi* et *P. koryensis* (Park & Lyu, 2007 ;

Moon *et al.*, 2008a, 2008b) qui sont bien étudiées. Cette dernière est nommée actuellement *Crossotarsus koryoensis* (Murayama, 1930) (Equihua-Martinez, *com. pers.*).

Certaines espèces comme *P. maravignae* (Guérin- Méneville), ont été trouvées dans les fossiles du miocène ce qui laisse penser que le genre *Platypus* a des origines très lointaines (Davis & Engel, 2007).

IV.1.2. Aire de répartition et essences attaquées

Platypus cylindrus est considéré comme un insecte nuisible depuis déjà fort longtemps par Dwight (1917). Il est largement répandu dans toute la région eurasienne et dans les montagnes ou massifs de la zone circumméditerranéenne notamment dans ceux du nord Africain et de Corse (Balachowsky, 1963) (Fig. IV.1). En Allemagne occidentale, il a été décrit dès 1905/ 06 par Strohmeier (1907). En Angleterre, il est réparti sur presque tout le territoire (Hickin, 1963) surtout dans le sud du pays où il semble avoir changé de statut d'insecte rare au redoutable ravageur causant des dégâts considérables (Tilbury, 2010). En Italie, il se concentre en Sardaigne et est considéré comme un ravageur secondaire (Cecconi, 1924). En Espagne, il cause des dégâts surtout en Catalogne (Español, 1964) et en France, il a été signalé en Corse (Balachowsky, 1949, 1963) et est considéré comme un agent de dépérissement du chêne-liège dans les suberaies varoises (Boutte & Oudard, 2012). Au Portugal, le ravageur a été signalé dès 1870 au sud du pays (Heyden, 1870) où il cause des dégâts importants sur des arbres de chêne-liège sains comme dans la suberaie de l'Algave (Amandier, 2005). Il est ainsi considéré comme un ravageur primaire (Sousa, 1996 ; Sousa & Debouzie 2002). Il est également nuisible au Caucase, en Arménie et en Iran (Balachowsky *et al.*, 1963).

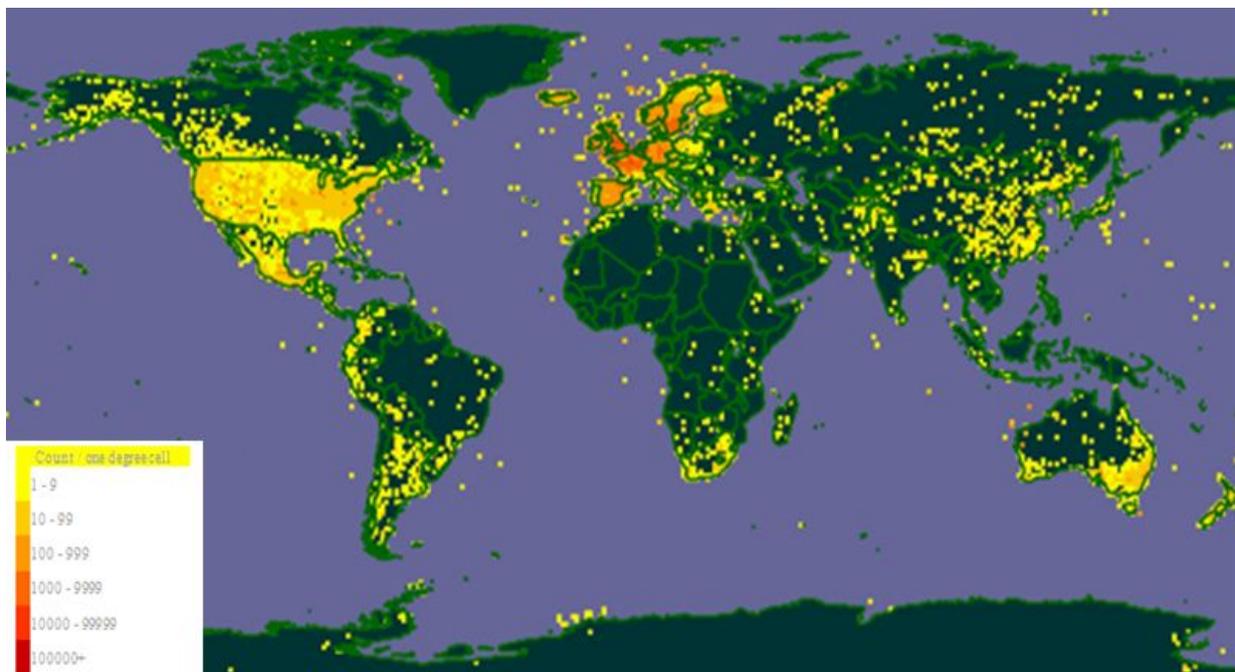


Figure IV.1 : Carte de distribution de *Platypus cylindrus* dans le monde (<http://es.mirror.gbif.org>)

En Afrique du nord, *P.cylindrus* a été signalé au Maroc, par Kocher (1961), de Tanger à Debdou et du Haut Atlas. Villemant & Fraval (1991) l'ont trouvé sur chêne-liège à Chaouen, Larache et surtout au niveau de la Maâmora où il se comporte comme un ravageur primaire causant le dépérissement de celle-ci (Bakry *et al.*, 1999 ; Sousa *et al.*, 2005). Par contre, en Tunisie, il se comporte comme ravageur secondaire s'attaquant aux arbres faibles uniquement (Bendjemaa *et al.*, 2007).

En Algérie, l'insecte a été signalé pour la première fois par Lucas à l'est aux environs d'El Colle sous différents noms de genre (Lucas, 1849) puis par Chapuis (1865) en Kabylie et Rudolf-Tredl (1907) à Alger. Ses premiers dégâts importants ont été observés dans les subéraies orientales dès le début du siècle dernier (Anonyme, 1927). Actuellement, il est considéré comme un ravageur économiquement important car plusieurs subéraies souffrent de ses attaques (Belhoucine *et al.*, 2011b). Des adultes ont été collectés dans la subéraie de Béné-Mimoun (W Béjaïa) (Chakali *et al.*, 2002). Aussi, sa présence a été signalée au début des années 2000 à l'ouest du pays dans les subéraies de Tlemcen, Oran et Mascara, provoquant des dégâts non négligeables (Bouhraoua *et al.*, 2002 ; Bouhraoua, 2003 ; Bouhraoua & Villemant, 2005).

P. cylindrus est un insecte forestier vivant principalement sur les chênes : *Quercus suber*, *Q. rotundifolia*, *Q. robur*, *Q. cerris* et *Q. frainetto*. Il peut également se trouver sur les hêtres (*Fagus sylvatica* et *F. ornus*) et les cerisiers sauvages (*Prunus avium* L.) mais rarement sur les peupliers (*Populus spp*), l'Eucalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.), les frênes (*Fraxinus spp*), l'orme (*Ulmus spp*) (Balachowsky, 1949; Ferreira & Ferreira, 1991 ; Cabral & Ferreira, 1999 ; Sousa, 2002 ; Cebeci & Ayberk, 2010). Il s'attaque fréquemment aux châtaigniers *Castanea sativa* mais surtout au *C. vulgaris* dont il provoque le dépérissement rapide des sujets même robustes et centenaires (Balachowsky, 1963 ; Cebeci & Ayberk, 2010)

IV.1.3. Morphologie de l'adulte

Les adultes de *Platypus cylindrus* mesurent 5 à 8 cm de longueur et 1,5 cm de largeur (Barbey, 1925 ; Husson, 1955 ; Villemant & Fraval, 1991 ; Bouhraoua, 2003 ; Tilbury, 2010). Le corps est allongé, de couleur brun foncé. La tête est verticale elle est aussi large que le corselet et bien dégagée du pronotum qui est plat et long avec une encoche latérale post médiane (Balachowsky, 1963 ; Villemant & Fraval, 1991). Les yeux sont arrondis et les antennes courtes sont terminées par une massue aplatie d'un seul segment. Les pattes sont de même couleur. Les élytres parallèles et arrondis à l'apex, sont ponctués par des stries longitudinales. Il porte des soies jaunâtres à son extrémité postérieure. Il présente un dimorphisme sexuel accusé caractérisé par la présence de deux dents inégales développées sur l'extrémité postérieure des élytres des mâles (Barbey, 1925 ; Husson, 1955 ; Balachowsky, 1963 ; Villemant & Fraval, 1991) (Fig. IV.2 A, B).



Figure IV. 2A- *Platypus cylindrus* mâle (côté ventral à gauche, côté dorsal à droite)(originales)

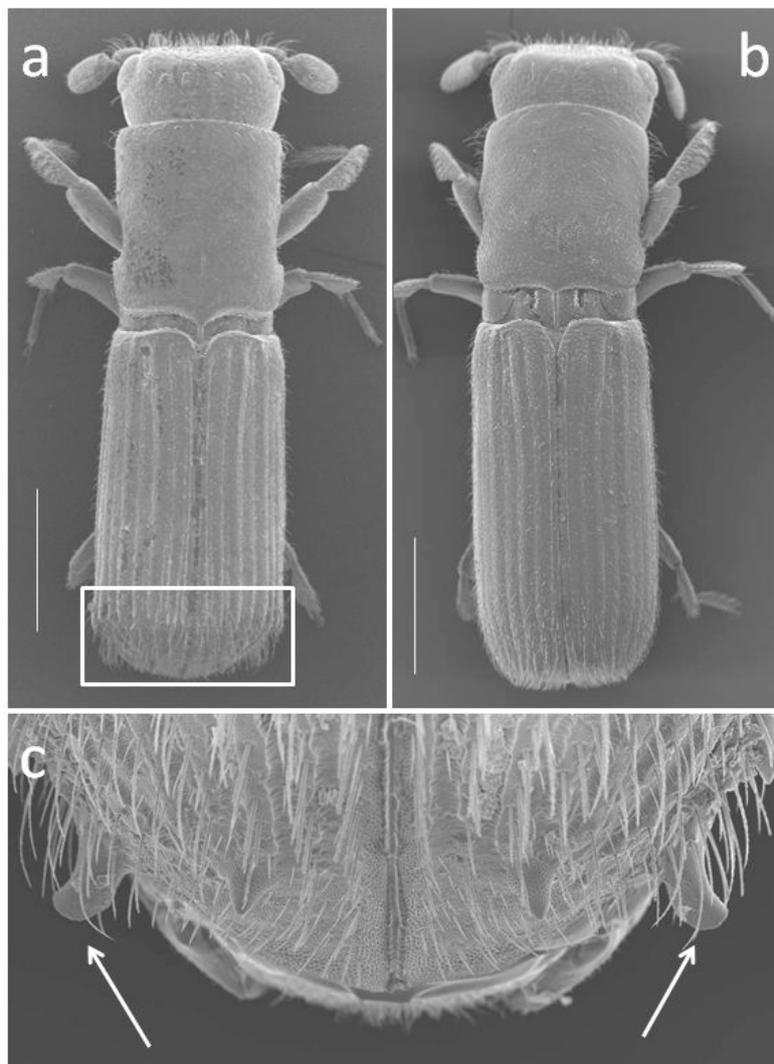


Figure IV.2B- Morphologie de *Platypus cylindrus* : a) mâle ; b) Femelle ; c) Extrémité abdominale du mâle portant des denticules caractéristiques de l'espèce. Echelle=1mm (originales)

IV.1.4. Biologie du ravageur : de l'émergence à la colonisation de l'hôte

Les adultes émergent, en général, en été de juin à septembre. En France, les émergences commencent dès la fin juin (Husson, 1955), en Allemagne en juillet (Strohmeier, 1907), au Portugal en juin et juillet (Ferreira & Ferreira, 1989 ; Sousa, 1996 ; Sousa & Inacio, 2005). Cependant, en Angleterre, il a été remarqué des sorties sporadiques du ravageur tout au long de l'année (Baker, 1963; Tilbury, 2010). Ce dernier, pense que seuls les émergents de juin à la fin de septembre sont capables de survivre et se reproduire avec succès.

Au Maroc, les adultes apparaissent en fin mai début juin (Chadigan *et al.*, 1991). En Algérie, les premières données montrent que les émergences des deux sexes commencent au printemps, rarement en hiver. Dans cette saison, les adultes sortent exceptionnellement en littoral durant les années à hiver chaud (Bouhraoua, 2003 ; Bouhraoua & Villemant, 2010). Les mâles se manifestent généralement massivement les premiers (mai- juin) puis suivis peu de temps après par les femelles (juin- juillet). Le mois d'août correspond aux émergences maximales des deux sexes.

Une fois dans la nature, la colonisation des arbres par *Platypus cylindrus* se fait selon un mécanisme précis ressemblant à celui de la plupart des platypodides (Baker, 1963). Le mécanisme de sélection des hôtes n'est pas totalement éclairci ; il dépend probablement des stimulations complexes, en particulier olfactives et non seulement à la silhouette des arbres (Chararas, 1979 ; Byers *et al.*, 1985). La composition et la concentration en substances volatiles, l'humidité du bois, la pression osmotique et le flux de la sève sont des facteurs qui pourront influencer le choix des arbres (Graham, 1968 ; Sousa *et al.*, 2005). Pour Tilbury (2010), les adultes semblent être fortement attirés par l'odeur de la fermentation de la sève. La forte densité d'attaque du ravageur suggère l'existence de mécanismes d'attractions complexes impliquant la production de kéronome et de phéromone d'agrégation (Algarvio, 2000 ; Sousa & Inacio, 2005).

C'est le mâle qui débute la colonisation de l'arbre et commence l'ouverture d'un couloir d'entrée de 1 à 2cm (Sousa, 2002 ; Bouhraoua 2003), 3 cm pour Bright & Stark (1973), tout en expulsant les fibres à l'extérieure sous forme de sciure. Il s'installe après à l'entrée de la galerie en attendant l'arrivée d'une femelle en ne laissant dépasser que très légèrement l'apex de ses élytres à l'extérieur de l'orifice d'entrée pour activer son système de stridulation, expansion foliacée de l'élytre gauche (Menier, 1976), attirant ainsi une seule femelle (Jover, 1952 ; Husson, 1955 ; Ytsma, 1988 ; Kinuura & Kobayachi, 2006).

Dès son arrivée, la femelle se déplace au hasard sur la surface de l'arbre jusqu'à proximité du couloir d'entrée. Si le mâle l'accepte, l'unique accouplement de toute la vie du couple, s'effectue à l'extérieur de la galerie (Bright & Stark, 1973), après quoi, ils pénètrent profondément dans la galerie et chacun des deux sexes se spécialise dans un travail déterminé.

La femelle continue à creuser des galeries de forme cylindrique dans le bois pour y pondre des œufs tout en inoculant leurs parois par les champignons ambrosia (Bright & Stark, 1973). Ces galeries peuvent prendre des formes très complexes dues aux formes des ramifications dans différents sens à l'égard du trou d'entrée (Husson, 1955 ; Balachowsky, 1963). Elle commence alors sa ponte en déposant ses œufs dans des diverticules ronds de 2 à 3 mm de profondeur, par groupe de 1 à 5 œufs (Husson, 1955), 4 à 8 œufs (Favard, 1962) et de 1 à 10 œufs (Bouhraoua & Villemant, 2010). La ponte débute en été et s'achève en hiver (Husson, 1955) pour reprendre au printemps suivant (Baker, 1963).

La femelle se reproduit pendant deux ans consécutifs rarement trois donnant lieu de 150 à 200 œufs (Baker, 1960 ; Sousa, 1996.).

Le mâle par contre nettoie la galerie des fibres et débris du bois arraché par la femelle et les expulse à l'extérieur sous forme de sciure de teinte variable allant du marron clair (cambium ou aubier), marron rouge (duramen) au brun (liège sec ou mère) (Bouhraoua, 2003). Ces rejets s'accumulent au pied de l'arbre en grandes quantités entre juin et octobre avant qu'ils soient lessivés par les pluies d'automne. Cette activité d'excavation de sciure cesse progressivement pour s'annuler en hiver (Bouhraoua, 2003).

Le nombre de stades larvaires est inconnu. Il varie de 4 à 6 stades selon les auteurs : 4 à 5 stades (Baker, 1963), 5 stades (Bouhraoua & Villemant, 2010 ; Belhoucine *et al.*, 2011a) et 6 stades (Sousa *et al.*, 2005). Le dernier stade est atteint en moyenne 4 semaines après l'éclosion des œufs. Sa durée serait assez longue et peut même dépasser une année (Hickin, 1963). Pendant ce stade, les larves peuvent déjà construire leurs chambres nymphales préparant ainsi leur nymphose qui se déroulera normalement au printemps suivant (Baker, 1963). Les larves vont fermer alors, leurs chambres avec un mélange de sciure et de sécrétions glandulaires pour empêcher les prédateurs d'y pénétrer (Strohmeier, 1907).

Les prédateurs de *Platypus cylindrus* sont mal connus. Au Portugal, Ferreira & Ferreira (1989) ont signalé la présence d'un seul prédateur *Colydium elongatum* F. (Coleoptera : Colydiidae). C'est le même prédateur ayant été signalé par Dajoz (1977), en France. Au Maroc, deux autres ravageurs ont été signalés à savoir *Platysoma oblongum* (Marseul) et *Corticeus pini* Panzer (Lamotte *et al.*, 1991). En Algérie, Bouhraoua & Villemant (2010), ont signalé la présence de deux prédateurs dans les galeries du Platype. Il s'agit de *Dasytes terminalis* et *Colydium elongatum*.

IV.1.5. Importance économique de *Platypus cylindrus*

Platypus cylindrus est un ravageur qui cause des dégâts connus depuis longtemps sous le nom de « piqûres noires du chêne » (Dajoz, 1980 ; Tilbury, 2010). Il a longtemps été considéré comme un ravageur secondaire s'attaquant à des arbres déjà affaibli. Il peut cependant se comporter comme un ravageur primaire infestant alors des arbres en bonne santé (Sousa & Debouzie, 1993, Bouhraoua, 2003 ; Belhoucine & Bouhraoua, 2012a). Il s'attaque à tous les types d'arbres indépendamment de leurs âges, de l'exposition et du type de sol. Néanmoins, il préfère les chênes-lièges affaiblis ou du bois coupé dont l'humidité est maintenue encore à un degré correcte pour le développement des champignons (Ferreira & Ferreira, 1991 ; Sousa & Debouzie, 1999 ; Bouhraoua & Villemant, 2010 ; Belhoucine & Bouhraoua, 2012a).

Les attaques du ravageur occasionnent souvent des dégâts d'importance économique considérable, aussi bien d'ordre technologique que physiologique. Il cause, en effet, une détérioration de l'aspect du bois par la présence de nombreuses galeries noires profondes le parcourant dans tous les sens. Un tel bois perd sa valeur commerciale et est impropre à l'ameublement. Il peut par contre, être utilisé comme bois d'œuvre. La mort des arbres survient rapidement, peu de mois après la pénétration des insectes dans l'arbre (Husson, 1955 ; Balachowsky, 1963 ; C.T.B.A, 2000 ; Sousa *et al.*, 2005 ; Bouhraoua, 2003).

De nombreuses études ont confirmé ces dernières années, la liaison des attaques de *P.cylindrus* avec le déclin et dépérissement du chêne-liège subvenu à partir des années 80

dans plusieurs pays. Ses dommages ont été signalés comme inquiétants au Portugal (Natividade, 1956 ; Ferreira & Ferreira, 1989 ; 1991 ; Sousa *et al.*, 1995, Sousa, 1996), en Espagne (Espanol, 1964 ; Soria ; 1994), en France surtout dans la subéraie Varoise (Durand, 2004) et au Maroc (Chadigan, 1990 ; Bakry *et al.*, 1999 ; Sousa *et al.*, 2005).

En Algérie, les dégâts provoqués par l'insecte ont commencé à être important dès le début du siècle dernier (Anonyme, 1927), alors qu'auparavant ils étaient insignifiants (Lamey, 1893).

A l'ouest Algérien, avec les recherches entreprises par Bouhraoua à partir de 1999, la présence du ravageur a été signalée dans les forêts de M'Sila à Oran par Bouhraoua *et al.* (2002), Bouhraoua (2003) puis par Belhoucine (2008), Belhoucine *et al.* (2011a) et Belhoucine & Bouhraoua (2012a) mais aussi dans le massif forestier Hafir- Zariéffet à Tlemcen et la forêt de Nesmoth à Mascara (Bouhraoua *et al.*, 2002 ; Bouhraoua, 2003).

C'est dans la forêt de M'Sila que le ravageur est le plus présent causant des dommages considérables aux peuplements de chêne-liège, d'ordre physiologique puisqu'il détériore la santé des arbres et aussi d'ordre technologique puisqu'il affecte la qualité du liège. Ainsi, l'affaiblissement des arbres entraîne souvent à une diminution de l'accroissement annuel du liège (Dahane *et al.*, 2011; Dahane, 2012) et leur mort entraîne le dessèchement de la couche subéreuse (Fig. IV.3), ce qui rend le bois impropre à l'exploitation (Bouhraoua, 2003 ; Bouhraoua & Villemant, 2005). L'action de ce ravageur a une date assez ancienne et continue à nos jours à causer des dégâts mais avec une intensité variable. Il est responsable cependant de la mortalité d'au moins 8% des arbres de cette forêt entre 1999 et 2007 (Bouhraoua, 2003 ; Belhoucine, 2008).



Figure IV.3: Mortalité des arbres de chêne –liège suite à une colonisation massive du *Platypus cylindrus* (forêt de M'Sila)

IV.2. Biologie de l'insecte dans les galeries

IV.2.1. Matériels et méthodes

IV.2.1.1. Etude de l'appareil buccal

Les adultes du Platype ont été extraits du bois coupé d'arbres de chêne liège infectés par le ravageur. Ils ont été par la suite conservés dans l'alcool à 70° et nettoyés par ultrasons. Tous les échantillons ont été revêtus d'une fine couche d'or-palladium de 30-40 nm environ d'épaisseur en utilisant un alliage de pulvérisation par dispositif d'induction (Jeal JFC-1100). Des photos SEM de la partie buccale ont été prises avec un Leica Stereoscan-360 (Cambridge Instruments) fonctionnant avec une tension de 10 kV. Cette partie du travail a été réalisée à l'université de Barcelone, Département de la biologie animale.

Les termes morphologiques utilisés pour légènder les différentes pièces buccales sont tirés des travaux de Dressler & Beutel (2010) portant sur la morphologie et l'évolution de la tête des adultes coléoptères *Adephaga*.

IV.2.1.2. Réalisation des coupes

Pour étudier le cycle biologique de l'insecte dans le bois du chêne-liège, on a utilisé la méthode préconisée par Sousa (1996) et améliorée par Bouhraoua (2003). Cette méthode repose sur l'exploration entière des galeries qui s'enfoncent généralement jusqu'au bois de cœur. De ce fait, on a abattu dans des dates différentes six arbres dépèris et fortement infestés par le ravageur dans la forêt. En effet, 2 arbres ont été abattus en 2008, 3 autres en 2009 et le sixième en 2010 (Tab. IV.1). Il convient de signaler, que les deux coupes d'arbres l'une pratiquée en avril 2009 et l'autre en septembre 2010, ont été abandonnées après les premières coupes de rondelles puisque les galeries de ces dernières étaient complètement vides.

Tableau IV.1 : Caractéristiques dendrométriques, d'exploitation et sanitaire des arbres abattus pour l'étude de la biologie du *P. cylindrus* dans les galeries dans la forêt de M'Sila

Paramètres / Arbres*	1	2	3	4
- date de coupe	mai 2008	décembre 2008	avril 2009	décembre 2009
- circonférence externe (cm)	70	122	91	76,50
- diamètre interne (cm)	20	36	28	23
- hauteur totale (m)	5	7	6,4	5
- dernière exploitation du liège	2007	Non exploité	2003	2003
- épaisseur du liège (mm)	5	45	15	20
- classe de défoliation	4	4	4	4
- date éventuelle de mortalité	Eté 2007	Eté 2007	Eté 2008	Eté 2008

* Les arbres sont cités dans l'ordre chronologique croissant de leur coupe

Les arbres ont été après, découpés en tronçons d'environ 1 m et ramenés directement à la Faculté pour être déposés sur le sol et à l'air ambiant. Pour maintenir une bonne humidité du bois, facteur limitant pour la vie du *P. cylindrus* et les champignons lui servant de nourriture, les extrémités des tronçons ont été paraffinées. De plus, en été par temps chaud et sec, on a

procédé à l'humidification des tronçons en les vaporisant avec de l'eau, de crainte qu'ils ne se dessèchent.

Toutes les deux semaines, entre mai 2008 et juillet 2010, une rondelle de 10 à 15 cm d'épaisseur a été coupée, à l'aide d'une tronçonneuse. Après avoir détaché la couche de liège, la rondelle en bois a été ensuite découpée en tranches de 5 à 10 mm d'épaisseur à l'aide d'un ciseau à bois. L'ensemble de ces tranches a été déposé dans un bac profond au laboratoire. Après 24 heures, nous avons procédé à la récolte des grosses larves et des adultes tombés au fond du bac et visibles à l'œil nu. Par contre, les petites larves et les œufs dissimilés dans la sciure du bois s'accumulent au fond du bac et ne sont discernables que sous la loupe binoculaire.

Pour explorer encore plus les galeries et récupérer davantage les individus, les tranches ont subi après 2 jours une autre dissection plus fine en lames puis coupées en petits morceaux de 5 cm de long à l'aide d'un sécateur. Le tout est déposé une nouvelle fois dans le bac pour des éventuelles récoltes. Chaque jour nous procédons de la même manière que précédemment à la récupération des nouvelles apparitions des jeunes larves et des œufs mais aussi dans certains cas des adultes et des larves âgées. Nous avons répété l'opération plusieurs fois jusqu'à la dernière rondelle des tronçons des 4 arbres initialement coupés.

Plusieurs mesures ont été prises avant et après la dissection du bois. Il s'agit de la date de la coupe, la surface du liège et le volume du bois disséqué ainsi que l'état hygrométrique du bois apprécié visuellement.

Après les récoltes des différents stades de développement de l'insecte on a calculé :

- Le nombre total des adultes avec détermination du sexe pour calculer par la suite le sexe-ratio.
- Le nombre total des pré-émergents.
- Le nombre total d'œufs après avoir déterminé leur taille (largeur et longueur) sous la loupe binoculaire au moyen d'un micromètre oculaire.
- Le nombre total de larves après avoir mesuré la largeur de leur capsule céphalique pour pouvoir estimer le nombre de stades larvaires, au moyen d'un micromètre oculaire sous la loupe binoculaire.
- Le nombre total de nymphes.

Tous les œufs, larves et nymphes ont été conservés dans de l'alcool 70%. Les adultes, par contre, ont été conservés à sec dans des tubes en plastique. Tous les autres insectes trouvés dans les galeries du ravageur ont également été récoltés, conservés et déterminés.

IV.2.2. Résultats

IV.2.2.1. L'appareil buccal

Platypus cylindrus comme tous les insectes à ambrosia, creuse des galeries dans le bois de l'arbre colonisé en utilisant leurs pièces buccales. Ces insectes arrachent les fibres de bois sans pour autant les consommer. Leur seule nourriture étant les champignons qu'ils ensemencent à l'intérieure des galeries nettoyées par l'usage des tibias. Des études sur les composantes de l'appareil buccal des platypodides est quasiment absente mis à part le travail effectué par Moon *et al.* (2008a, b) sur *Platypus koryensis*.

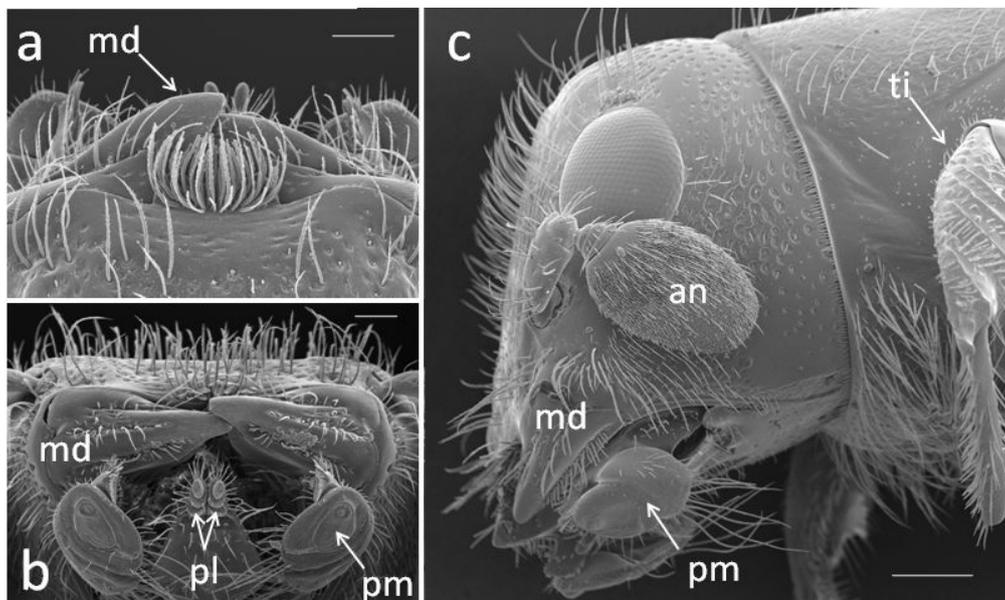
Platypus cylindrus comme *P. koryensis*, possède des pièces buccales ayant l'apparence d'un museau latéralement adaptées pour creuser parfaitement dans le bois et sucer l'eau de la sève (Figs IV.4a- c). Les différentes pièces que compose l'appareil buccal sont donc utilisées pour percer avant tout les trous d'entrée dans la couche du liège et puis les galeries dans les différentes couches du bois. Ce travail de l'appareil dans le bois sert pour l'alimentation des adultes, pour foier des galeries pour la ponte des œufs et la culture de champignons pour la descendance et le nettoyage des galeries de la sciure

L'appareil buccal est un simple trou entouré par des structures spécialisées pour la préhension et le broyage. Ils sont composés d'une paire de mandibules, une paire de maxillae et le labium (Figs IV. 4). Les mandibules et les maxillae sont équivalents aux mâchoires à l'exception qu'elles se déplacent face à face.

Les mandibules s'écartent latéralement de la tête et se referment au centre. Ce sont des structures fortement sclérosées ayant des arêtes tranchantes se déplaçant transversalement pour saisir ou couper le bois. Ils sont typiquement les pièces buccales les plus larges, utilisées pour mastiquer la nourriture. Latéralement, elles ont une forme triangulaire portant des lignes longitudinales avec de courtes sensillae, contrairement à la partie distale qui ne porte pas de sensilles.

Les maxillae occupent la position latérale sur la tête, derrière les mandibules. Ils sont utilisés pour diriger la nourriture à la bouche. Les palpes labiales sont plus petits que les palpes maxillaires et sont situés au centre. Les palpes maxillaires et labiales ont pour fonction de diriger la nourriture à la bouche et interviennent dans la manipulation des aliments lors de la mastication.

La force de ces pièces buccales permet à l'insecte de creuser de longs tunnels dans le bois dur des arbres qu'il colonise.



Figures IV.4 : Présentation des parties buccales de *Platypus cylindrus* a) vue dorsale ; b) vue frontale ; c) vue latérale de la tête. (md : mandibules ; pl : palpes labiales ; pm : palpes maxillaires ; an : antennes ; ti : tibia).

IV.2.2.2. Etude des populations dans les galeries

Durant 27 mois de travail allant de mai 2008 à juillet 2010, on a pu réaliser au total 51 dissections de bois de 4 arbres de chêne-liège fortement infestés par *Platypus cylindrus* à raison de deux dissections par mois. Les résultats de la structure démographique obtenus de ces dissections sont regroupés dans le tableau IV.2 et représentés dans les figures IV.5 et IV.6.

Tableau IV.2 : Composition numérique globale des différents stades biologiques de *P.cylindrus* prélevés des galeries entre mai 2008 et Juillet 2010.

Paramètres/ N° d'arbre	A1	A2	A3	A4	
Nombre de séries de dissection	14	7	15	15	51
Dates de dissection	M-S08	D08- Ms09	A-N09	D09-Jt 10	M08-Jt10
Surface du liège observée (m ²)	1,47	1,28	2,05	1,69	6,49
Volume du bois disséqué (m ³)	0,07	0,11	0,14	0,08	0,40
Total adultes prélevés	674	220	858	764	2516 (21,5%)
Total œufs prélevés	134	120	320	290	864 (7,5%)
Total larves prélevées	1788	1356	2317	2596	8057 (68,7%)
Total nymphes prélevés	46	17	85	137	285 (2,4%)
Total individus	2642	1713	3580	3787	11722 (100%)

Ce tableau montre que les 51 rondelles coupées ont donné un volume de bois disséqué de 0,40 m³ et recouvert d'une couche de liège de 6,5 m² de surface. De ce bois, on a pu extraire 11722 individus répartis entre les 4 écophases de l'insecte ce qui représente une densité moyenne de 30 individus/ dm³.

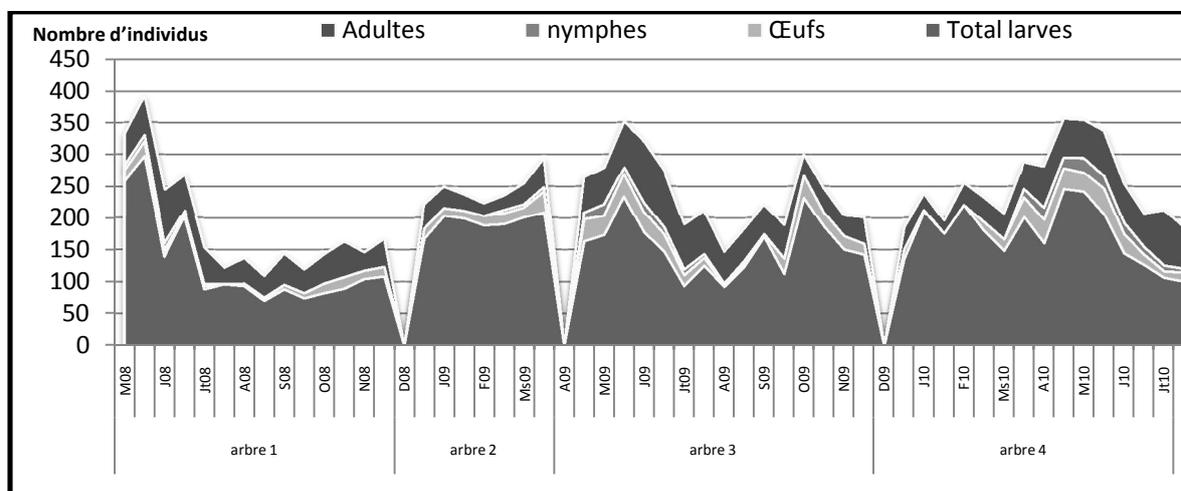


Figure IV.5: Répartition temporelle des différents stades biologiques de *P. cylindrus* extraits des galeries des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010

La première lecture de la figure IV.5 et IV.6, montre que pendant toute la période d'observation, tous les stades biologiques sont présents et coexistent ensemble mais avec des taux variables selon l'arbre coupé et la date de dissection. Globalement, on a prélevé du bois :

- 2516 adultes ce qui représente 21,5% de la population globale,
- 8057 larves (tous stades confondus) représentant la majorité de la population avec 68,7%,
- 864 œufs avec 7,4%,
- 285 nymphes représentant 2,4%.

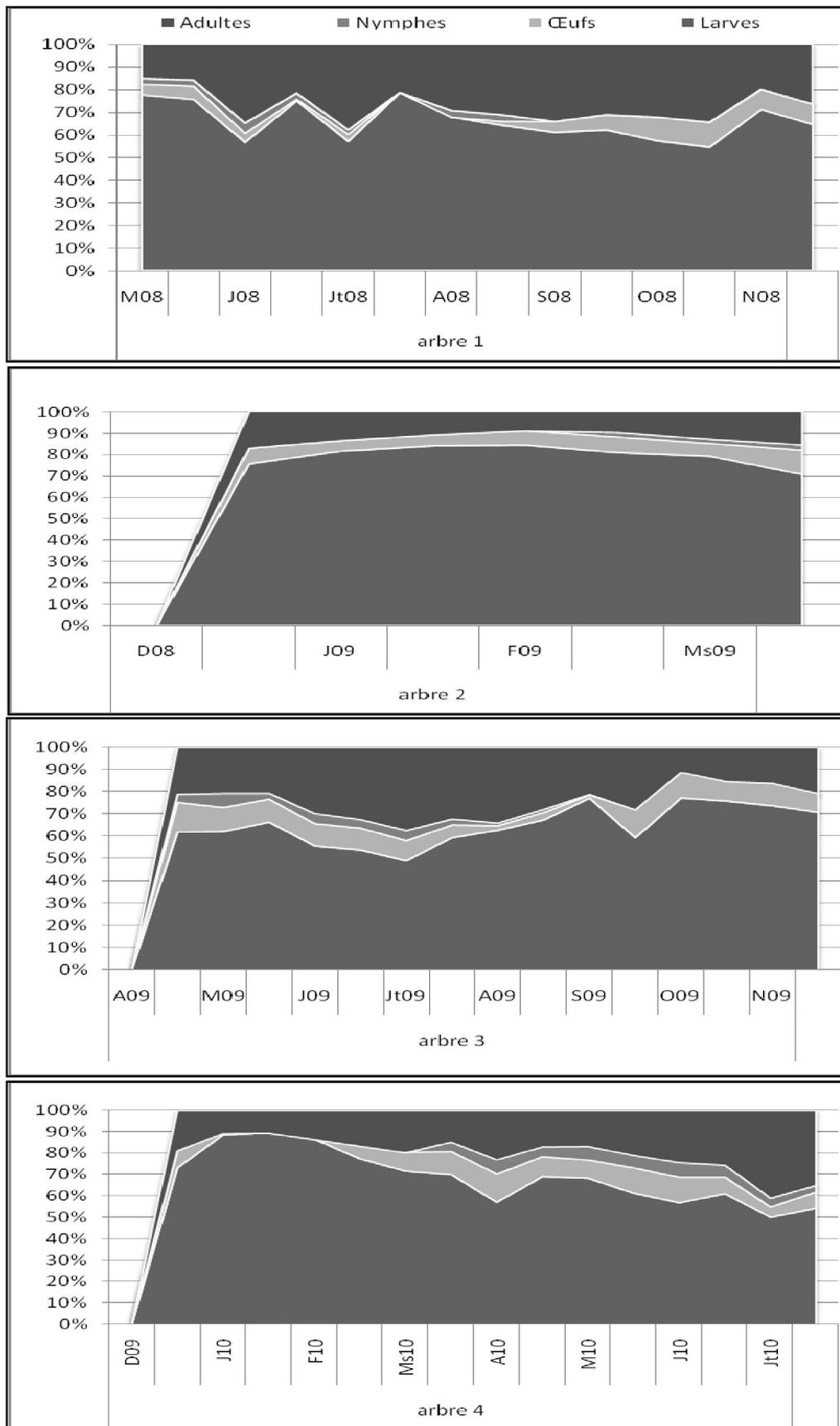


Figure IV.6 : Répartition temporelle des proportions des différents stades biologiques de *P. cylindrus* extraits des galeries des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010

1. Les populations d'adultes

L'effectif total des adultes récoltés représente 21,5% de la population globale. Il diffère d'un arbre à l'autre et même d'une rondelle à une autre et voire d'une date à l'autre avec un minimum de 20 enregistrés en 2^{ème} quinzaine de février 2009 dans le 2^{ème} arbre et un maximum de 95 en début juin 2010 dans le 4^{ème} arbre. La moyenne est de l'ordre de 49,3 adultes prélevés chaque quinzaine, ce qui représente une densité moyenne de 6,3 adultes/dm³. Cette densité est variable d'un arbre à l'autre selon son degré initial d'infestation, oscillant entre 2 et 9,6 adultes /dm³.

Cependant la répartition temporelle présente une certaine variabilité marquant deux phases bien distinctes (Fig. IV.7) : la première correspond à une présence assez faible d'adultes notée en hiver-début printemps (janvier-mars) et la seconde phase correspond à une augmentation progressive de l'effectif des adultes dans le bois. Elle est notée entre avril et juillet, avec un pic observé en juin pour les arbres 1 et 3 et début juillet pour le 4. Cette tendance concorde globalement avec celle obtenue par Sousa (1996) au Portugal, Bouhraoua (2003) ; Bouhraoua & Villemant (2010) et Belhoucine *et al.* (2011a) en Algérie et Sousa *et al.* (2005) au Maroc.

On peut expliquer cette augmentation numérique par la manifestation des pré-émergents dans les galeries (Fig. IV.8) après une période de nymphose qui a démarré dès la saison printanière à laquelle, s'ajoutent les nouvelles attaques de l'arbre déjà déperé par des nouveaux émergents.

En fait, les parents sont présents dans les galeries durant toute l'année. Ils représentent de ce fait, la totalité de la population présente dans les troncs depuis le début novembre jusqu'à la mi-mars voire avril, selon les arbres et les années. Les pré-émergents par contre, ne commencent à se manifester dans les galeries qu'au printemps, à partir de la mi-mars- début avril pour disparaître complètement en automne, fin septembre voire octobre. Leur nombre est assez important entre juin et aout représentant jusqu'à 50% de la population d'adulte récoltée.

Il convient de signaler que la différenciation entre les parents et les pré-émergents est assez facile puisqu'elle réside dans la teinte moins foncée chez ces derniers.

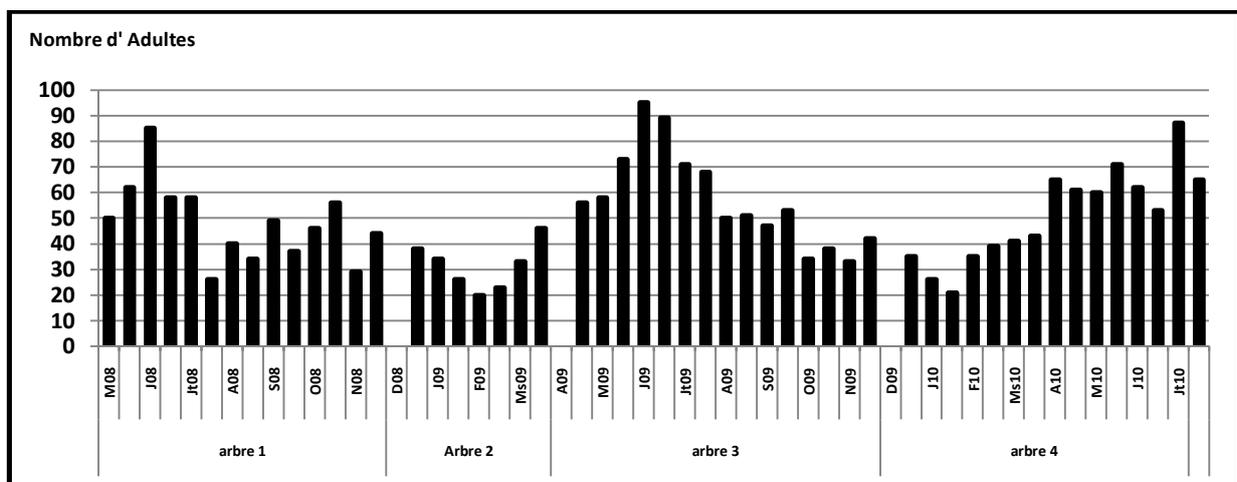


Figure IV.7 : Répartition temporelle des adultes de *P. cylindrus* extraits des galeries des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010

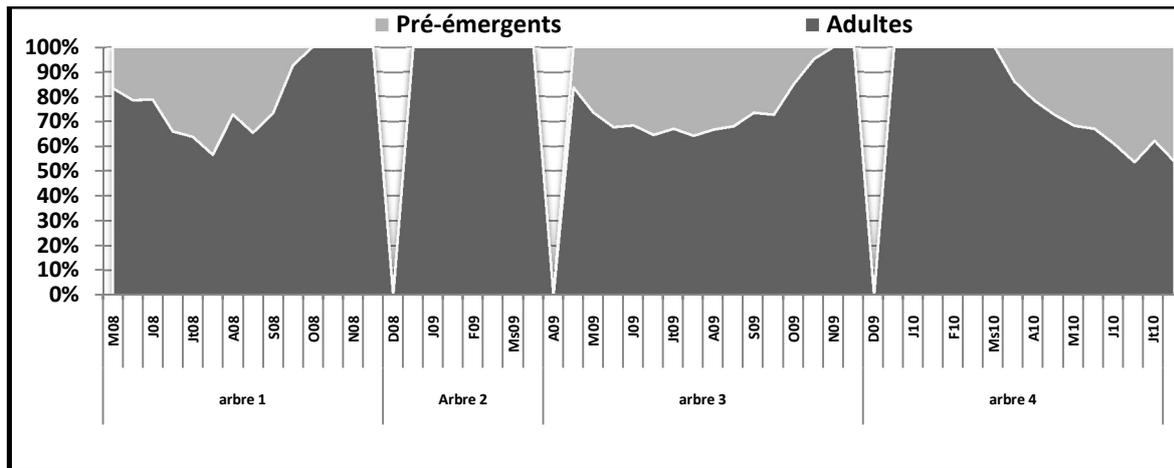


Figure IV.8 : Répartition temporelle des proportions des adultes parents et pré-émergents de *P. cylindrus* extraits des galeries des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010

Les femelles sont très facilement distinguées des mâles (Fig. IV.10i). Ces derniers ont une projection chitineuse très marquée la fin de chaque élytre (Ferreira & Ferreira, 1989). Parmi les 2516 adultes prélevés, on a récolté 1172 mâles et 1334 femelles avec une sex-ratio de 0,88 qui ne diffère pas significativement de 1 ($X^2_{\text{obs}} = 0,72$, 1ddl, $\alpha = 0,05$).

Ceci explique un équilibre entre les sexes et la monogamie de l'espèce ce qui est d'ailleurs commun à l'ensemble des Platypodinae (Browne, 1972). L'évolution temporelle des 2 sexes révèle la même tendance de l'effectif des adultes avec une sex-ratio globalement équilibrée (Fig. IV.9).

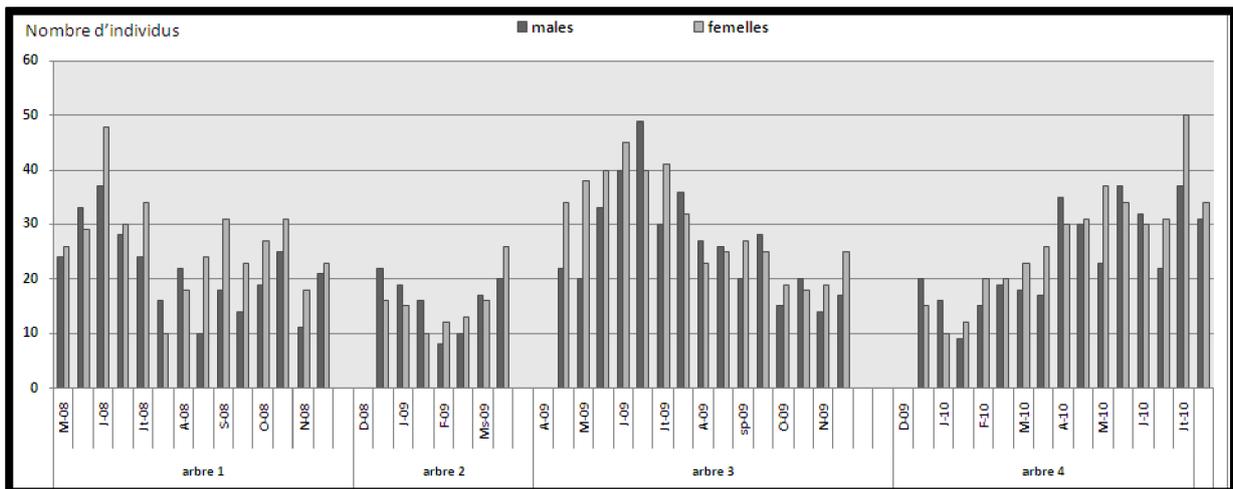


Figure IV.9 : Evolution temporelle des sexes extraits des galeries dans les 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010.

2- Les populations des œufs

Les œufs de *P. cylindrus* sont de forme ovoïde, translucide et humide en surface. Ils sont de couleur blanche ou crème parfois même virant au roux clair (Fig. IV.10a). Leurs tailles sont

variables allant de 0.70 à 0.89 mm de long soit une moyenne de 0.79 mm (n=500) et 0.35 à 0.46 mm de large avec une moyenne de 0.41 mm. Ces mesures concordent avec ceux signalés par certains auteurs en l'occurrence Strohmeyer (1907) qui a signalé une dimension de (0.72-0.77) - (0.39-0.43) mm ; Sousa & Debouzie (2002) : (0.62-0.8) - (0.33-0.42) mm, Bouhraoua & Villemant (2010) : (0.6-1.2) -(0.3-0.6) mm, Belhoucine (2008) et Belhoucine *et al.* (2011a).

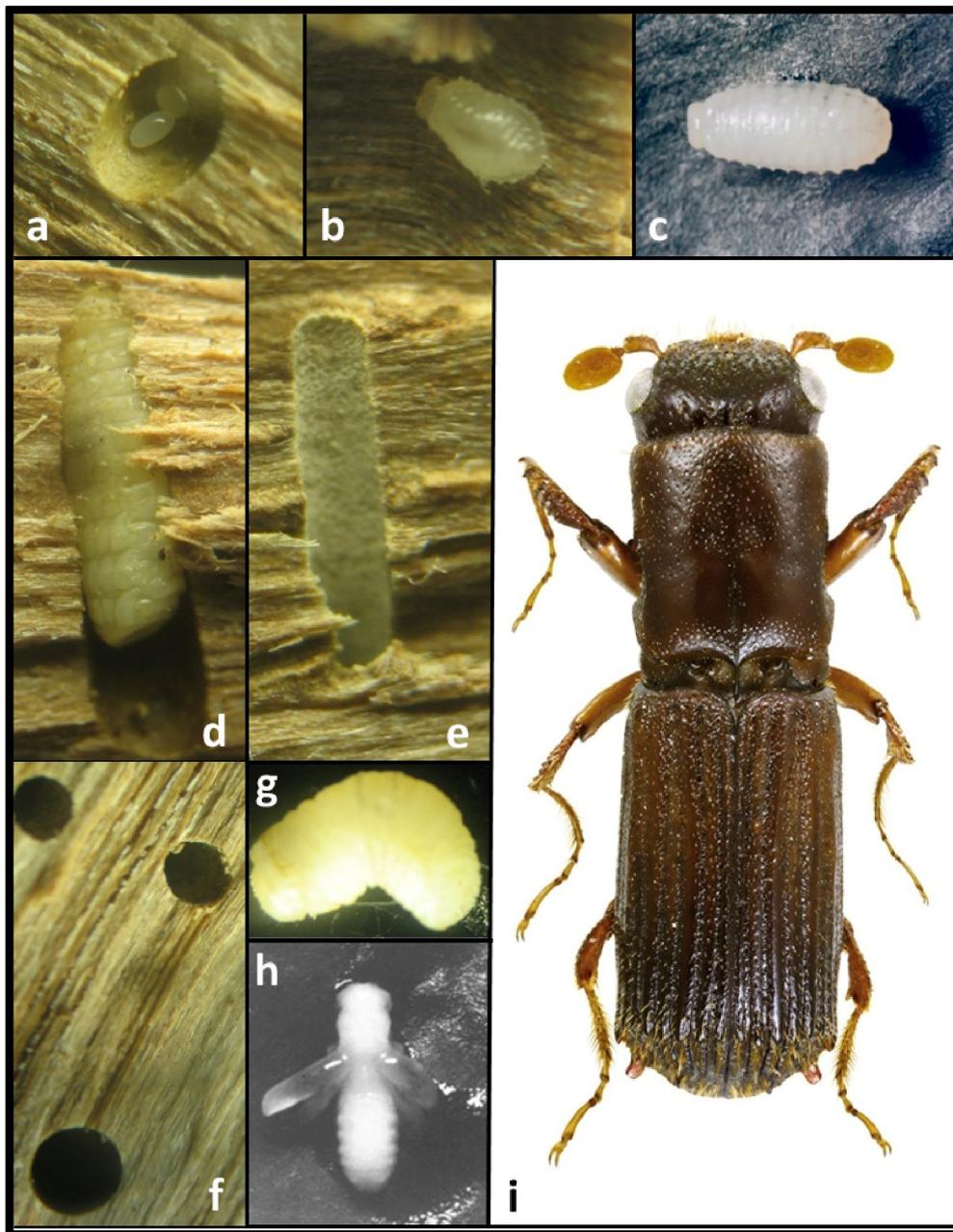


Figure IV.10 : Divers détails du cycle biologique de *Platypus cylindrus*. **a)** 2 œufs dans une cavité de ponte ; **b)** larve du 1er stade dans une galerie ; **c)** larve de 3ème stade ; **d)** larve de 5^{ème} stade dans une galerie ; **e)** une galerie fraîche ; **f)** trous circulaires de galeries creusées dans le bois par l'insecte ; **g)** larve de 5ème stade hors galerie montrant bien la plaque prothoracique roussâtre ; **h)** une nymphe ; **i)** adulte mâle.

La majorité des œufs a été récoltée dans le bac, en dehors des galeries. Une fraction, par contre, a été récupérée directement dans la chambre de ponte. Les femelles déposent leurs œufs groupés par 2 à 8 mais le plus souvent par 2 ou 3 jusqu'à 5. Les œufs isolés sont rares ; leur présence selon Bouhraoua (2003), s'explique soit parce que le reste des œufs a été transporté par les larves soit parce que la femelle, dérangée dans leur ponte, n'ont déposé qu'un œuf.

La population d'œufs prélevée dans le bois des 4 arbres représente des taux variables allant de 5 à 9% avec un taux moyen de 7,5% de la population globale. Son évolution temporelle illustrée dans la figure IV. 11, montre que les œufs sont généralement présents dans les arbres durant toute l'année. Ce qui confirme la théorie de Bouhraoua (2003) que les femelles de *P. cylindrus* pondent leurs œufs sans interruption tout au long de l'année. Toutefois, Cette ponte peut s'arrêter complètement en hivers comme c'est le cas du quatrième arbre où la ponte était nulle en fin janvier- début février 2010 et en été tel observé dans le premier arbre la fin juillet-début aout 2008.

La proportion d'œufs prélevés en fonction du temps n'est pas constante durant la période d'expérimentation. Elle varie selon l'année d'attaque et le taux d'infestation. De ce fait, nous remarquons 3 phases bien distinctes :

La première caractérise une période de ponte très active des femelles où celles-ci deviennent plus fécondes, en printemps et en automne avec des taux de 14 et 12% respectivement du total des individus prélevés. Environ 70% des œufs a été prélevée durant cette période. Les femelles sont très fécondes durant cette phase, une femelle peut produire jusqu'à 2 ou 3 œufs par mois, c'est le cas du mois d'octobre dans le troisième arbre et avril dans le quatrième (Fig. IV.12).

La deuxième phase est estivale et correspond à une diminution sensible des pontes avec un taux de 6% du total. La dernière phase correspond à la période hivernale où les pontes sont peu fréquentes et les œufs moins nombreux avec un taux de 3,5% du total des individus.

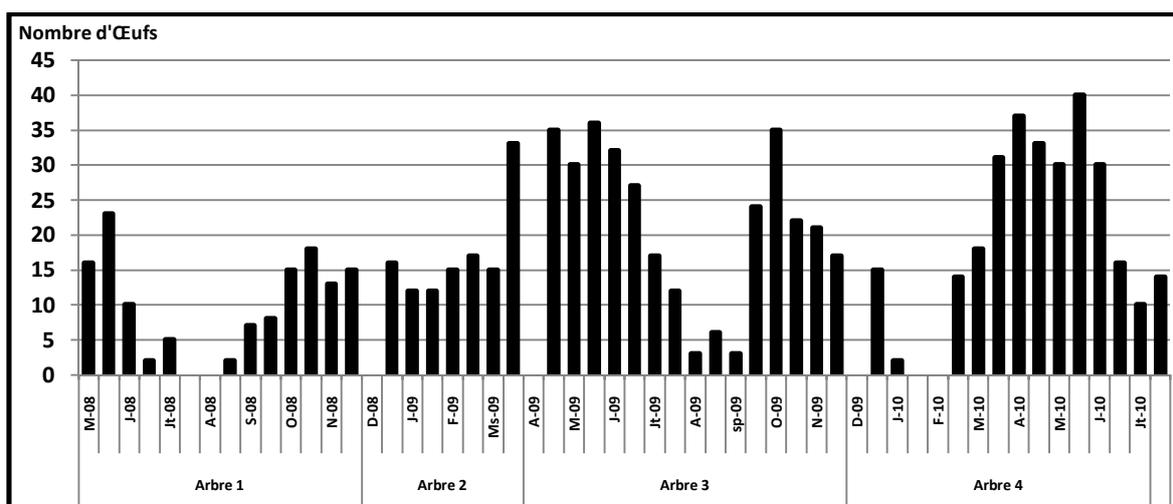


Figure IV.11: Evolution temporelle des œufs récupérés dans les galeries des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010.

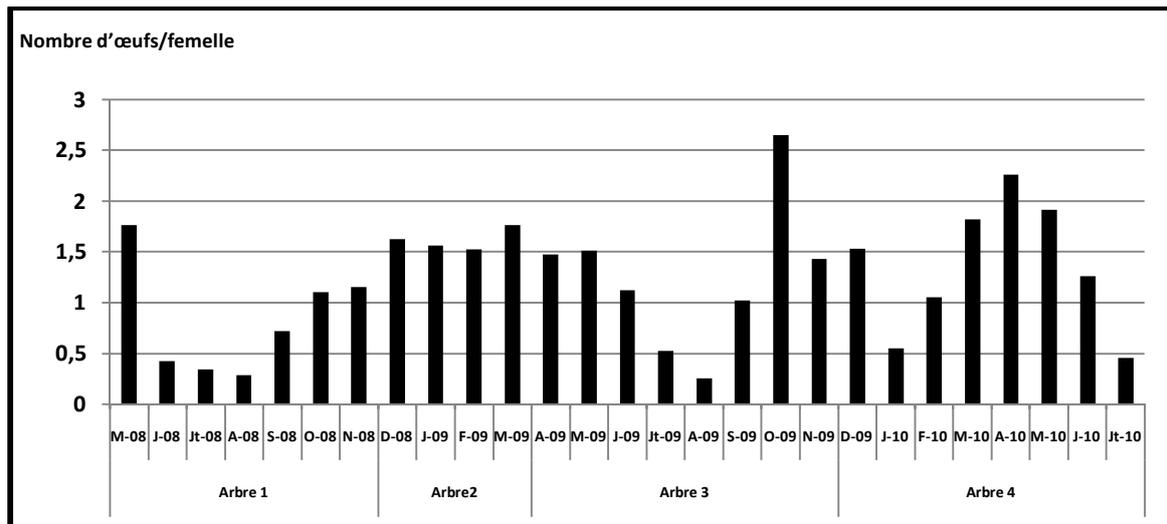


Figure IV.12: Evolution temporelle de la fécondité moyenne mensuelle apparente des femelles *P. cylindus* dans les 4 arbres entre mai 2008 à juillet 2010.

3-Les populations de larves

C'est l'écophase le plus abondant dans les galeries de bois des 4 arbres tout au long de la phase de dissection. Les taux varient entre 61 et 79% de la totalité des individus récupérés de chaque arbre, ce qui n'est pas significativement différent ($X^2_{obs} = 7,35$, 3ddl, $\alpha = 0,05$). Le taux moyen est d'environ 69% de la population globale soit une densité moyenne de 20 larves/ dm³. Cette densité varie considérablement dans les différents arbres oscillant entre 12 et 33 larves/ dm³, le 2^{ème} arbre étant le moins peuplé et le 4^{ème} le plus peuplé. L'évolution temporelle présentée sur la figure IV.13, montre de grandes fluctuations.

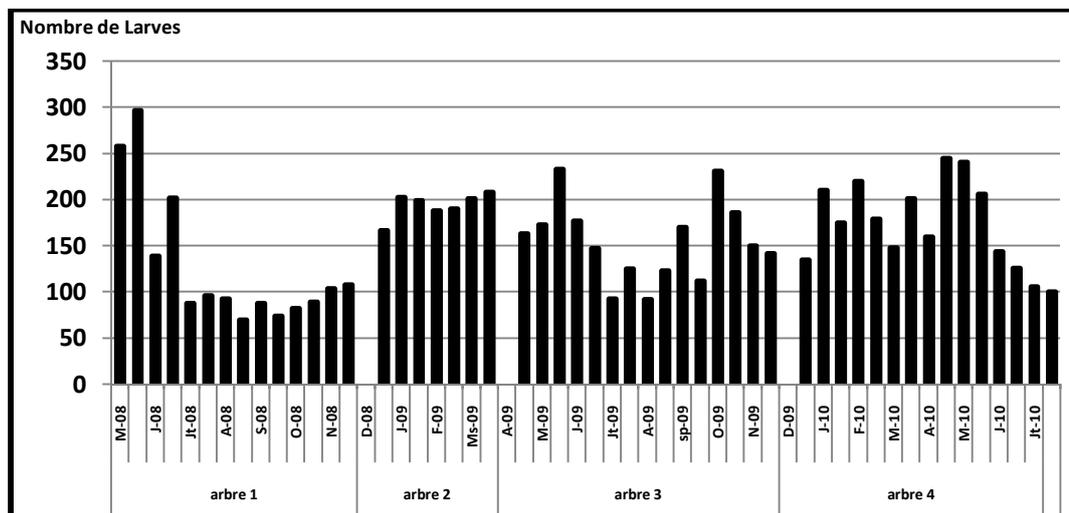


Figure IV.13 : Evolution temporelle des larves prélevées des galeries de bois des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010

Leur présence est importante en printemps, surtout en mois de mai avec un taux de 31% de la totalité des larves récupérées dans le 1^{er} arbre et plus de 17% dans le 3^{ème} et 4^{ème} arbres. A

partir de juillet la quantité des larves récoltées diminue avec un taux de présence dans les 3 arbres (1^{er}, 3^{ème} et 4^{ème}) d'environ 9%. On note une légère reprise à partir de septembre pour arriver à des taux considérables en hivers pendant les mois de janvier et février avec des taux de 58% de la totalité des larves récoltées dans le 2^{ème} arbre contre 30% dans le 4^{ème}.

Le nombre de stades larvaires chez ce *Platypus* varie entre 5 stades (Baker, 1963 ; Browne, 1972 ; Bouhraoua & Villemant, 2010 ; Belhoucine, 2008 ; Belhoucine *et al.*, 2011a) et 6 stades (Sousa, 1996 ; Sousa *et al.*, 2005). Plusieurs critères ont été déjà utilisés par Bouhraoua (2003) pour déterminer et décrire ces stades larvaires mais la largeur des capsules céphaliques reste la mesure la plus employée chez les xylophages notamment chez les Scolytides (Fabre & Carle, 1975). Le tableau IV.3, regroupe les résultats des différentes observations et mensurations des larves récupérées.

Tableau IV.3: Caractères descriptifs des 5 stades larvaires de *P. cylindrus*.

Caractères / Stades larvaires	LI	LII	LIII	LIV	LV
- nombre de larves examinées	377	325	736	1879	4740
- largeurs céphaliques extrêmes (mm)	0,300 / 0,480	0,520 / 0,700	0,776 / 0,910	0,998 / 1,200	1,250 / 1,580
- largeur céphalique moyenne (mm)	0,390	0,610	0,843	1,099	1,415
- rapport entre 2 stades consécutifs	--	1,56	1,38	1,30	1,29
- forme	ovale	ovale	intermédiaire	cylindrique	cylindrique
- plaque pro-thoracique	absente	absente	absente	absente	présente
- couleur du corps	blanc-laiteux	blanc-laiteux	blanc-laiteux	blanc-jaunâtre	blanc-jaunâtre
- taux de présence en %	4,7	4	9,1	23,3	59

Les 5 stades larvaires sont présents dans les galeries avec des taux variables selon les dates de dissections mais les larves du dernier stade restent les plus fréquentes avec un taux de 59% par rapport à la population larvaire globale. Chaque stade larvaire présente des critères morphologiques qui le différencient des autres stades à savoir la forme, la couleur et la largeur céphalique. La moyenne des 4 rapports de cette mesure (1,38), ainsi que le rapport entre le dernier et le premier stade larvaire (LV/LI) de 3,62, correspondent parfaitement aux valeurs calculées par Bouhraoua & Villemant (2010) pour le platype et concordent bien avec celles estimées pour certaines espèces de scolytes ayant le même nombre de stades en l'occurrence *Dendroctonus micans* (Lekander, 1968).

Chaque stade larvaire présente des critères morphologiques qui le différencient des autres stades à savoir la forme, la couleur et la plaque prothoracique. Sur la base de ce dernier critère, on peut distinguer deux catégories de larves.

Catégorie L-1 : elle regroupe les larves sans plaque prothoracique avec les 4 premiers stades. Le premier comme le second sont représentés par des larves de petites tailles, de forme ovoïde, de couleur blanc-laiteux et de largeur céphalique moyenne de 0.390 et 0.610 mm respectivement (Fig.IV. 10b). Leurs taux moyen de présence dans nos prélèvements sont très faibles de l'ordre de 3% chacun, variant de 2 à 6% en fonction des arbres. Le troisième stade larvaire présente une forme intermédiaire entre les 2 premiers stades et les 2 derniers (Fig. IV. 10c). Sa largeur céphalique moyenne est estimée à 0.843mm. Ces larves sont présentes avec un taux variant de 7 à 11% dans les 4 arbres avec un taux moyen de 9% de la population larvaire globale. C'est à partir du 4^{ème} stade que les changements morphologiques commencent à se manifester. Les larves acquièrent une forme parfaitement allongée et une couleur virant vers le blanc-jaunâtre. La largeur céphalique moyenne est de 1.099 mm. Leur

taux de présence varie considérablement dans les différents arbres de 13 à 27% avec une moyenne de 23%.

Catégorie L-2 : elle regroupe les larves du 5ème et dernier stade qui se distinguent facilement des autres stades par la présence d'une bande marron-roussâtre au niveau du segment prothoracique (Figs IV.10 d, g). Elles sont de forme cylindrique et de couleur blanc-jaunâtre avec une largeur céphalique moyenne de 1.415 mm.

L'évolution temporelle de chaque stade larvaire est présentée dans la figure IV.14, celle-ci montre que tous les stades sont présents le long de la période d'expérimentation. Chaque stade larvaire présente des variations selon les dates de coupe et l'arbre lui-même. La population des jeunes stades larvaires évolue faiblement avec le temps. Elles représentent environ le 1/5 de la population larvaire globale. Elle constitue à chaque date une fraction de 10 à 15% seulement de l'effectif total avec un maximum de 24% enregistré en mai 08, 09 et 2010. En effet, les deux premiers stades représentent en moyenne un peu moins de la moitié de cette population. Ils sont relativement plus abondants en printemps surtout en mai et moins fréquents en hiver voire rares en été surtout la fin juillet et aout. Cette catégorie de larves varie dans le temps de la même façon que les œufs. En revanche, les larves du 3ème stade sont présentes aussi bien en hiver qu'en printemps-été avec des taux mensuels variant moyennement entre 20 à 30% avec un pic de 47% enregistré en aout dans le 1^{er} arbre et un taux faible de 6% enregistré en janvier dans le 2^{ème} arbre.

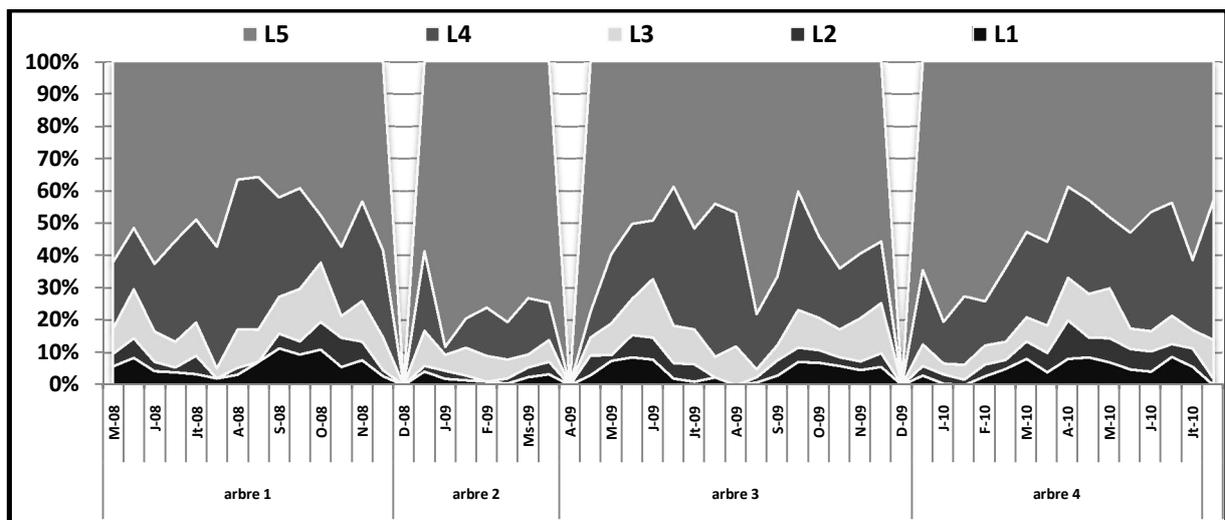


Figure IV.14 : Evolution temporelle des différents stades larvaires récupérés dans les galeries de bois des 4 arbres de mai 2008 à juillet 2010.

La population des deux derniers stades est dominante tout au long de la période d'observation. Elle participe avec des proportions moyennes élevées de l'ordre de 80 à 85% mais plus représentée par le 5ème stade que par le 4ème. Ce dernier est plus fréquent en printemps été qu'en hiver. Enfin, les larves du dernier stade représentent à elles seules plus de la moitié de la population larvaire dans les galeries (environ 59% en moyenne). Leurs taux mensuels varient sensiblement d'un arbre à l'autre maintenant ce niveau durant toute la période d'observation avec l'exception de 36% enregistré en aout pour le 1^{er} arbre et 84% pour le second en janvier. Il faudra ici signaler que la majorité de la population larvaire du second

arbre étant composée de larves de ce stade. Les larves du 1^{er} stade sont plus abondantes en printemps surtout en mois de mai (39% de la population de ce stade). Dans les autres mois, elles sont moins fréquentes et leurs taux varient de 4% en février et 15% en juin.

Pour les larves du second stade, la présence commence à devenir importante à partir de mars atteignant un maximum en mai (30%) et diminue considérablement en début d'été (8%). Il en est de même pour les larves du troisième stade, présentes aussi bien en hiver qu'en printemps-été avec des taux mensuels oscillant entre 11% et 15%. En mai par contre, leur taux s'élève jusqu'à 27%. Le quatrième stade est très représenté en fin printemps début été avec des taux de 21%. Pour le cinquième, il est présent avec des taux très importants durant toute la période d'observation atteignant un pic en mois de février.

4-Les populations de nymphes

La figure IV.15, donne l'évolution temporelle des nymphes récoltées dans les galeries de bois des 4 arbres.

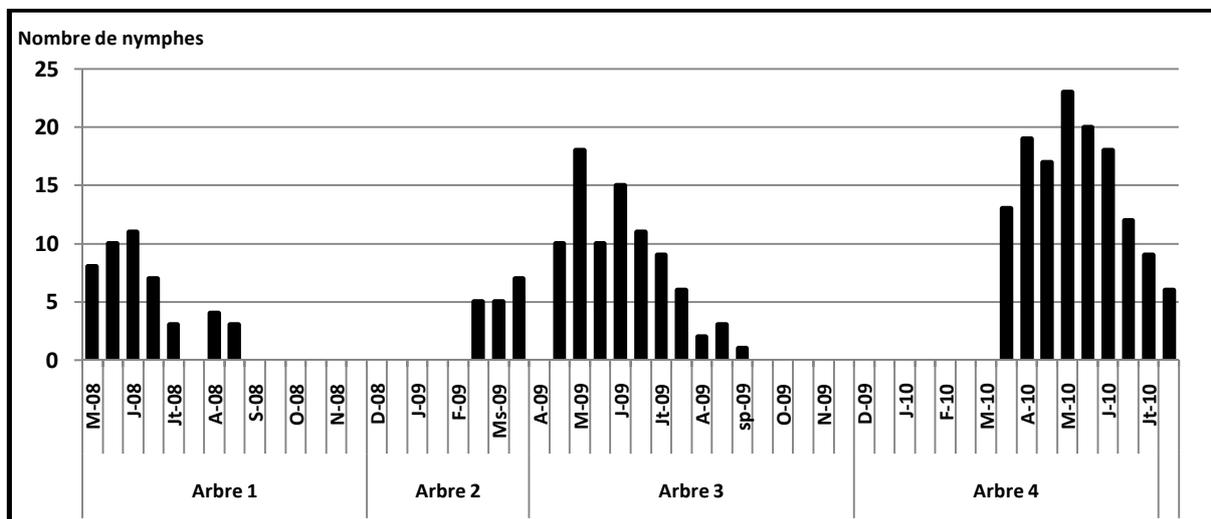


Figure IV.15 : Evolution temporelle des nymphes récupérées dans les galeries de bois des 4 arbres entre mai 2008 et juillet 2010

C'est le stade biologique le moins présent dans la population avec 2,5% de l'effectif total. Les nymphes (Fig. IV.10h) sont complètement absentes en hiver et commencent leur apparition en printemps, dès fin février- début mars. Le maximum de nymphes est enregistré en mai et juin pour diminuer graduellement à partir de juillet et disparaître complètement la 3^{ème} semaine de septembre.

IV.3. Caractérisation Epidémiologique des attaques

IV.3.1. Matériel et méthodes

IV.3.1.1. Installation de la station d'observation et de suivi et des arbres

La station d'observation et de suivi spatio-temporel des attaques des jeunes arbres par *P.cylindrus* a été installée en décembre 2007 dans un jeune peuplement de chêne liège de la forêt de M'Sila. La superficie de cette station a été par la suite élargie en janvier 2009 afin de parcourir toute la série et toucher par conséquent beaucoup d'autres arbres.

1. Choix du site de la station d'observation

Le site de la station d'observation retenu pour cette étude se localise dans le canton Guedara. Il s'agit d'un jeune peuplement artificiel issu d'un reboisement réalisé vers la fin des années 50.

En effet, pour mieux comprendre les phénomènes liés à l'explosion des niveaux de population de l'insecte dans le peuplement en 2007, on a jugé utile de prendre en compte tous les paramètres liés aux infestations du peuplement par le ravageur. Pour cela, on a pris des variables sanitaires et dendrométriques des arbres attaqués seulement. Ceci nous ramène à déterminer la relation entre les attaques du ravageur et l'état sanitaire général et la hauteur des arbres mais aussi leur alignement. En outre, on a considéré des variables sylvicoles et écologiques du peuplement.

2. Choix des arbres

Les arbres ont été choisis sans tenir compte de leur état sanitaire apparent ni de la présence ou l'absence du ravageur. Cependant, les arbres morts ou non démasclés n'ont pas été pris en considération dans notre choix.

A partir du premier arbre repéré à l'entrée de la station (soit au niveau de la première ligne), le reste des arbres a été sélectionné par la méthode du plus proche voisin. Une fois arrivée au bout de la ligne indiquée par le layon, on passe directement à la ligne suivante et ce jusqu'à la dernière ligne de la série. Chaque arbre sélectionné a été matérialisé à la peinture blanche (de 1 à n). La numérotation a été entretenue durant toute la durée du travail de façon à refaire les numéros détériorés devenant illisibles par les aléas climatiques (pluies en particulier).

Au total 333 arbres ont été retenus pour suivre l'évolution spatio-temporelle des attaques de *Platypus cylindrus* : 216 arbres échantillonnés en décembre 2007 et 117 en janvier 2009.

IV.3.1.2. Caractérisation de la station d'étude et des arbres-échantillons

Pour mieux caractériser notre station d'étude et les arbres échantillons, on a effectué 4 types de relevés :

1- Relevés sylvicoles

Ils permettent de décrire le peuplement à travers certains descripteurs à savoir la densité, l'âge des arbres, le sous bois et sa composition. L'ensemble de ces descripteurs a été relevé sous forme de notes selon la méthode établie par Bouhraoua *et al.* (2002) (Tab. IV.4).

Tableau IV. 4: Principaux descripteurs des relevés sylvicoles

Descripteurs relevés sous forme de notes	
Descripteurs	Notes
Age	1 (jeune : < 40 ans, Ø = < 70cm), 2 (adulte : 40 à 70 ans, Ø = 70-109cm) et 3 (vieux : > 80 ans, Ø = >110cm)
Sous-bois	1 (nul), 2 (réduit), 3 (moyen), 4 (dense mais pénétrable), 5 (dense et impénétrable)
Régénération	1 (aucune), 2 (rare), 3 (moyenne), 4 (forte)
Fréquentation humaine	1 (nulle), 2 (faible), 3 (moyenne), 4 (forte)
Pâturage	1 (nul), 2 (faible), 3 (moyen), 4 (abondant).
Autres descripteurs	
Origine, structure, régime et traitement, densité et nature du peuplement, incendies (dernier passage visible), aménagement, reboisement, travaux sylvicoles (nature), superficie, proportion d'arbres disparus,	

2- Relevés dendrométriques

Ils déterminent la croissance des arbres et comportent des mesures de la circonférence du tronc à 1,30 m du sol à l'aide d'un ruban mètre et la hauteur totale de chaque arbre au moyen d'un Blum-Leiss. Le tableau IV.5 suivant regroupe les différents descripteurs ainsi mesurés notés par classe.

Tableau IV. 5: Principales classes de relevés dendrométriques et d'exploitation

Types de relevés	Descripteurs	Classes
Dendrométriques	Circonférence	1(<70 cm), 2(70-109 cm), 3(110-149 cm), 4 (150-189 cm), 5 (>189 cm)
	Hauteur totale	1 (< 6 m), 2 (6-7 m), 3 (7-10 m) , 4 (>10m)
	Hauteur 1 ^{ères} branches	1 (< 2,5 m), 2 (2,5-5m), 3 (> 5m)
D'exploitation	Hauteur d'écorçage	1(< 1,5 m), 2 (1,5-2,4 m), 3 (2,5-3,4 m), 4(> 3,4 m)
	Coefficient d'écorçage	1(< 1,5), 2 (1,5-2,4), 3(2,5-3,4), 4(>3,4)

3- Relevés d'exploitation

Ils caractérisent la qualité avec laquelle s'est effectuée le démasclage des arbres (l'exploitation du liège mâle) mais aussi la levée du liège de reproduction sur certains sujets. On a relevé donc, la hauteur d'écorçage et calculé le coefficient de démasclage (Cd) à partir de la formule donnée par (Boudy, 1950 ; 1952 ; Natividade, 1956) :

$$\text{Cd} = \text{Hauteur démasclée} / \text{Circonférence à hauteur d'homme.}$$

4- Relevés floristiques

Ils consistent en un inventaire aussi complet que possible de la végétation qui accompagne le chêne-liège dans la station. Cette végétation est distribuée verticalement en 3 strates définies comme suit : arborescente (> 7m), arbustive (6-7m) et sous-arbustive haute (2-5m) et basse (<2m). Les plantes annuelles quelque soit leur hauteur ont été regroupées dans la strate herbacée.

Il convient de noter que le type de végétation ainsi présente dans le milieu peut nous permettre d'apprécier certaines conditions édapho-climatiques comme la richesse minérale des sols (Becker, 1987), la xérothermie et l'ambiance bioclimatique de la zone, degré d'ouverture du milieu, etc.

5- Relevés sanitaires

L'évaluation de l'état sanitaire des arbres-échantillons, dans la présente étude, repose surtout sur l'examen de l'état du houppier par estimation du déficit foliaire.

a- Examen de la cime : le déficit foliaire

Pour apprécier l'état sanitaire des essences forestières, certains auteurs tel que Beker (1987), se basent sur l'aspect de la cime fondé sur deux mesures symptomatologiques essentielles à savoir : la défoliation mais aussi dans certains cas la décoloration. Ces deux descripteurs sont considérés comme des indicateurs plutôt que des mesures absolues et sont notés à partir d'échelles standard préconisées par la CEE dans leurs réseaux de surveillance de leurs forêts (DSF, 1991).

b- Chronologie et conduite des observations

L'examen de l'état sanitaire des 333 arbres-échantillons s'est effectué en juillet de chaque année de 2008 à 2012 soit après la fin de la feuillaison. Il permet d'apprécier principalement la capacité de l'arbre à reconstituer son feuillage.

L'observation demande une prudence particulière lors des notations des différents arbres. Pour cela, il faut se référer à un arbre model, de référence, supposé sain poussant dans les conditions stationnelles. Cet arbre ne présente aucun déficit foliaire notable et possède un houppier normal avec une morphologie, une architecture et une densité de feuillage normales. Dans nos conditions de travail, un arbre model est facilement repéré dans la placette étant donné que le peuplement est composé d'arbres jeunes pratiquement de même âge.

La note de déficit foliaire traduit souvent la perte éventuelle de feuilles dans la partie fonctionnelle de la cime (D.S.F. 1991), et non pas la perte de surface foliaire. Donc tant que la feuille est identifiable, elle est considérée présente.

En se référant à l'usage européen (D.S.F. 1991), on a procédé de la manière suivante :

- Découper la cime de l'arbre en zones homogènes ;
- Estimer les pertes par zone ;
- Définir, enfin la note

Les différentes notes obtenues sont regroupées en 4 grandes classes indiquées pour le chêne-liège par Bouhraoua (2003) (Tab. IV.6). La figure IV.16 illustre les différentes classes d'états sanitaire des arbres.

Tableau IV.6: Classes de notation du déficit foliaire et les principales catégories d'arbres atteints prises en compte dans les résultats (Bouhraoua, 2003 ; Bouhraoua & Villemant, 2005)

Classes	Proportions de feuillage affecté	Signification des classes	Catégories sanitaires
1	0-25%	Arbre non défolié	Arbre sain
2	30–60%	Arbre modérément défolié	Arbre affaibli
3	> 65	Arbre fortement défolié	Arbre dépérissant
4	Mort (100%)	Arbre mort ou sec	Arbre mort

c. L'indice de santé (Is)

Il permet d'exprimer de façon directe l'état général du peuplement à partir de l'ensemble des arbres pris individuellement. Cet indice a été déjà utilisé pour le chêne-liège par (Bouhraoua, 2003 ; 2008 ; Bouhraoua & Villemant 2005)

$$Is = \frac{(n_1 \cdot P_1) + (n_2 \cdot P_2) + (n_3 \cdot P_3) + (n_4 \cdot P_4)}{N}$$

n_i : Nombre d'arbres de la classe i , P_i : Poids de la classe i (1 si $i=1$, 2 si $i=2$ etc.), N : Effectif total d'arbres observés dans la placette

Nous distinguons 3 niveaux de santé en fonction des valeurs obtenues (Tab. IV.7).

Tableau IV.7: Principales catégories de dépérissement du peuplement du chêne-liège prises en compte en fonction de l'indice de dépérissement « Id » calculé selon la méthode Bouhraoua (Bouhraoua, 2003, 2008 ; Bouhraoua & Villemant, 2005)

Indice de santé «Is »	Statut sanitaire ou catégorie de santé du peuplement
$Is < 1.6$	non dépérissant ou sain
$1.6 < Is < 2.0$	en début de dépérissement
$2.1 < Is < 2.5$	en dépérissement assez grave
$Is > 2.6$	en dépérissement grave ou fortement dépérissant

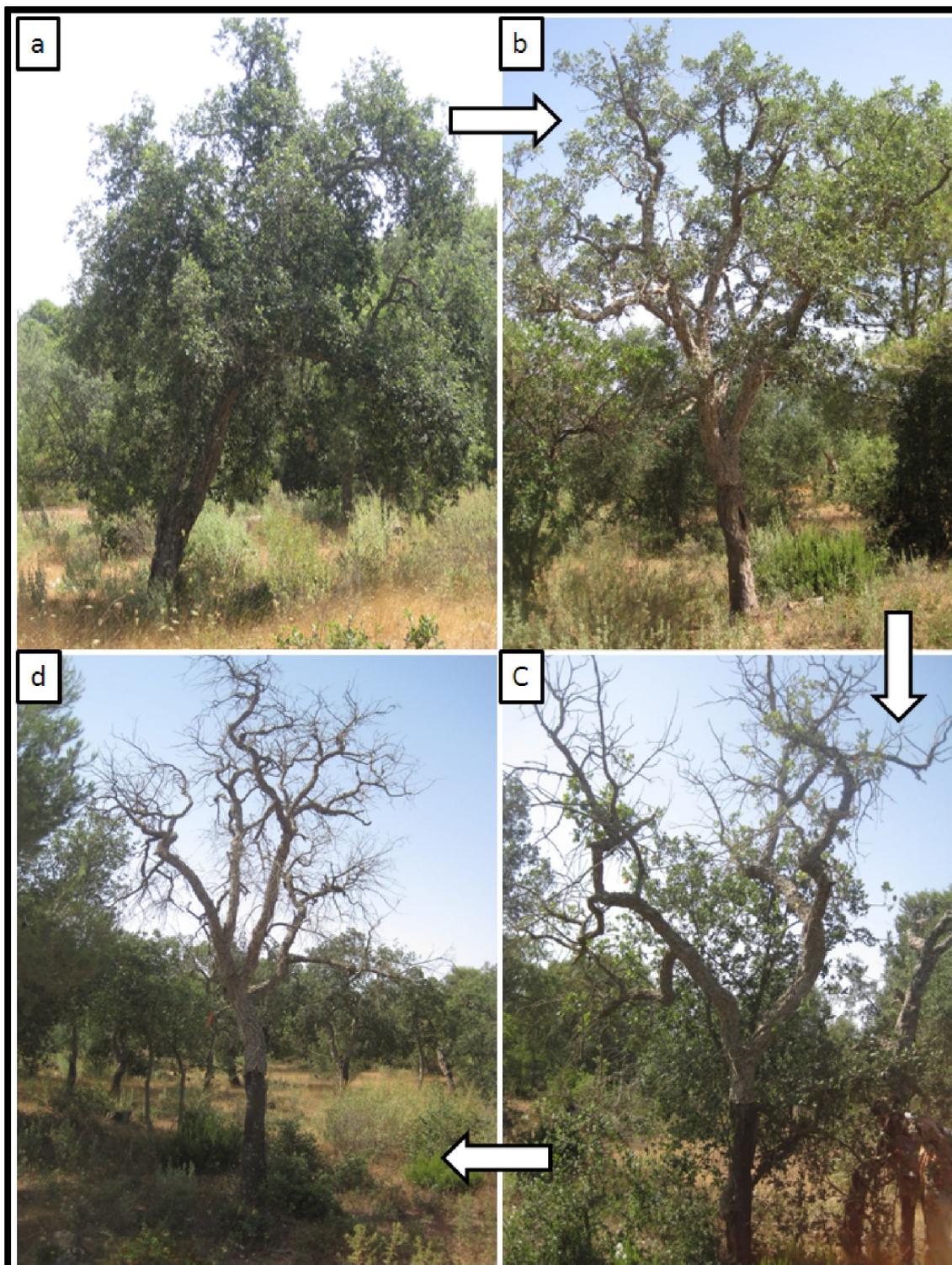


Figure IV.16 : Catégories sanitaires d'arbres selon la proportion du feuillage perdu : a) Arbre sain : Classe 1 ; b) Arbre affaibli : Classe 2 ; c) Arbre dépérissant : Classe 3; d) Arbre mort : Classe 4 (photos originales : M'Sila)

IV.3.1.3. Evolution spatiotemporelle des attaques de *Platypus cylindrus* à l'échelle de la station

1- Symptômes d'attaque

La présence de *P. cylindrus* a été évaluée par la présence de sciure rejetée au niveau du tronc à travers les trous de pénétration. Ces rejets s'observent aisément le long de la partie démasclée ou écorcée de l'arbre (Fig. IV.17).

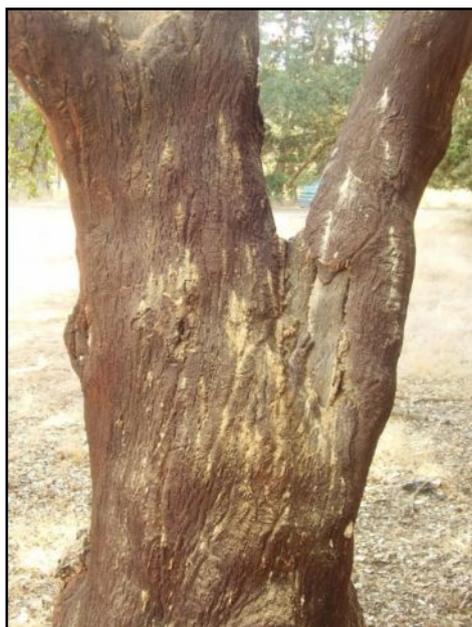


Figure IV.17 : Sciure sortant des trous d'entrée de *Platypus cylindrus* coulant le long tronc d'un chêne-liège (Cliché Bouhraoua)

2- Chronologie des observations

L'évolution temporelle des attaques du *Platypus cylindrus* à l'échelle de la station d'observation a été réalisée mensuellement sur une période de 4 années, allant de juillet 2008 à juillet 2012. A chaque sortie, on a observé soigneusement l'ensemble des troncs d'arbres-échantillons et dénombré tous les nouveaux trous de pénétration de l'insecte puis les matérialiser à la peinture blanche afin de ne pas les confondre avec les anciens trous.

3- Caractéristiques des infestations de la placette d'observation

Pour caractériser le niveau actuel d'infestation du peuplement par *P.cylindrus* on a considéré deux indices, l'un qualitatif et l'autre quantitatif à savoir le taux d'attaque et l'intensité d'attaque (Soria *et al.*, 1992).

a- Taux d'attaque : il est déterminé en comptant le nombre d'arbres présentant au mois un trou caractéristique de l'insecte. Cet indice exprimé par le taux d'arbres atteints nous renseigne sur la distribution horizontale du ravageur à l'échelle du peuplement.

b- Intensité d'attaque : elle est déterminée en comptant tous les trous visibles sur les quatre faces du tronc des arbres attaqués et sur toute la surface démasclée. Le nombre total de trous est rapporté au mètre carré en le divisant par la surface observée. La densité d'infestation a été calculée pour chaque arbre puis pour le peuplement. Ainsi nous avons divisé les arbres en quatre catégories de densité croissante suivantes :

- 1 : faible (< 50 trous/m²),
- 2 : moyenne (50-100 trous/m²),
- 3 : forte (100-200 trous/m²),
- 4 : très forte (>200 trous/m²)

IV.3.1.4. Traitements statistiques des données

L'ensemble des données obtenues dans cette étude ont fait l'objet de tests statistiques simples (chi-2) pour comparer les taux des différentes classes retenues (déficit foliaire, dendrométrie, infestation de l'insecte, etc). En revanche, les tests multivariés ont été utilisés pour caractériser l'état d'infestation des arbres par *P. cylindrus* entre 2008- 2012 et mettre en évidence les principaux facteurs favorisant son épidémiologie dans le peuplement. Pour cela, on a eu recours à l'analyse en composantes principales (ACP) en utilisant le Minitab 15. Ce traitement statistique permet de montrer la liaison entre les paramètres dendrométriques, d'exploitation du liège de l'année 2007 et sanitaires des arbres et les caractéristiques des attaques de l'insecte. Une matrice d'entrée binaire a été construite à cet effet, composée de 332 lignes (correspondant aux arbres échantillons) et 12 colonnes (correspondant aux données dendrométriques, d'exploitation et sanitaires de ces arbres). Les groupements ainsi formés sont soumis à des tests de corrélations en fonction des ressemblances qui les lient.

IV.3.2. Résultats

IV.3.2.1. Caractérisation de la station d'observation et de suivi

1- Localisation géographique et topographie

Le tableau IV.8 donne toutes les caractéristiques géographiques et topographiques de la station d'observation et la figure IV.18 illustre son emplacement dans la forêt.

Tableau IV.8: Principales caractéristiques géographiques et topographiques de la placette d'observation

Forêt	M'Sila
Placette / Paramètres	1
Lieu dit des cantons	Guedara
Cordonnées Lambert	X=175,8 à 176,3 et Y= 65,8 à 66,4
Altitude moyenne	380 m
Topographie du terrain	Plateau (Haut versant)
Exposition	Nord –Ouest
Pente	0 à 3 %
Distance à la mer	12 km

La station d'étude est localisée dans le canton Guedara près de la maison forestière. Elle est exposée au Nord-Ouest. Son altitude moyenne est de 380m. Elle est installée sur un terrain plat sans pente. La distance la séparant de la mer est d'environ 12km.



Figure IV.18 : Localisation de la station d'observation et vue de près de la disposition en lignes du reboisement

C'est un peuplement artificiel issu à l'origine d'un reboisement réalisé en 1961 sur une superficie de 72 ha après celui de 1950 sur 5ha environ selon les archives forestières (A.E.F.C.O., 1961). Ce reboisement se présente en 6 séries d'une contenance de 10 ha (3 séries nord) à 14 ha (3 séries sud) entrecoupées de layons (Fig. IV.18).

Notre station d'observation est une série entière (série 1) choisie selon le degré de pénétrabilité du sous-bois afin de repérer facilement les arbres-échantillons mais aussi l'importance des arbres exploités. Elle a une forme rectangulaire couvrant une superficie de 10 hectares soit 500m de longueur et 200m de largeur (Fig. IV.18). Les coordonnées géographiques des 4 points prises par GPS sont les suivantes :

P1 : +35° 39' 8.61", -0° 53' 3.07";
 P2 : +35° 39' 17.83", -0° 53' 15.89";
 P3 : +35° 39' 13.02", -0° 53' 21.23";
 P4 : +35° 39' 3.61", -0° 53' 8.64".

2- Disposition cartographique des arbres-échantillons

L'ensemble des 333 arbres-échantillons retenus pour cette étude sont disposés en lignes équidistant de 5 à 6m (Figs IV. 19). La distance entre les sujets (démasclés, non démasclés, morts, inventoriés ou non) varie entre 1, 5 et 2m.

La première mise en valeur des arbres plantés en 1961 ou peu avant a été effectuée en été 2007. Mais, plusieurs jeunes arbres n'ayant pas atteint les caractéristiques requises pour un démasclage y sont présents. Ces sujets sont généralement issus des repeuplements de vides opérés après l'échec de différents reboisements précédents.

Dans la partie est de la placette (Fig. IV. 19A), les 221 arbres-échantillons sont disposés en 32 lignes dont chacune comprend 3 à 15 sujets, ce qui représente une moyenne de 7 arbres par ligne. Les $\frac{3}{4}$ des arbres se concentrent dans la partie est de cette zone car l'autre partie est pratiquement recouverte de sous bois impénétrable. Les sujets non démasclés sont très abandonnés et avec un degré moindre les sujets chutés ou morts.

Pour la zone ouest de la placette (Fig. IV. 19B), les 112 arbres-échantillons sont répartis sur 18 lignes où sur chacune d'elle nous avons numéroté 1 à 13 arbres soit en moyenne 6 arbres par ligne. Cette variabilité est liée à l'importance des pieds démasclés, à la pénétrabilité de l'endroit et à la présence et importance des autres essences forestières comme le pin d'Alep. Plus de la moitié des arbres se concentrent dans la partie sud de cette zone.

Dans cette partie, les sujets non démasclés sont fréquents, et beaucoup de lignes sont pratiquement vides de plants de chêne-liège (Fig. IV.19C) surtout dans la zone exposée au nord. Ces endroits sont souvent substitués soit par le pin d'Alep, soit par un sous bois bas à moyen

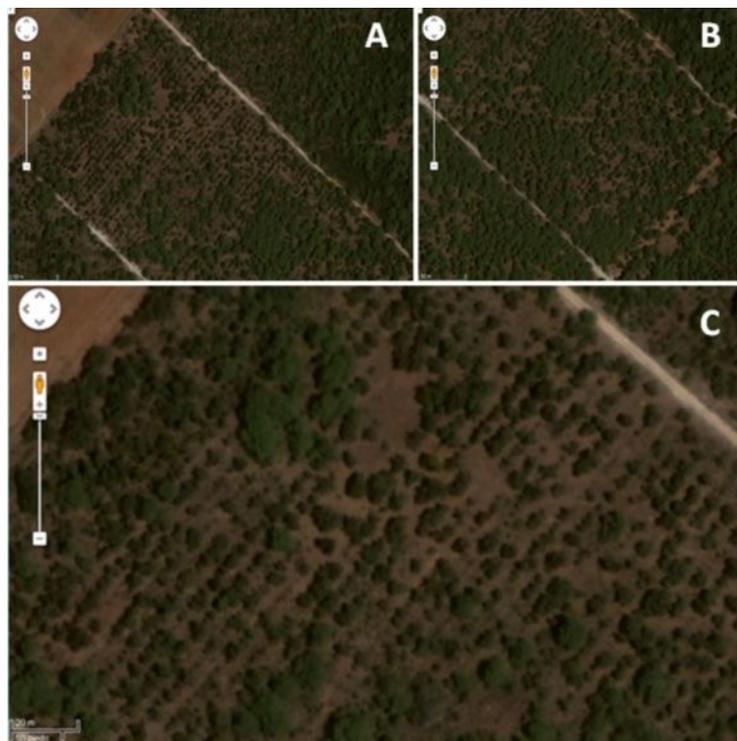


Figure IV. 19: Disposition des arbres échantillons au niveau de la station d'étude: (A) côté ouest, (B) côté est, (C) disposition des lignes avec apparition des vides (Google Maps, modifiées).

3- Sylviculture

Les principales caractéristiques sylvicoles du peuplement sont regroupées dans le tableau IV.9. C'est un peuplement artificiel d'une structure régulière dominée par des arbres de moins de 6m de hauteur et 70cm de circonférence.

Tableau IV.9: Principales caractéristiques sylvicoles de la placette d'observation

Descripteurs / Placettes	Peuplement
Origine du peuplement	Artificielle
Structure du peuplement	Régulière
Régime et traitement	Jeune Futaie
% Age du peuplement*	
<40 ans	82%
50-80 ans	16%
>80 ans	2%
Nature du peuplement	Pur
Superficie de la placette	10 ha
Densité moyenne de la station (sujets démasclés)	105 pieds/ha
Densité moyenne de la station (tous sujets confondus)	301 sujets/ha*
Fréquentation humaine	1
Pâturage	1
Enrésinement en Pin d'Alep	10 %
Incendie (dernier passage)	Néant
Travaux sylvicoles	Travaux d'assainissement (coupe des arbres morts)
Sous - bois	3

*données Ziani (2012)

L'inventaire pied par pied effectué par Ziani (2012) sur un hectare de notre station a donné une composition nettement dominée par les sujets de moins de 40 ans (82%) issus certainement de différents repeuplements des vides effectués dans les années 70-80 après l'échec enregistré dans l'opération de plantation réalisée pendant l'époque coloniale (fin des années 50) (Fig. IV.20A1, A2). La catégorie d'arbres issue du reboisement initial représente un taux de 16 %. Les vieux sujets naturels (>80 ans) sont rares avec et participent avec 2% témoignant de l'existence d'une suberaie ancienne.

Globalement, le peuplement est une jeune futaie artificielle de structure régulière. Il est moins fréquenté par l'homme en raison de la présence permanente de gardiens au niveau de la porte d'entrée (unique porte d'accès au Parc). Le pâturage est également faible à rare expliquée par la présence d'une clôture et de gardes forestiers qui ne cessent d'effectuer des tournées dans la forêt. Aucune trace d'incendie n'est mise en évidence et le peuplement n'a jamais été touché par le feu.

Le peuplement est pur dans son ensemble; mais aussi mélangé par endroit avec le Pin d'Alep surtout dans la partie ouest de la station où on note un enrésinement important. Cette essence concurrence le chêne-liège pour l'espace et la lumière en occupant 27% de la densité totale. Cet arbre se rencontre pratiquement dans toutes les lignes et parfois en taches continues de quelques sujets dans la partie ouest (Figs IV.20A1, B1) mais il devient plus rare dans la partie est (Figs IV.20A2, B2).

La densité des arbres démasclés ou exploités est faible de l'ordre de 105 pieds/ha mais si on prend toutes les provenances des sujets ainsi présents (reboisement, repeuplement, rejets de souches, etc.), on voit que cette densité est triplée pouvant atteindre jusqu'à 300 sujets/ha en

moyenne (Ziani, 2012). On note, que par endroit, la densité est faible expliquée par la présence de vides suite à l'absence des opérations de repeuplements. Ces vides de grandes envergures s'observent plus au milieu du peuplement et sur le côté sud ouest, par contre dans le côté est, ces vides sont enregistrés en petites tâches dissimulées au sein des arbres (Figs IV. 19).

Il convient de signaler que le tiers des arbres du peuplement n'a pas été mis en valeur lors de la dernière exploitation de 2007 (Belhoucine, 2008). Ces arbres au tronc toujours recouvert de liège naturel sont plus importants dans la partie est de la station (45%) que dans la partie ouest (33%). Ceci témoigne encore de la qualité non satisfaisante du démasclage opéré par les exploitants. Plusieurs de ces sujets ont atteint l'âge de l'exploitation (circonférence > 50cm) sans pour autant être écorcés par négligence ou méconnaissance des leveurs.

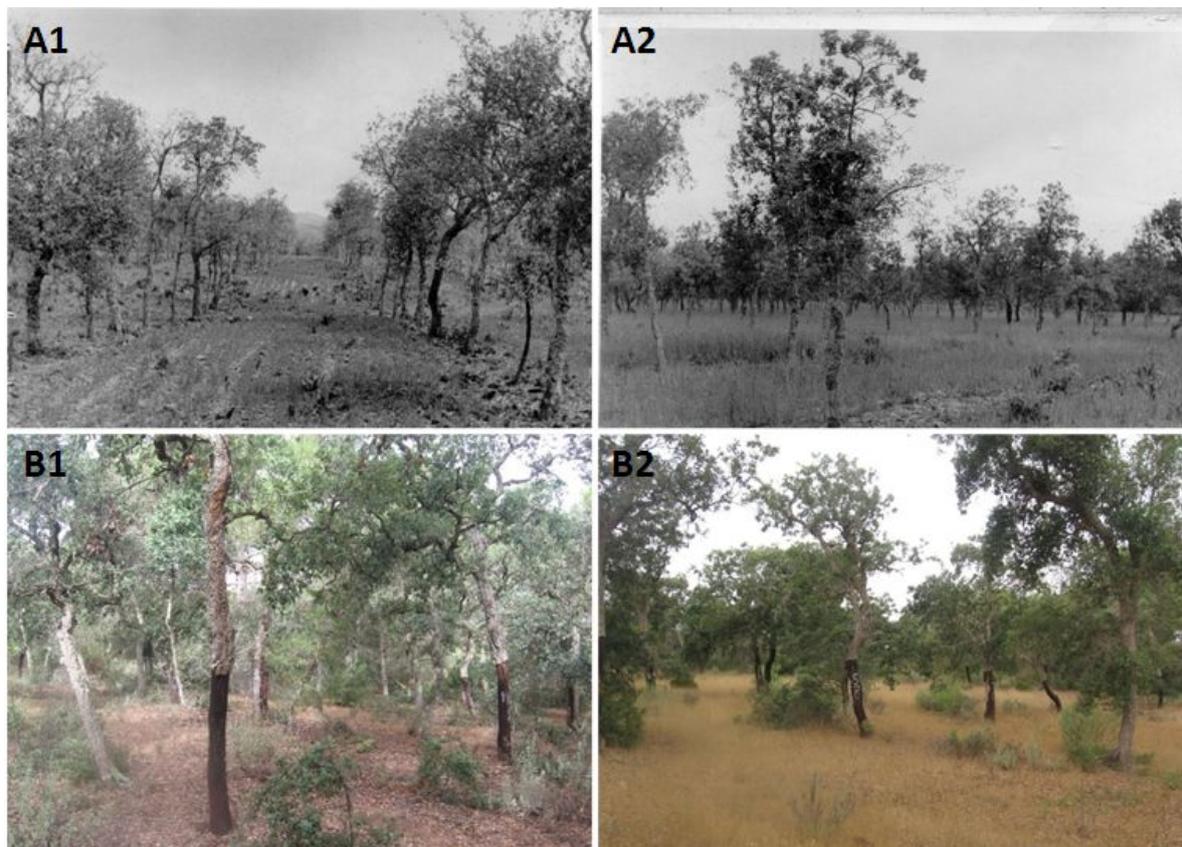


Figure IV.20 : Vue générale de la placette d'observation : (A) photos des jeunes plants prises dans les années 50, (B) l'état actuel du peuplement. (A1, B1): partie ouest de la station, (A2, B2) région est de la station.

Les travaux sylvicoles sont pratiqués en 2009. Il s'agit de débroussaillage mais surtout des coupes d'assainissement (coupes d'arbres morts). Le sous bois est généralement moins dense sauf par endroits où il est resté développé (Fig. IV.21).



Figure IV. 21 : Vue générale du sous bois dans la station d'observation

4- Dendrométrie

Les caractéristiques dendrométriques (hauteur totale des arbres et circonférence) des 333 arbres-échantillons de la station d'observation sont présentées dans le tableau IV.10. La figure IV. 22, donne leur distribution par classe de: hauteur totale, circonférence, hauteur d'écorçage et coefficient d'écorçage.

Tableau IV.10 : Valeurs moyennes des relevés dendrométriques et d'exploitation du peuplement.

Placette	Peuplement
Nombre d'arbres	333
Hauteur (m)	5,77
Circonférence (cm)	61,82
Hauteur d'écorçage (cm)	146,12
Coefficient d'écorçage	2,68
% arbres démasclés	58
Année d'écorçage	2007

Le tableau montre que les hauteurs totales moyennes des arbres du peuplement est d'environ 6m. Les valeurs extrêmes enregistrées oscillent entre 3m et 10,5m. Les circonférences varient entre 26cm et 190cm avec une moyenne d'environ 62cm.

La distribution des arbres par classes de hauteur révèle la dominance significative dans le peuplement, de la classe 1 : des arbres ayant une hauteur moins de 6m ($X^2= 94,37$ 3ddl, $\alpha= 0,05$) ; cette classe représente en moyenne près de 60% à l'échelle du peuplement. La classe 2 des arbres (6-7m de hauteur) occupe le second rang avec un taux de 22%. Les arbres dépassant les 7m de la classe 3 sont présents avec un taux de 18%. Cependant ceux dépassant 10m sont très rares dans le peuplement (1,5%).

Pour la circonférence des arbres, on enregistre la même tendance, c'est-à-dire la dominance hautement significative des arbres aux troncs peu épais de la classe 1 (< 70cm) ($X^2 = 191,68$, 3ddl, $\alpha < 0,05$), avec un taux de 76% en moyenne. Les arbres d'un mètre de tour environ de la classe 2 participent avec des proportions moins importantes de 17%. Enfin, les gros sujets de la classe 3 sont très rares dans le peuplement de l'ordre de 2%.

Dans notre station d'étude, plus de la moitié des arbres (58%) ont été mis en valeur en été 2007 (Belhoucine, 2008).

Dans la partie ouest de la station, les arbres non mis en valeur concernent plus ceux qui se trouvent entre les pieds de Pin d'Alep rarement entre les pieds écorcés. Dans la partie est, les arbres non démasclés sont, par contre, très abondants ; ils sont éparpillés entre les alignements et parfois ils forment des séries continues de 5 à 10 arbres. Il est pratiquement rare de trouver une ligne complètement démasclée, mais par taches de 2 à 3 voire 8 arbres.

Globalement, dans les zones embroussaillées de la station, les sujets ne sont pas écorcés et sont par conséquent délaissés. On ignore complètement, les raisons pour lesquelles les sujets ayant atteint l'âge d'exploitabilité n'ont pas été mis en valeur jusqu'à nos jours, ce qui engendre une perte économique pour le secteur et le pays.

Les hauteurs démasclées des arbres oscillent entre 142cm (côté est) et 145cm (côté ouest), soit une moyenne du peuplement de 144cm. La hauteur d'écorçage minimale de 93cm est enregistrée dans la partie est et celle maximale de 240cm dans l'autre. On note à l'échelle du peuplement la dominance de la classe 1 des arbres exploités à une hauteur moins de 140cm avec un taux de plus de 58% contre 41 % de la classe 2 (>140cm). L'analyse statistique montre une différence significative entre les 2 classes ($X^2_p = 6,48$, 1ddl, $\alpha = 0,05$).

Le coefficient d'écorçage varie entre 1,05 et 4,83 avec une moyenne 2,7. Les 4 classes varient significativement ($X^2 = 46,44$, 3ddl, $\alpha = 0,05$) avec une dominance des arbres excessivement démasclés (2,5-3,5) de la classe 3 représentant presque la moitié du peuplement (46%). On trouve encore dans ce peuplement une proportion non négligeable d'arbres (15%) ayant subi un écorçage très exagéré (classe 4 : $C_e > 3,5$). Cette mauvaise pratique s'observe plus dans la partie est de la station que dans la partie ouest. Par ailleurs, les arbres bien écorcés de la classe 2 (selon les normes) ne représentent malheureusement que le quart du peuplement (29%). Enfin, les arbres révélant un écorçage irrationnel ou non profitable ($C_e < 1,5$) représentent un taux de 10%.

Ces résultats de mesures mettent en évidence la façon hétérogène avec laquelle la mise en valeur des arbres a été opérée. Cela peut expliquer qu'au sein du même peuplement, on peut trouver des arbres différemment démasclés correspondant à des modes d'exploitation du liège différents.

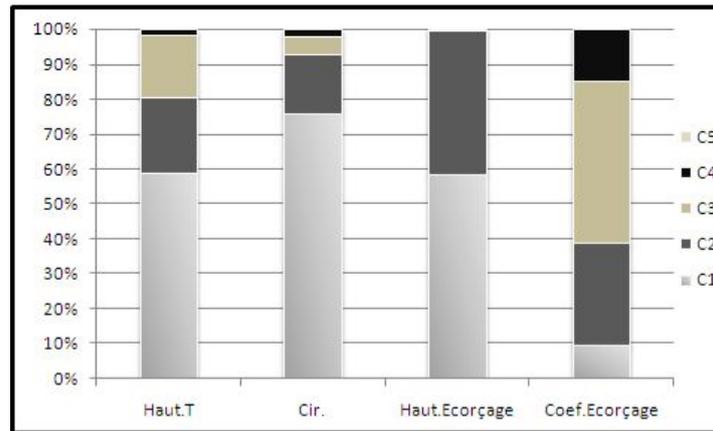


Figure IV. 22: Distribution des arbres par classes de : hauteur totale (Haut.T), circonférence (Cir), hauteur d'écorçage (Haut.Ecorçage), coefficient d'écorçage (Coef.Ecorçage). C : classes.

5- Végétation

La végétation est un véritable miroir donnant une idée sur les conditions édapho-climatiques du milieu et même anthropique. Le cortège floristique qui accompagne le chêne-liège dans la placette d'étude est donné dans le tableau IV.11.

On constate à travers ce tableau que la strate arborescente dans la placette d'observation est dominée par le Pin d'Alep rarement le chêne-liège mais avec un taux de recouvrement faible. Par contre, la strate arbustive est constituée de chêne-liège mélangé avec quelques pieds de Pin d'Alep (*Pinus halpensis*) avec un taux de recouvrement très important (>50% de la superficie de la station d'étude).

La strate sous arbustive ou le sous bois est composée par une flore acidophile ou calcifuge typiques des suberaies sur substrat siliceux. Son taux de recouvrement varie d'un côté à l'autre de la station. Il est plus important dans la partie est avec une dominance nette de la phyllère *Phillyrea angustifolia* et de l'hélianthème à feuille d'Halime (*Halimium halimifolium*). Ces deux plantes recouvrent plus de 50% du sol.

On trouve dans cette placette certaines plantes caractéristiques de l'hygrométrie telles que la bruyère arborescente (*Erica arborea.*) l'arbusier (*Arbutus unedo.*) et surtout le lierre (*Hedera helix*). Les plantes à caractère héliophile indiquant l'ouverture du peuplement sont souvent représentées par les genêts (*Genista tricuspidata*, et l'hélianthème (*Halimium halimifolium*). Dans cette strate, on enregistre la présence de jeunes sujets de pin d'Alep et de chêne-liège issus d'une régénération naturelle par semis.

Tableau IV.11 : Inventaire de la flore accompagnatrice du chêne-liège et taux de recouvrement des espèces et des strates dans la placette d'observation

Strates	
Arborescente	2
<i>Quercus suber</i>	1
<i>Pinus halepensis</i>	2
Arbustive	4
<i>Quercus suber</i>	4
<i>Pinus halepensis</i>	1
Sous-arbustive haute	3
<i>Quercus suber</i>	2
<i>Asparagus acutifolius</i>	1
<i>Phillyrea angustifolia</i>	2
<i>Arbutus unedo</i>	1
<i>Pinus halepensis</i>	1
<i>Smilax aspera</i>	1
<i>Lonicera implexa</i>	1
Sous-arbustive basse	4
<i>Quercus suber</i>	1
<i>Genista tricuspidata</i>	1
<i>Phillyrea angustifolia</i>	2
<i>Daphne gnidium</i>	2
<i>Arbutus unedo</i>	1
<i>Asparagus acutifolius</i>	1
<i>Erica arborea</i>	1
<i>Pinus halepensis</i>	1
<i>Halimium halimifolium</i>	3
<i>Cytisus triflorus</i>	1
Herbacée	4

6- Etat des cimes

Les résultats obtenus sur l'étude de l'état sanitaire des arbres- échantillons de 5 années de suivi sont représentés dans la figure IV.23.

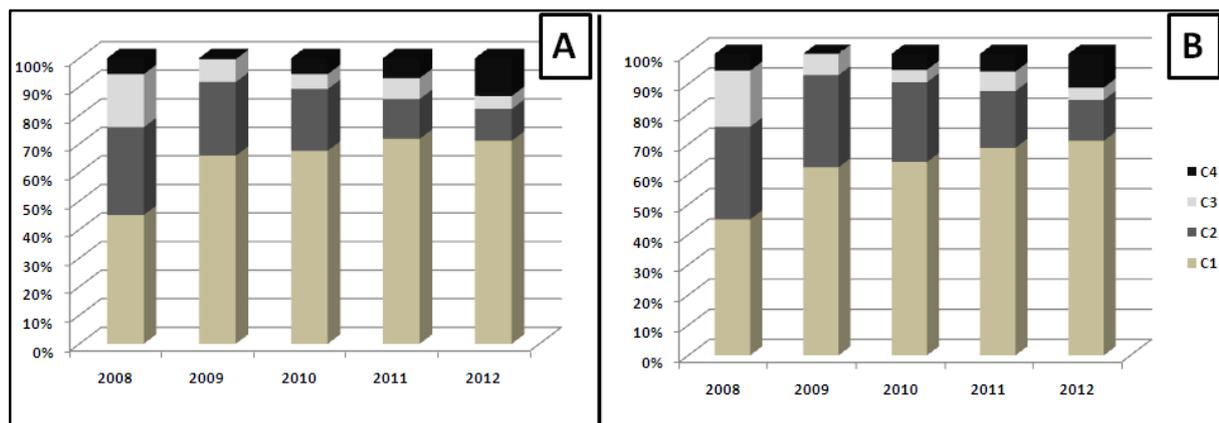


Figure IV.23 : Evolution annuelle des classes de déficit foliaire des arbres échantillons à l'échelle du peuplement. A) Effectif des arbres après extension de la station en 2009, B) Effectif des arbres avant extension

La distribution des arbres par classe de déficit foliaire en fonction des années révèle une différence très significative entre les quatre classes (X^2_{obs} 2008 = 45,18; X^2_{obs} 2009= 136,84; X^2_{obs} 2010= 138,36 ; X^2_{obs} 2011= 157,24, X^2_{obs} 2012= 153,20, 3ddl, $\alpha=0,05$). En effet, la classe 1 exprimant une situation sanitaire « saine » des arbres est dominante dans la station durant les années 2009-2012 avec des taux variant entre 66% et 72% de l'effectif total des arbres-échantillons. Par contre, durant l'année 2008, cette classe ne représentait que moins de la moitié des arbres composant la station d'étude (45%). Les arbres affectés ayant perdu plus de 25% de leur feuillage représentent des taux régressant en fonction des années allant de 31% en 2008 pour atteindre 14% en 2011 voire 11% en 2012. La majorité des arbres de cette catégorie sont affaiblis de la classe 2. Les arbres dépérissants de la classe 3 sont plus alarmants en 2008 (18% des arbres) que durant les autres années (entre 8% en 2009 et 5% en 2012). La classe 4 des arbres morts est présente avec une proposition de 6% environ en 2008 (avant les coupes) et entre 0% en 2009 et 13 % en 2012.

L'évolution annuelle des classes de déficit foliaire évoluent de la même manière avant et après extension de la station d'observation en 2009. L'ajout de 117 arbres n'a aucune influence sur l'état de défoliation générale du peuplement (Figs IV. 23A et B).

Les résultats de calcul de l'indice de santé sont regroupés dans le tableau IV.12 et représentés dans la figure IV. 21. Ceux-ci font ressortir deux états de santé différents selon les années. En 2008, le peuplement était considéré en début de dépérissement ($Is= 1,84$). Cependant, après les travaux d'assainissement réalisés en 2009, l'état sanitaire du peuplement s'est nettement amélioré entre 2009 et 2011 avec une dégradation légère et non contrastée en 2012 où Is atteint 1,6.

En comparant les valeurs d' Is_1 et Is_2 , on remarque que l'extension de la station d'observation en 2009 semble n'avoir aucune influence sur l'état sanitaire globale du peuplement, car les valeurs sont très proches (Figs IV. 24).

Tableau IV.12 : Evolution annuelle de l'indice de santé du peuplement

Indice de santé (Is) / années	2008	2009	2010	2011	2012
Is2	1,84	1,43	1,49	1,49	1,6
Is1	1,84	1,45	1,51	1,49	1,55

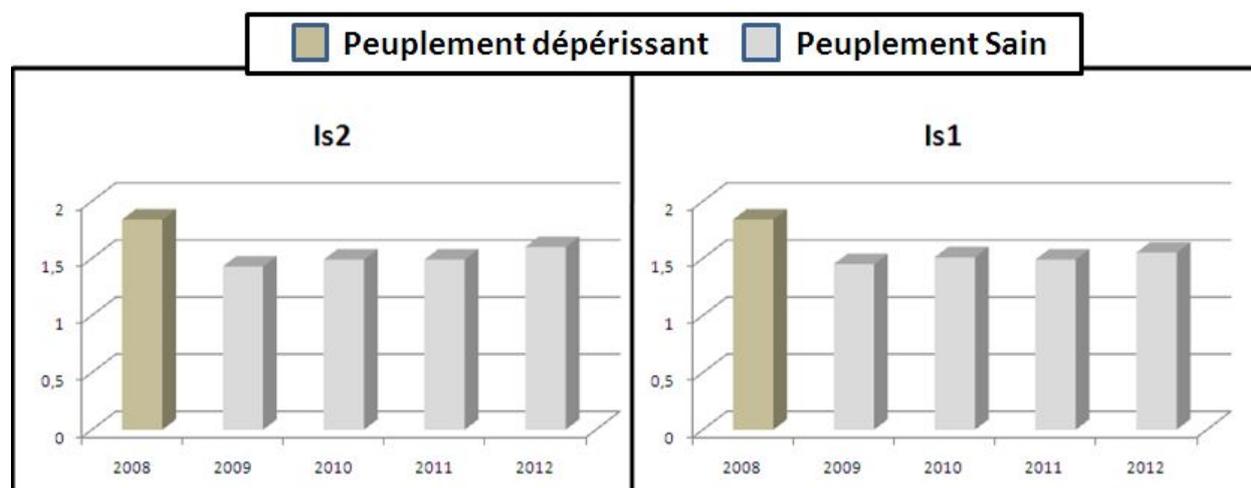


Figure IV.24: Evolution annuelle de l'état sanitaire du peuplement en fonction de l'indice de santé des arbres (Is). Is2 : Indice de santé du peuplement après extension de la placette en 2009, Is1 : Indice de santé du peuplement sans extension.

IV.3.2.2. Evaluation spatio-temporelle des attaques de *Platypus cylindrus* à l'échelle du peuplement

Plusieurs facteurs peuvent être en relation avec l'intensité de colonisation des arbres de chêne-liège par *Platypus cylindrus*. Parmi lesquels, nous citons la hauteur et l'orientation des attaques, l'état sanitaire et l'âge des arbres ainsi que la manière avec laquelle ces arbres ont été exploités (Sousa, 1996 ; Sousa & Debouzi, 1999 ; Bouhraoua, 2003 ; Sousa & Inacio, 2005). Dans cette présente étude nous n'avons pris en considération que les paramètres liés à la santé des arbres (déficit foliaire) et le coefficient de démasclage.

1- Taux d'infestation des arbres

a- Taux global

Les arbres présentant au moins un trou de pénétration produit par *P. cylindrus* entre juillet 2008 et juillet 2012, constituent un taux de 37,5%. Ceci représente un effectif de 125 arbres sur un nombre total de 333 arbres.

b- Evolution temporelle du taux d'infestation des arbres

L'évolution mensuelle du taux d'arbres attaqués au niveau du peuplement est présentée dans la figure IV. 25

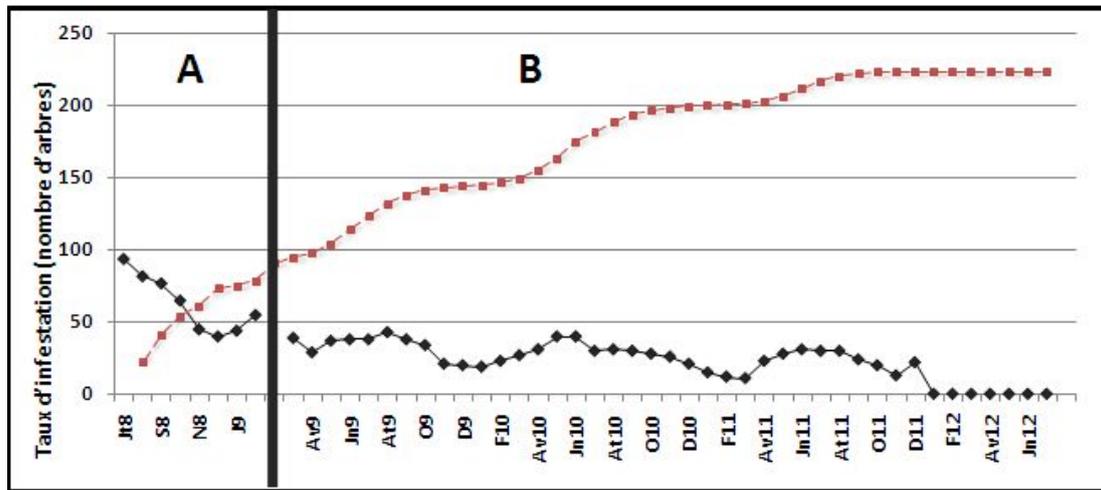


Figure IV.25 : Evolution temporelle du taux d'attaque des arbres par *P. cylindrus* ; En noir taux d'attaque mensuel ; en rouge taux d'attaque cumulé. A) période avant les travaux d'assainissement (n= 216); B) Période après les travaux d'assainissement (n=333).

La lecture de cette figure montre deux phases distinctes :

-La première correspond à la période allant entre juillet 2008 et février 2009 (Fig. IV. 25A) soit avant la réalisation des coupes d'assainissement (n= 216) : le nombre d'arbres attaqués est plus important en été qu'en hivers. Ce nombre diminue progressivement pour atteindre en décembre 2008 moins de la moitié de l'effectif relevé en juillet de la même année. Après quoi, ce taux évolue progressivement jusqu'à février 2009 moment de la réalisation des travaux d'assainissement. Le taux d'infestation cumulé pendant cette période montre une stabilité ; ceci s'explique par les mêmes arbres qui sont attaqués par l'insecte durant toute la période.

-La seconde période démarre à partir du mois de mars 2009 jusqu'à la fin juillet 2012 (n=333) (Fig. IV. 25B) et correspond à une régression graduelle du taux d'attaque au cours du temps pour s'annuler à partir de janvier 2012. Le taux d'infestation cumulé progresse légèrement pendant la période s'étalant de mars 2009 à juin 2010 puis se stabilise pendant la période qui suit.

2- Caractéristiques des arbres infestés

La figure IV. 26, donne la distribution des arbres attaqués par *P. cylindrus* par classe de hauteur totale, de circonférence, de hauteur d'écorçage et de coefficient d'écorçage.

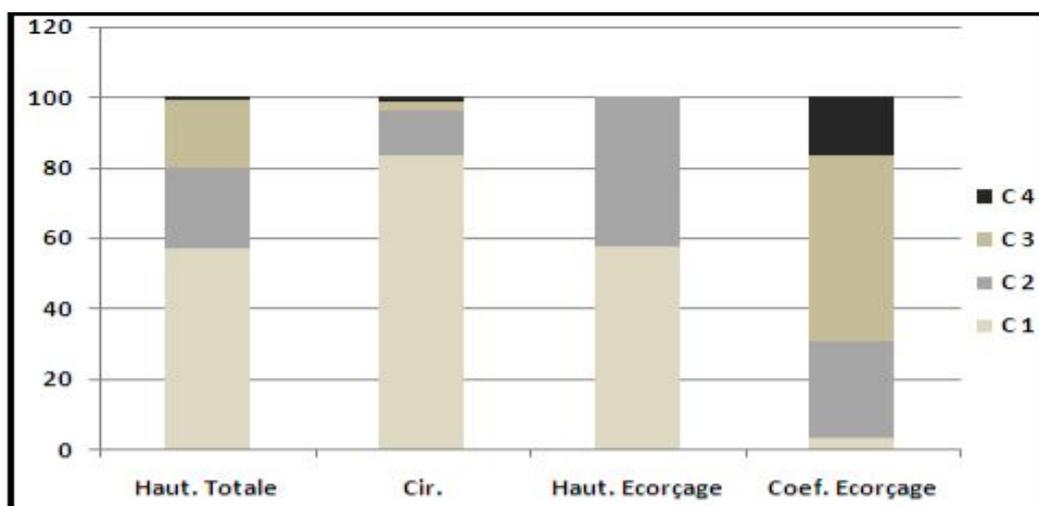


Figure IV. 26 : Distribution des arbres atteints par classes de: Hauteur totale (Haut.Totale), circonférence (Cir), hauteur d'écorçage (Haut.Ecorçage), coefficient d'écorçage(Coef.Ecorçage), C : classes (n= 125).

a- Distribution des arbres atteints selon leur hauteur

La figure IV. 26 représentant la distribution des arbres atteints par l'insecte selon leur hauteur, révèle une dominance significative des arbres ayant une hauteur totale de moins de 6m ($X^2_{Haut} = 87,13$; 3ddl; $\alpha=0,05$). Ils représentent 57% de l'effectif des arbres échantillons du peuplement. Les arbres des autres hauteurs sont aussi atteints par le ravageur mais avec des taux moins importants. Les arbres dont les hauteurs varient entre 6 et 7m représentent un taux moyen de 29%. Les sujets dépassant les 7m de hauteurs sont moins atteints et représentent seulement 24%. En revanche, les arbres très hauts de plus de 10m sont insignifiants dans les peuplements et rarement atteints (1% seulement).

b- Distribution des arbres atteints selon leur âge

Selon la même figure, on remarque l'existence d'une différence hautement significative entre les classes d'âge des arbres en relation avec les attaques du ravageur ($X^2_{Age} = 245,03$; 3ddl; $\alpha=0,05$). En effet, on note une nette dominance de la classe 1 ce qui explique que l'insecte a probablement des préférences pour les jeunes arbres de moins de 40 ans et ayant une circonférence inférieure à 70cm. Les taux d'attaque de cette catégorie d'âge dans le peuplement est d'environ 83%. En revanche, les arbres adultes (âge entre 40 et 70 ans) sont moins atteints et leur taux avoisine les 13%. Les vieux arbres dépassant les 80 ans, sont les moins atteints et ne représentent qu'environ 4% seulement des arbres atteints.

c- Distribution des arbres atteints selon leurs modalités d'exploitation

La figure IV. 26, représente aussi la distribution des arbres atteints en relation avec la hauteur écorcée de leur tronc et le coefficient d'écorçage.

La répartition des attaques de l'insecte entre les deux classes de hauteur démasclée présente une différence significative dans le peuplement ($X^2 = 4,62$; 1ddl, $\alpha=0,05$). Les arbres de la

classe 1, présentant une hauteur d'écorçage inférieure à 1,5m, sont les plus attaqués avec des taux dépassant la moitié de l'effectif (58%). Cependant ceux écorcés à une hauteur supérieure à 1,5 présentent un taux de 42 %.

La répartition des attaques du ravageur en fonction des coefficients d'écorçage présente également une différence hautement significative ($X^2 = 199,91$; 3ddl, $\alpha=0,05$). En effet, les arbres présentant un coefficient de démasclage de la 3^{ème} classe (2,5- 3,4) sont les plus affectées dans le peuplement. Ils représentent alors plus de la moitié des arbres échantillons (53%). Ceux de la classe 2, sont représentés par un taux dépassant le ¼ des arbres attaqués (27%). Les arbres des deux autres classes sont moins attaqués par l'insecte et leurs proportions oscillent entre 17% pour la classe 4 et 3% pour la classe 1.

d- Distribution des arbres attaqués selon leur état sanitaire

La figure IV. 27, donne la distribution annuelle des arbres attaqués par l'insecte selon leur état sanitaire.

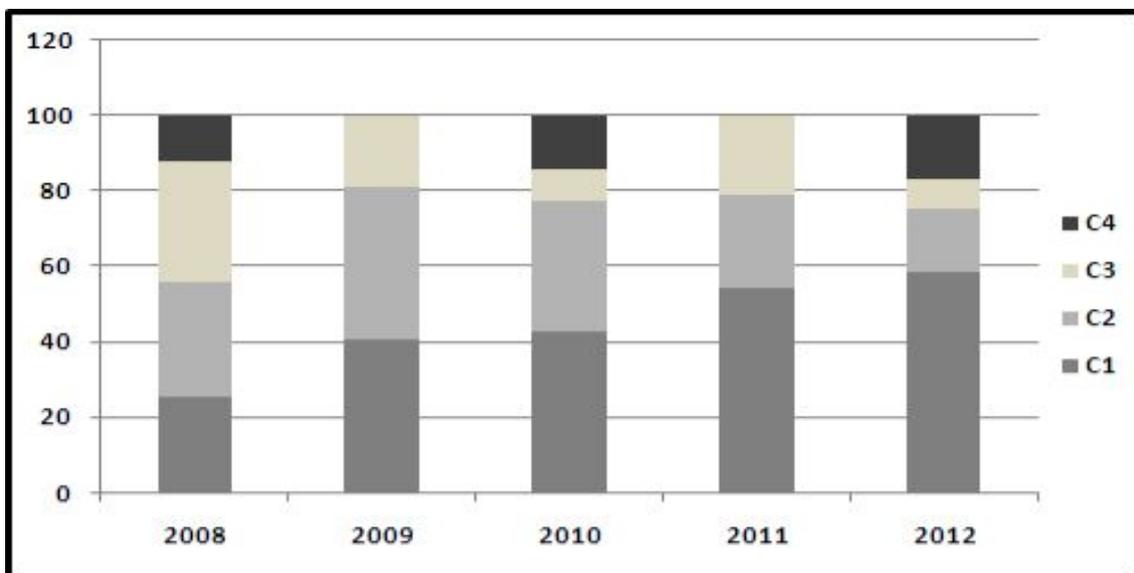


Figure IV. 27 : Distribution annuelle des attaques selon l'état sanitaire des arbres

D'après cette figure, on remarque que *P.cylindrus* colonise les arbres quelque soit leur état sanitaire c'est-à-dire les 4 classes mais avec des degrés différents. Cependant, il a apparemment des préférences significatives pour les arbres affaiblis ou présentant un début de perturbation physiologique ($X^2_{2008} = 13,21$; 3ddl ; $\alpha=0,05$); ($X^2_{2009} = 13,78$; 2ddl, $\alpha=0,05$); ($X^2_{2010} = 42,77$; 3ddl, $\alpha=0,05$); ($X^2_{2011} = 29,68$; 2ddl, $\alpha=0,05$); ($X^2_{2012} = 81,48$; 3ddl, $\alpha=0,05$).

En 2008, on a remarqué la dominance des arbres dépérissants de la classe 3 (32%) et ceux de la classe 2 (30%). Les arbres en bonne santé représentent plus du ¼ des arbres attaqués et les arbres morts presque le 1/8.

En 2009, après les travaux d'assainissement et l'élimination des arbres morts y compris ceux attaqués par l'insecte, la catégorie des arbres morts de la classe 4, a disparu du lot des arbres attaqués. Par contre, ceux sont les classes 1 et 2 qui représentent plus du 1/3 des arbres infestés avec 40% et ceux des arbres dépérissant 20%.

En 2010, on enregistre un taux non négligeable des attaques (14%) Ils sont représentés par les arbres morts de la classe 4. Les dépérissants de la classe 3 sont moins attaqués par l'insecte durant cette année contrairement aux arbres sains (43%) et ceux de la classe 2 avec un taux de plus de (34%).

L'année 2011 n'a pas montré d'attaque des arbres de la classe 4. Par contre, les trois autres classes sont présentes avec des taux variables. C'est la classe 1 qui est représentée par plus de la moitié des arbres infestés (54%), la classe 2 avec le ¼ et la 3^{ème} classe avec un taux de (21%).

On remarque aussi, l'apparition des arbres infestés de la 4^{ème} classe de défoliation avec des proportions élevées (17%), en 2012, et la diminution du taux des arbres dépérissant (8%). Par contre les sujets sains attaqués sont présent avec un pourcentage élevé dépassant la moitié des arbres infestés (58%) et ceux de la classe 2 (17%)

e- Evolution temporelle des mortalités des arbres

Les arbres morts pendant la durée d'expérimentation sont au nombre de 109 ce qui représente un taux de 33% de la totalité des arbres échantillons (n= 333). Cette mortalité est représentée en deux phases :

-Avant les coupes d'assainissement : les arbres morts durant notre inventaire du mois de juillet 2008 sont au nombre de 12 ce qui représente un taux de 6%. Ce taux a évolué pour atteindre un niveau important de l'ordre de 21% en février 2009. Ceci s'explique par les nouvelles mortalités des arbres survenues certainement entre les mois d'août et septembre 2008 (soit 34 arbres). Cette mortalité a touché en majorité les arbres dépérissants de la classe 3 de déficit foliaire avec un taux de 72% et 7% seulement par la classe 2 (Figs IV. 28 et 29).

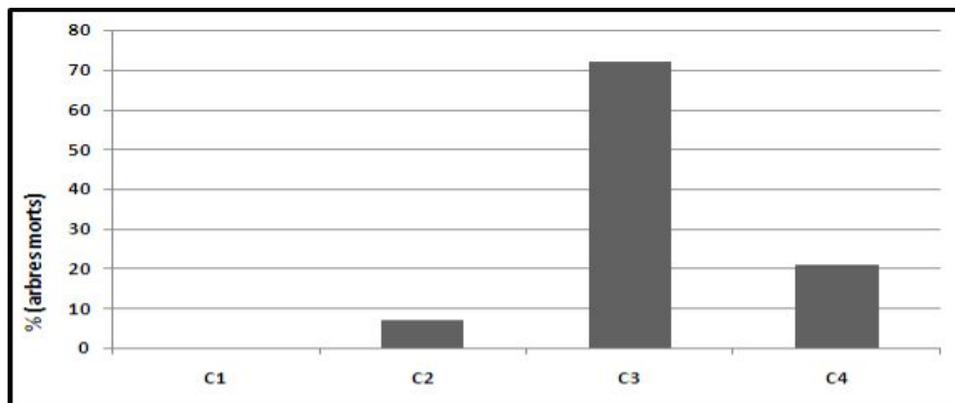


Figure IV. 28 : Distribution des arbres morts en 2008 selon leurs classes de déficit foliaire avant les travaux d'assainissement (n=216)

-Après les coupes d'assainissement (2009-2012) : l'évolution temporelle des mortalités présentée dans la figure IV. 29, montre l'existence de deux phases bien distinctes (i) peu après la réalisation des coupes (mars-juillet 2009) ; cette période révèle une absence quasi-totale de mortalité (ii) 1 à 3 années plus tard (2010-2012) : durant cette période, on note une évolution du taux de mortalité des arbres de 5,5% en 2010 pour atteindre un pic de 13% en 2012. Les arbres morts pendant cette période appartiennent généralement à la 3^{ème} classe de déficit foliaire et leurs taux de présence sont variables selon l'année de mortalité : 100% en 2011,

95% en 2012 et 80% en 2010. La mortalité des arbres survient rarement en 2^{ème} classe de déficit foliaire (20% en 2010 et 5% en 2012) (Fig. IV. 30).

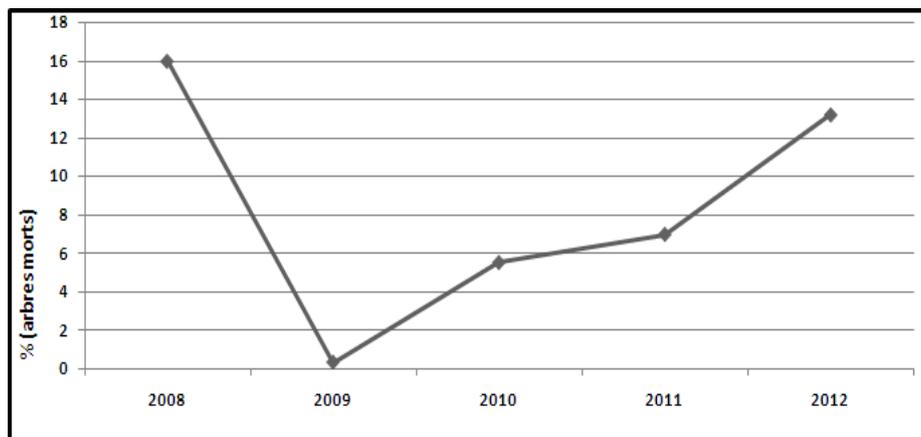


Figure IV. 29: Evolution annuelle de la mortalité des arbres au niveau du peuplement

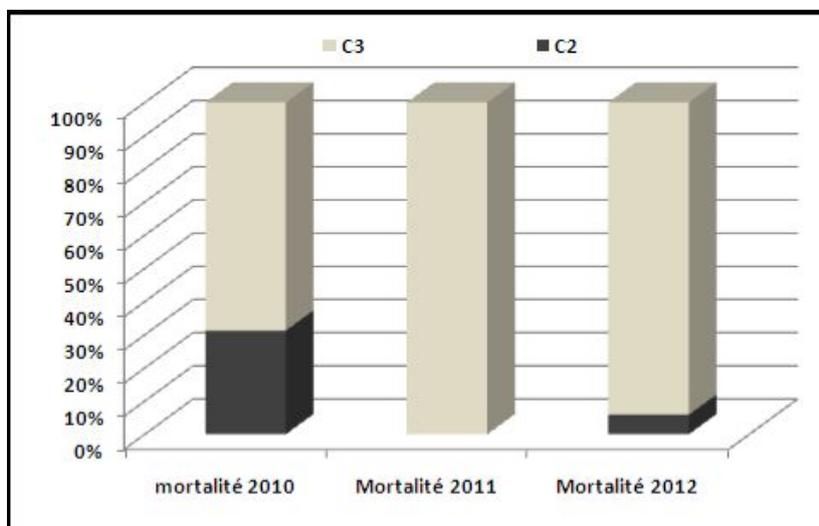


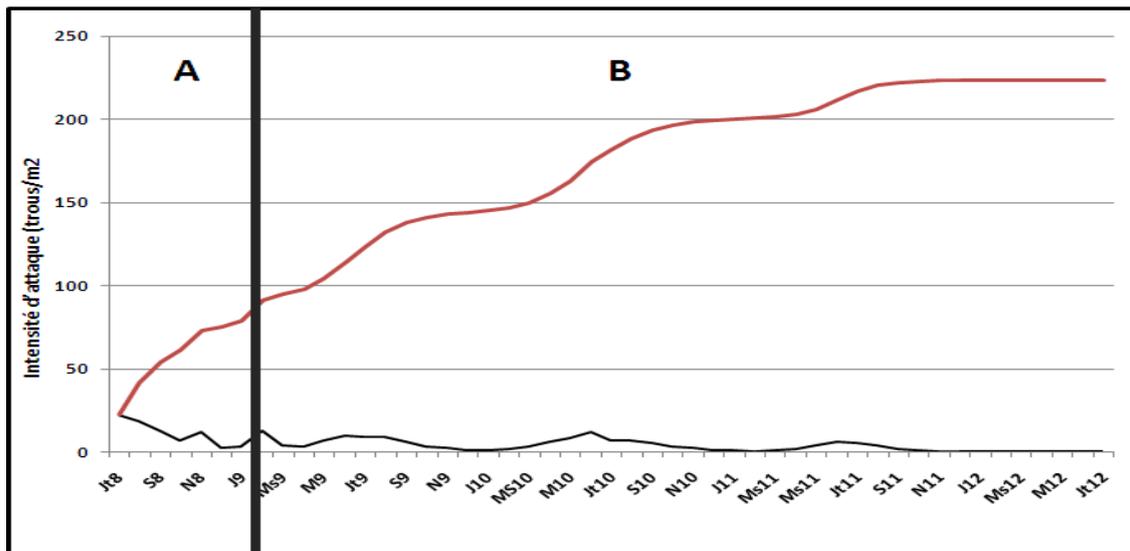
Figure IV. 30: Distribution des arbres morts en 2010- 2011 et 2012 selon leur classe de déficit foliaire

3- Intensité d'attaque

a- Evolution temporelle de l'intensité d'attaque

Les trous de pénétration créés par l'insecte et dénombrés entre juillet 2008 et juillet 2012 dans tout le peuplement atteint environ 17553 trous. Le nombre moyen de ces trous par arbre est de l'ordre de 53 trous (y compris les arbres sains). Cette valeur est beaucoup plus importante, si on prend en considération que les arbres infestés, soit 140 trous par sujet.

Dans la figure IV.31, on a représenté l'évolution temporelle de la densité d'infestation des arbres de chêne-liège par le ravageur.



**Figure IV. 31 : Evolution temporelle de l'intensité d'attaque (trous/m²) des arbres par *P. cylindrus*. En noir: densité mensuelle. En rouge: densité mensuelle cumulée.
(A) Période précédant les travaux d'assainissement (B) période après les travaux**

Il ressort de cette figure deux périodes différentes :

-la première correspond à la période précédant les travaux d'assainissement (de juillet 2008 à février 2009) (Fig IV. 31A). L'évolution de l'intensité d'attaque est divisée en deux phases ; dans la première, on remarque une diminution du taux d'intensité d'attaque en passant de 22 à 2 trous/ m² (entre juillet et décembre 2008) mais dans la 2^{ème} phase, on enregistre une évolution exponentielle de l'intensité d'infestation pour arriver à 12,5 trous/m² en deux mois seulement.

-la seconde période qui vient après les coupes d'assainissement s'étale de mars 2009 à la fin juillet 2012 (Fig. IV. 31B). Elle est caractérisée par la diminution de l'intensité d'infestation qui n'excédant pas 12 trous/m² en juin 2010. Des fluctuations sont cependant enregistrées pendant cette période où on remarque des phases de croissance estivales et de diminution hivernales pour se stabiliser à partir de janvier 2012 avec une intensité nulle.

Pour l'intensité d'attaque cumulée, celle-ci évolue entre 22 à plus de 223 trous/m². On remarque une augmentation exponentielle avant les coupes d'assainissement (de juillet 2008 à février 2009) puis une légère progression après les travaux pour se stabiliser à la fin à partir de janvier 2012.

b- Caractéristiques de l'intensité d'attaque des arbres

Deux caractéristiques importantes sont prises en considération dans ce travail. Il s'agit du coefficient d'écorçage et le déficit foliaire reflétant l'état sanitaire des sujets.

La distribution des arbres par classe d'intensité d'attaque est représentée dans la figure IV. 32.

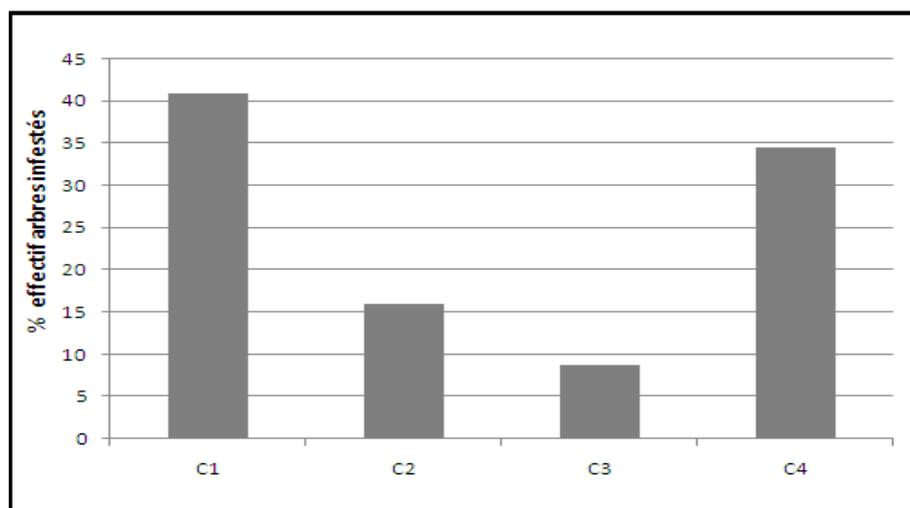


Figure IV. 32: Distribution des arbres selon les classes de densité (trous/m²) : C1) faible (< 50 trous/m²), C2 : moyenne (50-100 trous/m²), C3 : forte (100-200 trous/m²), C4 : très forte (>200 trous/m²)

La distribution des arbres par classe d'intensité d'attaque au sein du peuplement, révèle une différence significative entre les quatre classes de densité ($X^2_{obs} = 36,34$; 3ddl ; $\alpha=0,05$). Ceci explique que la classe 1 représentant les arbres attaqués avec une densité de moins de 50 trous/m², est la plus dominante dans le peuplement avec un taux de 41%. Les classes 2 (50 < d < 100 trous/m²) et 4 (d > 200 trous/m²) sont présentes à des proportions respectives de 16 et 34%. La 3^{ème} classe, par contre, est la moins représentée dans le peuplement et son taux avoisine les 9%.

Globalement, les arbres colonisés avec une densité élevée (>100 trous/m²) constituent presque la moitié des arbres actuellement attaqués par l'insecte.

- Distribution de l'intensité d'attaque selon le coefficient d'écorçage

La distribution de l'intensité d'attaque des arbres par *P.cylindrus* selon les classes du coefficient de démasclage est représentée dans la figure IV. 33.

La lecture de cette figure révèle avant tout que les arbres moins écorcés de la 1^{ère} classe ($C_e < 1,50$) sont significativement attaqués ($X^2_{obs_{CCe1}} = 8$, 1ddl, $\alpha=0,05$) avec une intensité moyenne de (50-100 trous/m²). Cette catégorie d'infestation s'observe avec une proportion plus élevés de l'ordre de 60%. En revanche, les arbres de la classe 1 d'intensité d'attaque (< 50 trous/m²) sont moins représentés avec 40%.

La distribution des arbres relativement bien démasclés ($1,5 < C_e < 2,4$) montre aussi une différence significative entre les 4 classes ($X^2_{obs_{CCe2}} = 107,13$; 3 ddl, $\alpha=0,05$). En effet, c'est la classe 1 d'intensité d'attaque faible (< 50 trous/m²) qui domine avec un taux de 61% suivi de la classe 4 des arbres fortement infestés (densité > 200 trous/m²). La densité d'attaque moyenne à forte variant entre 50 et 200 trous/m² sont donc moins fréquents à rares avec des taux respectifs de 9% et 3%.

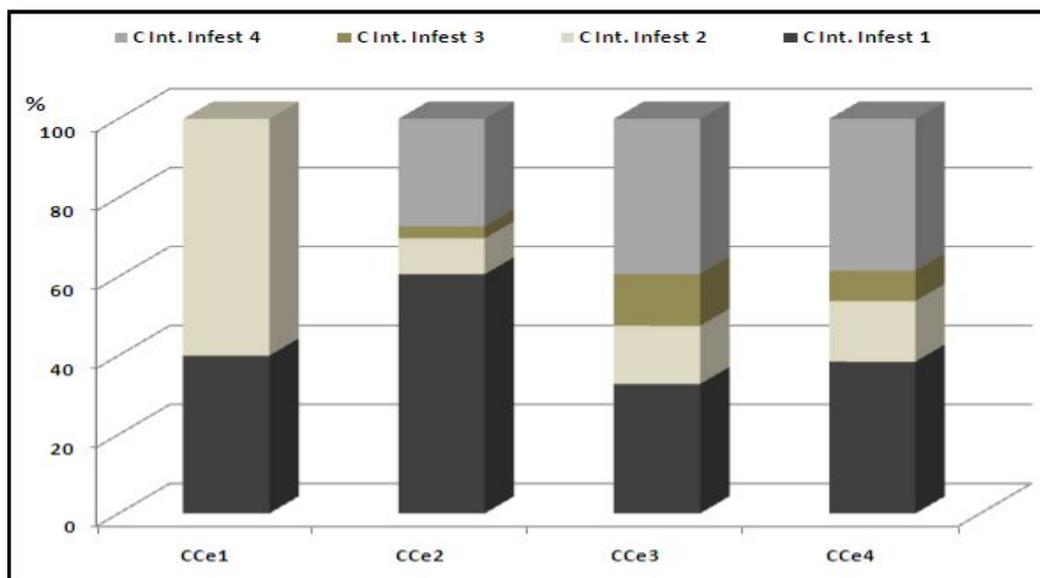


Figure IV. 33 : Distribution de l'intensité d'infestation selon le coefficient d'écorçage : (CCe : classes du coefficient d'écorçage, C. Int. Infest : classes de l'intensité d'infestation)

Les arbres excessivement démasclés ($2,5 < Ce < 3,4$) sont significativement infestés avec une intensité d'attaque dépassant les 200 trous/m² (classe 4) ($X^2_{obs\ CCe3} = 25,88$; 3ddl, $\alpha=0,05$). Cette catégorie d'arbres est représentée par 40%. En revanche, les sujets faiblement attaqués sont présents avec 33%.

Enfin, les arbres très excessivement démasclés ($Ce > 3,5$) sont souvent attaqués soit avec une faible densité du ravageur (classe 1 < 50 trous/m²) soit au contraire avec une forte intensité d'attaque (classe 4 : > 200 trous/m²). Ces 2 catégories participent avec des taux égaux de 38%. Les tests statistiques révèlent des différences significatives avec une dominance nette de ces catégories ($X^2_{obs\ CCe4} = 40,24$; 3 ddl, $\alpha=0,05$). Les autres arbres appartenant aux classes 2 et 3 de Ce sont moins fréquents et représentent respectivement 15% et 8% seulement.

- Distribution de l'intensité d'attaque selon l'état sanitaire des arbres

La distribution de l'intensité d'attaque des arbres par *P. cylindrus* selon leur état sanitaire est représentée dans la figure IV.34.

A travers cette figure, on remarque que les arbres sains sont colonisés par de faibles intensités (< 50 trous/m²). Ils sont dominants avec un taux hautement significatif de l'ordre de 65%. ($X^2_{obs_{c.déf.1}} = 118$, 3ddl, $\alpha=0,05$). Les autres classes d'intensité d'attaque représentent des proportions variables entre 15% (fortement infestés) et 12,5% (moyennement infestés) voire 17,5% (très fortement infestés). Ceci explique que *P. cylindrus* se comporte comme un ravageur primaire en s'attaquant aux arbres en bonne santé.

Les arbres affaiblis de la classe 2, sont infestés avec une différence significative entre les classes de densité d'attaque du ravageur ($X^2_{obs_{c.déf.2}} = 74,977$, 3ddl, $\alpha=0,05$). En effet, c'est la

catégorie de la classe 4 de forte intensité (> 200 trous/m²) qui domine avec plus de 50% des (classe 2) et 5% (classe3).

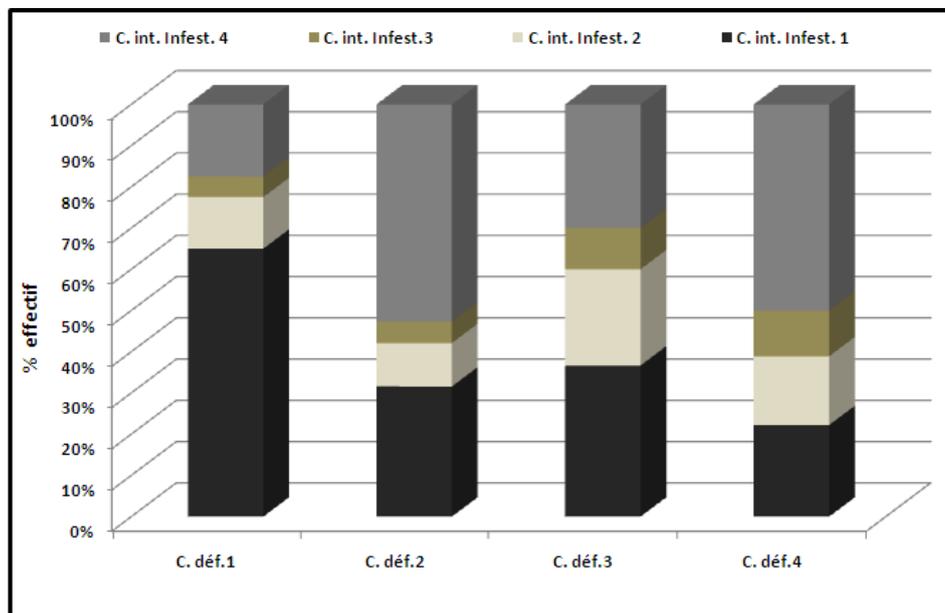


Figure IV. 34: Distribution de l'intensité d'attaque selon les classes de déficit foliaire des arbres

Les sujets dépérissants sont significativement attaqués par la classe 4 (très forte densité > 200trous/m²) ($X^2_{obs_{c.déf.3}} = 20,741$; 3ddl ; $\alpha=0,05$). Cette catégorie représente un taux de 37%. En revanche, la classe 1 de faible densité d'attaque représente un taux non négligeable de 33% des arbres dépérissants. Les autres classes (2 et 3) marquent leur présence respective de 20% (moyennement infestés) et 10% (fortement infestés).

Enfin, les arbres morts présentent aussi une différence hautement significative entre les trois classes d'intensité d'infestation ($X^2_{obs_{c.déf.4}} = 47,73$; 2ddl ; $\alpha=0,05$). 50% des arbres de cette catégorie sont fortement attaqués par l'insecte avec plus de 200 trous/m². Les deux autres classes 2 et 3 sont moins représentées (17% et 11%). Par contre, les faibles densités d'attaque ne s'observent que sur une faible catégorie d'arbres de 22%.

CHAPITRE V

LES CHAMPIGNONS ASSOCIES AU *Platypus cylindrus*

CHAPITRE VI

DISCUSSION GENERALE

CHAPITRE VI

DISCUSSION GENERALE

VI.1. Biologie de l'insecte *Platypus cylindrus* dans les galeries de bois de *Quercus suber*

VI.1.1. L'appareil buccal de l'insecte

Les parties buccales de *P. cylindrus* révèlent une morphologie typique des insectes xylomycetophages. Elles ont les caractéristiques de pièces buccales broyeuses ayant les capacités d'excaver des galeries dans le cambium et même dans le bois dur ou duramen. Le mâle commence d'abord à utiliser son appareil buccal en creusant un trou puis un couloir de pénétration dans la couche du liège si celle-ci est épaisse sinon dans les premières couches libériennes. Ensuite le forage du tunnel est poursuivi par la femelle, une fois l'accouplement accompli. Elle commence donc à forer des systèmes de galeries à l'aide de ses pièces buccales (Husson, 1955).

Pendant l'excavation, les mandibules ont le rôle de couper le bois et le réduire en petits fragments produisant ainsi une sciure de couleur différente allant du jaune- clair au brun foncé selon l'endroit dans le bois de l'arbre où le forage s'effectue (liège, mère, cambium et duramen)

Les mandibules fortement sclérosées, apparaissent comme de grandes pinces vers le devant de l'appareil buccal. Leur structure plutôt compacte, ayant des arêtes de coupe qui se déplacent horizontalement, elles sont adaptées à saisir, écraser ou couper le bois afin de fabriquer des galeries de ponte. En fait, la fonction des mandibules est double: (i) creuser des galeries et (ii) sélectionner les champignons mélangés au bois mâché, car l'alimentation des larves du platype ainsi que les parents, est basée uniquement sur les champignons. En effet, pour la plupart des insectes à ambrosia, le bois n'est pas consommé (Atkinson, 2004).

Les palpes maxillaires et labiaux servent à déplacer la nourriture vers la bouche. Ils possèdent des palpes sensoriels lobés qui auraient un rôle dans la détection des stimulations olfactives (Moon *et al.*, 2008b).

VI.1.2. Cycle biologique de l'insecte

A partir des résultats d'observation et de suivi de la biologie de l'insecte dans le bois de chêne-liège entre mai 2008 et juillet 2010, dans la forêt de M'Sila, et se référant aux données bibliographiques, on peut établir un schéma général de la vie de *P. cylindrus* dans les galeries qu'il creuse pour y vivre avec sa progéniture.

VI.1.2.1. Les émergences

Etant un insecte « *thermophile* » au même titre que beaucoup d'autres représentants de la famille des platypodidae en Afrique (Jover, 1952 ; Browne, 1972), sous famille des Platypodinae actuellement (Löbl & Smetana, 2011), son activité de vol semble être liée aux conditions thermiques du milieu. En effet, dans cette suberaie à climat littoral doux (M= 30°C, T=23), les premiers émergents se manifestent au printemps entre fin-mars et début-avril avec l'élévation de la température (19-22°C), pour arriver à leur maximum entre juin et août (27- 30°C). Les sorties cessent progressivement en automne pour s'arrêter vers sa fin, soit en novembre. Aucun pré-émergent n'a été extrait dans nos échantillons en hiver. Nous avons pu remarquer, par contre, quelques émergences sur le tronc et le collet des arbres infestés, lors de nos sorties sur terrain telles celles notées en première semaine de janvier 2011 (T max moyenne du mois = 18°C). Ceci concorde parfaitement avec les résultats signalés par Bouhraoua & Villemant (2010) dans la même forêt. Ces derniers ont signalé l'émergence des deux sexes au printemps, rarement en hiver exception pour des années à hiver chaud. Les mâles se manifestent les premiers et les femelles peu de temps après. Le mois d'août correspond aux émergences maximales des deux sexes avec établissement d'une sexe-ratio équilibrée.

Ce rythme d'activité est déjà signalé ailleurs par de nombreux auteurs. Sur le littoral atlantique et méditerranéen, les adultes sortent de février à novembre (Ferreira & Ferreira, 1989) voire presque toute l'année au Portugal (Sousa & Debouzi, 2002). Les émergences s'échelonnent de mai à novembre au Maroc (Chadigan, 1990). Par contre, en Europe moyenne à hiver très froid, la période d'essaimage est très brève et limitée à juillet en Autriche (Groschke, 1953), entre juin et juillet en Allemagne (Husson, 1955) et en France (D.S.F, 2000). En Angleterre, par contre, des émergences sporadiques ont été signalé tout au long de l'année (Baker, 1963; Tilbury, 2010) mais seuls les émergents de juin à la fin septembre sont capables de survivre et se reproduire avec succès (Tilbury, 2010).

VI.1.2.2. Colonisation de l'hôte et reproduction

Après avoir colonisé l'arbre selon les mécanismes bien définis, le mâle commence le forage d'un couloir d'entrée de quelques centimètres (Sousa, 2002 ; Bouhraoua 2003 ; Bright & Stark, 1973 ; Tilbury, 2010). Tout au long de l'excavation, l'insecte expulse les fibres à l'extérieure sous forme de sciure grâce à ses pattes plates et tranchantes d'où vient la dénomination du genre *Platypus* (Pla=plat, typus= patte) (Perrier, 1932). Il s'installe après à l'entrée de la galerie en attendant l'arrivée d'une femelle en ne laissant dépasser que très légèrement l'apex de ses élytres à l'extérieur de l'orifice d'entrée pour activer son système de stridulation, attirant ainsi une seule femelle (Jover, 1952 ; Husson, 1955 ; Ytsma, 1988 ; Kinuura & Kobayachi, 2006).

Dès son arrivée, la femelle se déplace au hasard sur la surface de l'arbre jusqu'à proximité du couloir d'entrée. Une fois le trou de pénétration reconnu, et si elle est acceptée par le mâle, elle le repousse à l'intérieure jusqu'à ce qu'ils disparaissent tous les deux de vue, ils ré-émergent après. L'unique accouplement de la vie du couple, s'effectue à l'extérieur de la galerie à la surface de l'écorce. *P. cylindrus* est, en fait, une espèce monogame et les femelles s'accouplent une seule fois au cours de leur vie (Strohmeyer, 1907). Elles emmagasinent les spermatozoïdes dans une spermathèque (Baker, 1963). Ils pénètrent ensuite, la femelle en avant suivi du mâle, profondément dans la galerie et chacun des deux sexes se spécialise dans un travail déterminé.

La femelle continue à creuser une galerie de forme cylindrique perpendiculairement à la surface tout en inoculant les champignons ambrosia (Bright & Stark, 1973 ; Bouhraoua & Villemant, 2010 ; Belhoucine *et al.*, 2011b, 2012b). La galerie peut prendre des formes très complexes dues aux formes des ramifications dans différents sens à l'égard du trou d'entrée, d'autres galeries peuvent se chevaucher et nous pouvons y remarquer plusieurs descendants de parents différents dans un même endroit. La femelle continue à étendre le réseau de galeries le long de la durée de sa vie. Un système ramifié est ainsi créé et peut atteindre jusqu'à 1,8 m de longueur d'après Tilbury (2010).

Le mâle nettoie la galerie des fibres et débris du bois arraché par la femelle et les expulse à l'extérieur sous forme de sciure de teinte variable allant du beige- clair (cambium ou aubier), au beige-foncé (liège sec ou mère) voire marron rouge (duramen) (Bouhraoua, 2003; Belhoucine, résultats non publiés). Ces rejets sortent à travers les trous de pénétration et coulent le long du tronc. Quand ils sont abondants, ils s'accumulent au pied de l'arbre. Les sciures sont visibles dès le printemps mais surtout l'été et disparaissent progressivement en hiver.

1- La ponte des œufs

A l'extrémité des galeries, les femelles déposent leurs œufs dans de petits diverticules ronds groupés par 2 à 8, jusqu'à 11 pour Bouhraoua & Villemant (2010) mais le plus souvent par 2 à 5 selon nos résultats. Ceci concorde avec les valeurs signalées par certains auteurs de 1 à 5 œufs (Husson, 1955) voire de 4 à 8 œufs (Favard, 1962).

La femelle pond généralement ses premiers œufs environ 4 semaines après sa pénétration et continue à déposer nombreux d'autres lots à des intervalles irréguliers au cours de sa vie. Il convient de signaler, que lorsque le forage des galeries débute en retard, la fin août ou septembre, les premiers œufs ne peuvent être déposés qu'en printemps suivant (Tilbury, 2010).

Au cours de l'année, la ponte peut être découpée en 2 phases alternées. La première correspond à la présence importante d'œufs en automne et au printemps tandis que la seconde phase observée en hiver et en été correspond à une réduction sensible de la ponte.

Les proportions des populations d'œufs ne sont pas constantes mais subissent des fluctuations qui dépendent de la date de la colonisation massive des arbres et de la saison. Globalement, ils sont plus abondants en première année suivant l'infestation, qu'en seconde année. Durant cette année, l'intensité de la ponte diminue presque de moitié.

La fécondité totale des femelles est faible au même titre que les autres Scolytidae (Balachowsky, 1949). Elle est estimée à 44 - 76 œufs (Baker, 1965) voire même 120 œufs (Bouhraoua, 2003). Ce dernier a signalé que les 4/5 de cette fécondité sont exprimés en première année suivant la colonisation des sexes et la fixation des couples. Donc chaque femelle peut donner durant cette phase 1 à 2 œufs par mois

2- Le développement larvaire

Après l'éclosion des œufs qui survient 2 à 6 semaines après leur ponte, c'est le temps suffisant pour la multiplication des champignons, les larves passent par 5 stades de tailles et de formes différentes. En effet, ce sont les larves des 1ers, 4èmes et 5èmes stades qui sont les plus aisément identifiables comme déjà signalé par Browne (1972). La distinction entre le 2^{ème} et le 3^{ème} stade est la plus délicate, à l'inverse, les 4^{ème} et 5^{ème} stades qui se différencient facilement par la présence chez ces dernières d'une bande roussâtre sur le thorax. D'après nos observations et mesures basées spécialement sur les dimensions céphaliques, il existe 5 stades larvaires bien distincts. La moyenne des 4 rapports céphaliques (1,38), ainsi que le rapport entre le dernier et le premier stade larvaire (LV/LI) de 3,62, correspondent parfaitement aux valeurs calculées par Bouhraoua & Villemant (2010) pour le platype et concordent bien avec celles estimées pour certaines espèces de scolytes ayant le même nombre de stades en l'occurrence *Dendroctonus micans* (Lekander, 1968). Ce qui confirme la théorie de Bouhraoua (2003) que *P. cylindrus* possède effectivement 5 stades larvaires ; nombre très fréquent chez les platypodides (Browne, 1972).

La durée totale du développement larvaire est mal connue. Bouhraoua (2003) a estimé la durée des 4 premiers stades à 3 mois et celle du dernier stade entre 7 et 12 mois selon les conditions hygrométriques du bois et l'abondance de la nourriture basée sur les champignons *ambrosia*. Cette durée est confirmée aussi par Hickin, (1963) pour ce dernier stade. La longue durée des larves de 5ème stade explique leur taux élevé dans nos prélèvements puisqu'elles sont déjà formées dans les galeries des arbres encore sur pied en forêt avant de les couper. En ce qui concerne les autres stades, et en fonction de leur importance, on peut dire que les trois premiers stades achèvent leur évolution en peu de temps (en un mois environ). En un intervalle de temps de 2 semaines d'incubation séparant deux dissections successives, les œufs ainsi émis donnent naissance à de jeunes larves (Strohmeyer, 1907 ; Baker, 1965 ; Bouhraoua, 2003 ; Bouhraoua & Villemant, 2010) qui muent après une semaine. Les deux autres stades se développent en quelques semaines avec une période relativement plus longue chez le 3ème stade. Le 4ème stade quant à lui dure 2 mois.

Les larves des derniers stades, en particulier le dernier, ont de fortes mandibules qu'elles utilisent pour étendre le système de galeries (Perris, 1840 ; Chapuis, 1865 ; Husson, 1955). Cependant, elles creusent les galeries plus lentement que les adultes et même si elles ingèrent le bois lors de l'excavation, elles dépendent encore de champignons pour se nourrir (Sauvard, 2007; Tilbury, 2010).

Les larves des deux derniers stades, de forme cylindrique, se déplacent par expansion et contraction de leurs segments abdominaux (Browne, 1972) tout en occupant la surface interne de la galerie (Fig. VI.1 a). Alors que les 3 premiers stades sont très mobiles et se déplacent par reptation avec une grande facilité dans le système de galeries comme l'ont déjà signalé nombreux auteurs comme Sarauer (1932), Husson (1955), Browne (1972) et Bouhraoua (2003).



Figures VI.1: Les larves de *Platypus cylindrus* dans le bois : (a) une larve de dernier stade dans la galerie, (b) une larve de dernier stade et un pré-émergent, (c) une larve de dernier stade et une de premier stade dans une même galerie

Plusieurs larves de stades larvaires différents peuvent se rencontrer dans une même galerie (Figs VI.1 b, c). Dans nos conditions d'observation, il nous arrivait de dénombrer entre 70 et 245 larves de différents âges dans un même système de galerie.

3- La nymphose

Pendant le dernier stade de développement, les larves capables de creuser dans le bois, peuvent construire leurs chambres nymphales préparant ainsi leur nymphose qui se déroulera normalement au printemps suivant (Baker, 1963). Les larves obstruent alors, leurs chambres avec un mélange de sciure et de sécrétions glandulaires et rentrent en nymphose qui dure 5 à 6 semaines (Bouhraoua & Villemant, 2010). Dans nos conditions de travail, il nous a été très difficile de suivre la nymphose de toutes les nymphes que nous avons extraites. Ces dernières se dessèchent peu de temps après extraction de leur logette nymphale. Nous pensons que c'est l'humidité ambiante dans le bois qui oriente toute réussite de nymphose (Bouhraoua, com. pers), c'est la raison pour laquelle la littérature ne donne aucune information sur la durée de cet écophase chez cet insecte,

4- La vie des adultes dans les galeries

Dans nos conditions d'observation, les adultes sont présents dans les galeries pendant les 27 mois de dissection mais sont numériquement variables selon les arbres et les saisons. Ils sont réduits en hiver et plus importants en été. Cette tendance concorde globalement avec celle obtenue par Sousa (1996) au Portugal, Bouhraoua & Villemant (2010) et Belhoucine *et al.* (2011a) en Algérie et Sousa *et al.* (2005) au Maroc. On peut expliquer cette augmentation numérique par la manifestation des pré-émergents dans les galeries après une période de nymphose qui a démarré dès la saison printanière à laquelle, s'ajoutent les nouvelles attaques de l'arbre déjà dépéri par de nouveaux émergents.

Les parents sont présents dans les galeries durant toute l'année ; ils représentent de ce fait, la totalité de la population présente dans les troncs depuis le début novembre jusqu'à la mi-mars voire avril, selon les arbres et les années. Cette présence permanente s'explique par leur longévité importante qui peut atteindre pour les femelles 20 mois (Bouhraoua, 2003) voire même 2 ans (Baker, 1965, Tilbury, 2010).

IV.2. Epidémiologie : Relation insecte- arbre hôte

La relation existant entre les caractéristiques dendrométriques, d'exploitation et sanitaires des arbres et l'infestation par *P. cylindrus* a été mise en évidence à travers les tests multivariés (ACP).

En effet, les résultats de la classification sur les variables (caractéristiques des arbres), ont permis de distinguer 10 groupements (G1 à G10) d'arbres ayant des caractéristiques semblables (Tab. VI. 1 ; Figs VI. 2, 3) :

Le groupement G1 est majoritaire avec un taux de 27,6%. Il comprend tous les arbres sains ne présentant aucun signe d'altération physiologique et indemnes d'attaques par l'insecte.

Les groupements G3, G4 et G9 (32,4%) sont classés sur la base des caractéristiques dendrométriques telles la circonférence et la hauteur totale (âge) sans prendre en compte leur état sanitaire.

Le groupement G5 contribue faiblement avec un taux de 4,8%. Il est caractérisé par les arbres morts durant l'année 2010. Ce groupement est fortement lié au G7 contenant les arbres fortement infestés. Ceci concorde exactement avec nos observations sur terrain où 60% des mortalités signalées durant cette année ont été sévèrement infestés (>100 trous/m²). Il en est de même avec le groupement G7 (13,8%) représentant les mortalités des arbres survenues entre 2011 et 2012. La majorité des arbres en question (65%) a succombé durant cette période suite à une infestation élevée.

Le groupement G2 participe avec un taux de 13,8% du total des échantillons. Il représente les arbres morts survenus entre août et septembre 2008 (soit peu après notre inventaire du mois de juillet de la même année). Ces sujets appartenaient aux classes 2 et 3 de déficit foliaire parmi lesquels 83% ont été très fortement infestés (>100 trous/m²).

Le groupement 8 est constitué d'un vieux arbre ayant une circonférence de plus de 2 mètres de tour. Ce sujet a été écarté donc de la matrice en raison de sa forte contribution biométrique.

Par ailleurs, les distances euclidiennes à partir du centre ont permis d'obtenir 5 groupements (Fig. VI. 3) : Le premier se basant uniquement sur la hauteur totale des arbres est le plus loin du centre ce qui explique que ce critère contribue le moins dans l'analyse. Le second montre une forte corrélation entre le coefficient d'écorçage (Ce) et l'état sanitaire des arbres en 2008. Le troisième groupement (distance du centre la plus faible) comprend l'ensemble des trous de pénétration de l'insecte dénombrés et la densité de l'infestation calculée. Ces deux critères sont très fortement corrélés. Ce groupement présente aussi une corrélation avec le 2^{ème} ce qui explique que l'état de santé des arbres en 2008 est lié à l'infestation des arbres par l'insecte. Dans le 4^{ème} groupement, on remarque que l'âge des arbres semble être corrélé avec les caractéristiques d'exploitation du liège (CCe excessif : >2,5). Le 5^{ème} groupement est lié à l'amélioration de l'état de santé des arbres des années 2009-2010-2011 et 2012 (Is<1,6) suite aux coupes d'assainissement réalisées en hiver 2009.

Tableau VI. 1 : Caractéristiques des groupements issus de la classification sur les variables (caractéristiques dendrométriques et sanitaires des arbres)

Groupements	Nombre d'arbres	Distance à partir du centre	%
G 1	92	0,94063	27,6
G 2	46	1,52104	13,8
G 3	52	1,24328	15,6
G 4	37	1,48563	11,1
G 5	16	2,10611	4,8
G 6	46	2,19226	13,8
G 7	22	2,83802	6,61
G 8	1	0,00000	0,3
G 9	19	1,93392	5,71
G 10	2	1,26160	0,6

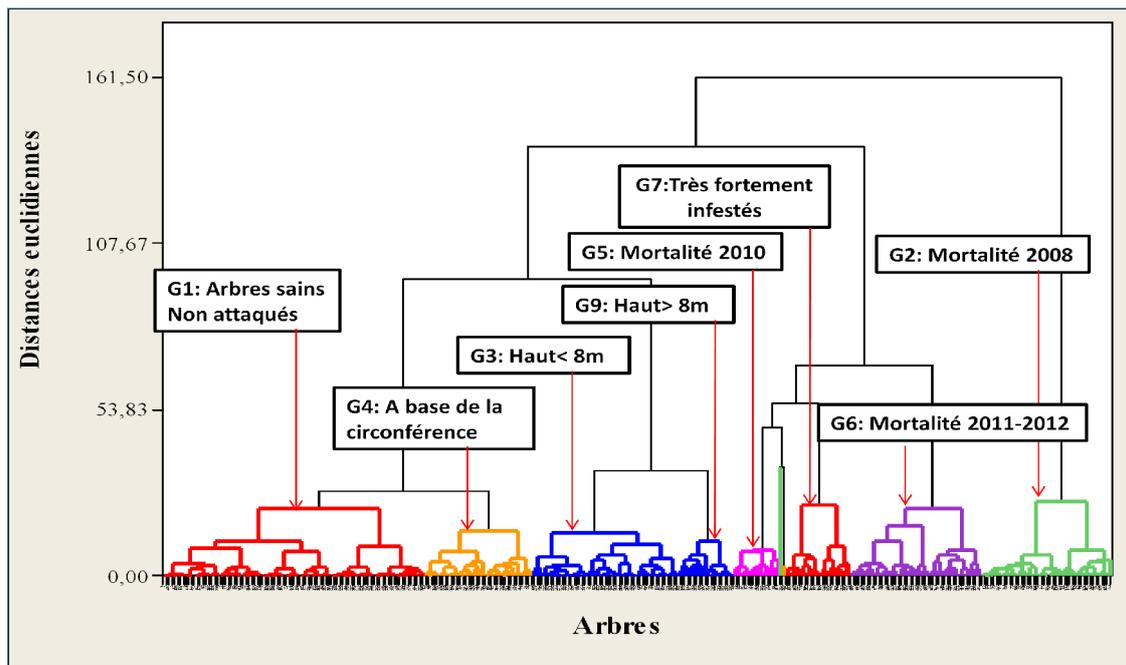


Figure VI. 2 : Dendrogramme de la classification sur les variables du groupe 2 (caractéristiques dendrométriques et sanitaires)

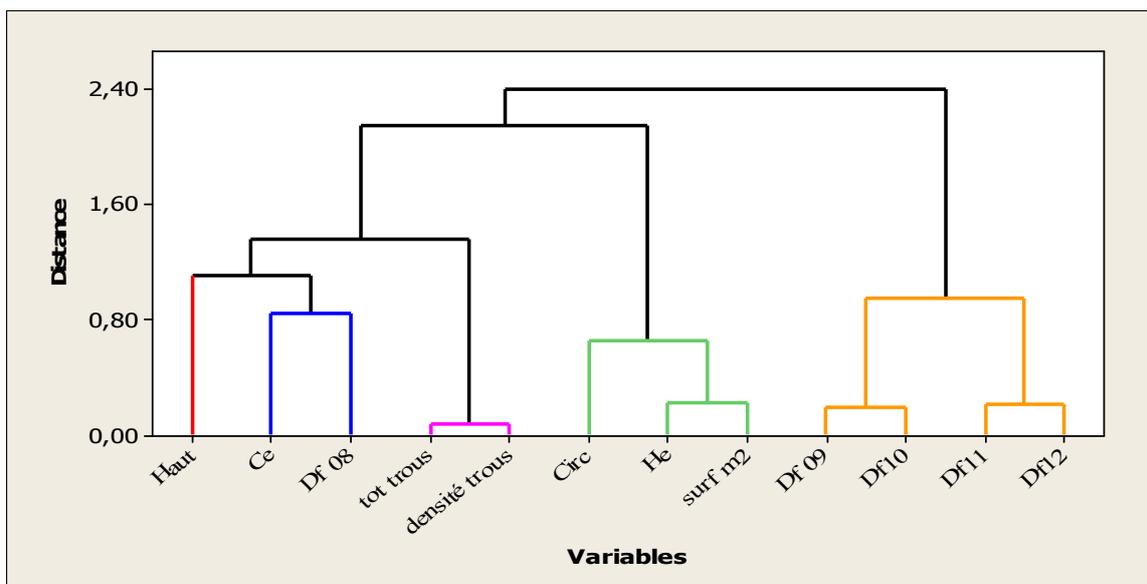


Figure VI. 3 : Dendrogramme présentant les distances euclidiennes à partir du centre (classification sur les variables du groupe 2 : caractéristiques dendrométriques et sanitaires)

La hiérarchisation de toutes les variables retenues dans la relation entre l'importance des attaques de l'insecte et les caractéristiques de son arbre hôte a été faite sur la base des résultats de l'ACP présentés dans le tableau VI. 2 et la figure VI. 4. Il ressort de ces résultats que le plan F1 X F2 fournit 59% de l'information globale ce qui est largement suffisant pour le retenir dans cette analyse (valeurs propres : 30,419 et 28,378).

Sur le plan F1, 2 facteurs contribuent fortement sur l'intensité des attaques des arbres. Il s'agit de :

1- la qualité de l'exploitation du liège de l'année 2007 représentées par le coefficient d'écorçage. Ce facteur est positivement corrélé à la densité des attaques ($r=0,410$) ou au total des trous ce qui veut dire que plus ce coefficient est plus grand, plus l'infestation de l'insecte est importante. Ceci nous amène à dire que l'exploitation excessive influe négativement sur la vigueur de l'arbre qui l'expose aux attaques par ce xylophage.

2- Le second facteur intervenant dans cette relation est l'âge des arbres. Il est représenté par la circonférence des troncs. Ce facteur est négativement corrélé au coefficient d'écorçage ($-0,505$) ce qui explique que les jeunes arbres de moins de 40ans (circonférence <70 cm) sont excessivement démasclés ($Ce>2,5$) et par conséquent les plus attaqués par l'insecte.

Le plan F2 met en évidence la relation entre l'état de santé des arbres et les attaques de l'insecte. En effet, la situation sanitaire du peuplement en 2008 soit avant la réalisation des coupes d'assainissement, positionné sur le plan négatif, est inversement corrélée à l'état de santé des arbres des années suivantes (2009-2012). Il nous semble que la dégradation profonde de la vigueur des arbres de l'année 2008 est la conséquence des conditions du milieu peu favorable des années antérieures mais aggravée par la qualité de démasclage de l'été 2007 où beaucoup de sujets ont été excessivement mis en valeur. Ceci est confirmé encore par la forte contribution positive du coefficient d'écorçage (Ce) avec l'état de santé des arbres en 2008 (Df).

Sur cet axe, l'état de santé des années 2009, 2010, 2011 et 2012 montrent une forte contribution sur le plan positif ce qui explique leur amélioration physiologique après les coupes. Cette bonne vigueur des arbres a beaucoup réduit les infestations de l'insecte. On peut dire donc que les travaux sylvicoles ont diminué manifestement la nuisibilité de l'insecte et ont permis aux arbres de reprendre leur vigueur comme système de défense contre l'insecte.

Il ressort globalement de cette analyse que le ravageur présente des préférences vis-à-vis de ses hôtes en l'occurrence les arbres traversant des situations physiologiques critiques (Belhoucine, 2008 ; Belhoucine & Bouhraoua, 2012a). L'écorçage représente naturellement une blessure (Natividade, 1950) qui cause souvent le dysfonctionnement physiologique de l'arbre. Ce dernier constitue donc un foyer privilégié et facilement détecté par les xylophages secondaires dont *P. cylindrus*. Ces insectes équipés par des petites antennes mais extrêmement sensibles aux variables de la pression osmotique arrivent à cibler leurs hôtes de loin (Chararas 1982). Ces résultats confirment bien ceux déjà obtenus par Sousa & Debouzi (1999) ; Sousa & Inacio (2005) au Portugal et Bouhraoua (2003) en Algérie.

VI.3. La mycetophagie de *P. cylindrus*

VI.3.1. Identification et description des mycangia des adultes

Comme la plupart des Platypodinae, *P. cylindrus* transporte une diversité très riche de champignons dans ses structures spécifiques appelées mycangia (Batra, 1963). Ces dernières sont deux glandes réniformes, situées au niveau du prothorax chez les deux sexes séparées par une dépression médiane. La zone trouée est plus large chez la femelle révélant son rôle dans le transport et l'inoculation, dans les galeries, des champignons servant à nourrir aussi bien les

larves que les adultes (Batra, 1963; Beaver, 1989; Moon *et al.*, 2008a, b; Kent *et al.*, 2008 ; Belhoucine *et al.*, 2001b, 2012b). Ce rôle a déjà été démontré par nombreux chercheurs pour d'autres insectes du genre *Platypus* (Farris & Funk, 1965 ; Furniss *et al.*, 1987 ; Nakashima, 1971, 1972, 1987, 1989 ; Moon *et al.*, 2012) et d'autres insectes ambrosia (six, 2003 ; klepzig & six, 2004 ; Bentz & Six, 2006 ; Six & Bentz, 2007 ; Six & Wingfield, 2011; Yuceer *et al.*, 2011). Ces glandes ont un rôle primordiale dans le contrôle du développement des champignons indésirables ainsi que le maintien des conditions favorables pour les champignons symbiotiques pendant le vol et la dispersion de l'insecte (Cassier *et al.*, 1996).

L'inoculation des champignons se produit passivement lors de l'ouverture des galeries. Le processus d'excavation provoque une augmentation des sécrétions glandulaires des mycangia stimulant la libération des spores (Francke-Grossmann, 1967; Farris & Funk, 1965). Les femelles préparent les galeries avec un mélange de sciure de bois et les excréments pour l'inoculation et le développement des champignons (Baker, 1963) dans des conditions favorables de température et d'humidité à l'intérieur des galeries (Ferreira & Ferreira, 1991).

VI.3.2. Les champignons associés au *P. cylindrus*

La présente étude sur la mycétophagie de *Platypus cylindrus* sur chêne-liège montre que les adultes et leurs larves sont associés à un grand nombre de champignons. Certains d'entre eux sont considérés comme des champignons ambrosia primaires jouant un rôle primordial dans l'alimentation de l'insecte (Batra, 1967, 1985) mais aussi, pour la plupart, connues pour leur effet phytopathogène. D'autres isolés des intestins pourraient apporter un supplément à la composition alimentaire des adultes lors de l'excavation des galeries comme *Acremonium crotocinigenum* et *Nectria mauritiicola* mais aussi des larves tout au long de leur développement telle *Cladosporium herbarum*. D'autres champignons présentent une certaine importance d'ordre économique et forestier. La première catégorie de ces champignons regroupe des espèces entomopathogènes en s'attaquant aux insectes nuisibles tandis que la deuxième contient des champignons phytopathogènes au chêne-liège ou à d'autres plantes. La dernière renferme des espèces fongiques saprophytes.

Certaines des espèces fongiques ainsi isolées dans cette étude sont déjà associées aux insectes mais d'autres semblent être nouveaux dans ce type de relation.

VI.3.2.1. Les champignons entomopathogènes

Les deux espèces isolées à savoir *Beauveria bassiana* et *Lecanicillium psalliota* (*Verticillium lecanii*) sont spécifiquement véhiculées dans les mycangia des femelles. Elles se retrouvent dans les galeries creusées dans le bois. Leur développement pourrait jouer un rôle non négligeable dans la limitation des populations de quelques insectes xylophages vivant dans le chêne-liège comme *P. cylindrus*, *Cerambyx cerdo* et même *Xyleborus monographus*. Ces deux champignons sont déjà utilisés en lutte comme biopesticides contre nombreux ravageurs dans nombreux pays (Samson *et al.*, 1988; Goettel *et al.*, 2008). En ce qui concerne *B. bassiana*, il a déjà été associé au *Platypus cylindrus* sur chêne-liège au Portugal (Inacio *et al.*, 2005 ; Henriques *et al.*, 2006, 2009) ; par contre *L. psalliota* semble nouveau pour ce type de relation.

VI.3.2.2. Les champignons phytopathogènes

La seconde catégorie renferme des champignons phytopathogènes dont certains sont des principaux agents de maladies parasitaires. Après leur introduction dans les arbres-hôtes sous forme de spores, celles-ci trouvant des conditions favorables de germination se développent en entraînant les sujets atteints vers le phénomène de déclin. Plusieurs hypothèses ont été émises pour expliquer l'action de ces champignons dans l'hôte et les mécanismes entraînant l'apparition de ce phénomène. Il s'agit de la dégradation de la lignine et de la cellulose provoquant ainsi la pourriture du bois (Krivosheina, 1991) et la formation des lésions à l'intérieur du bois en envahissant l'aubier (Harrington, 2005). Ces actions d'ordre biochimique et mécanique endommagent encore plus les vaisseaux conducteurs de sève ce qui entrave surtout la circulation de l'eau et aggrave le stress hydrique de l'arbre déjà affaibli. L'apparition des symptômes de dépérissement survient peu de temps et finira par sa mort. Ce groupe de champignons est composé d'espèces d'importance économique très variables.

1-Les champignons phytopathogènes à intérêt nutritionnel : Les Ophiostomatales

La présente étude montre que sur le chêne-liège, les adultes de *Platypus cylindrus* et leurs larves se nourrissent par un grand nombre de champignons. Certains d'entre eux, en l'occurrence les 4 espèces *Ophiostomatales* sont considérés comme des champignons ambrosia primaires jouant un rôle considérable dans l'alimentation de l'insecte (Batra, 1967; 1985). Il a été généralement admis qu'une ou plusieurs espèces fongiques sont associées à un groupe particulier d'espèces d'insectes ambrosia (Batra, 1963, Funk, 1970), néanmoins, 4 espèces Ophiostomatales dont 2 *Raffaelea* et 2 *Ophiostoma* ont été isolées à partir de *P. cylindrus* dans la présente étude. La technique qu'on a utilisée et l'utilisation de la cycloheximide dans le milieu d'isolement a facilité une meilleure récupération des espèces de ce groupe. Aussi l'utilisation de plusieurs séquences d'ADN pour l'identification des espèces appartenant à ce groupe (ITS rDNA, B-tubuline et nLSU) nous ont permis une meilleure identification et localisation de nos isolats parmi les espèces de référence de GenBank mais l'utilisation des séquences LSU rDNA semble être plus utile pour distinguer les espèces de *Raffaelea* comme déjà signalé par Harrington *et al.* (2010). Ces mêmes auteurs ont lié 6 espèces de ce groupe à *Xyleborus glabratus*. Il est donc à constater que de nombreux insectes à ambrosia sont associés à de nombreux symbiotes fongiques.

Dans cette présente étude, les 4 espèces semblent être liées à l'insecte par une relation ectosymbiotique et sont donc très importants pour la survie de l'insecte. *Raffaelea ambrosiae* et *R. montetyi* sont des champignons ambrosia primaires spécifiques au *P. cylindrus* (Arx & Hennebert, 1965; Morelet, 1998). Par contre, la relation d'*Ophiostoma stenoceras* et *O. nigrocarpum* avec l'insecte semble être nouvelle.

En dehors du rôle primordial d'ordre nutritionnel, ces champignons remplissent d'autres fonctions nécessaires pour permettre une colonisation efficace de l'hôte par l'insecte. Ils peuvent, en effet, contribuer à l'affaiblissement général de l'arbre, aider à la dégradation du bois et faciliter le processus d'ouverture des galeries et assurer la gestion équilibrée des colonies de champignons à l'intérieur. Ainsi, les champignons les plus nuisibles parmi ceux qu'on a isolés, sont sans doute représentés par les *Ophiostomatales*. Plusieurs insectes à ambrosia sont vecteurs de ces champignons provoquant des dommages redoutables aux arbres attaqués comme la Graphiose de l'orme causée par le champignon *Ophiostoma ulmi* (Buisman) Nannf et transporté par le Scolytide *Scolytus scolytus* F. (Webber & Gibbs, 1989).

Aussi, plusieurs autres *Ophiostoma* sont connus comme des champignons du bleuissement «blues stain fungi» pour leur rôle dans la coloration bleuâtre du bois causé par les hyphes pigmentés (Thwaites *et al.*, 2005).

Les espèces que nous avons pu isoler de *P. cylindrus* et de ses galeries ont déjà été associées dans de nombreux pays à d'autres insectes :

Ophiostoma nigrocarpum a été prélevée des mycangia d'autres scolytes (*Dendroctonus brevicomis* et *D. frontalis*) (Paine & Birch, 1983; Harrington & Zambino, 1990; De Beer *et al.*, 2003).

Ophiostoma quercus (se basant sur β -Tubuline et ITS rDNA), a été isolée pour la première fois, en Yougoslavie, de *Quercus pedunculata* (Georgevitch, 1926, 1927). Elle a été impliquée dans le déclin des différents chênes en Europe centrale (Cech *et al.*, 1990). En Espagne, Luque *et al.*, (2000) l'ont isolé du chêne-liège, et l'ont considéré comme l'agent commun de la décoloration du bois de beaucoup d'autres arbres (De Beer *et al.*, 2003; Geldenhuis *et al.*, 2004; Kamgan Nkuekam *et al.*, 2008). Elle est reliée à plusieurs insectes mais plus particulièrement les scolytes (Kirisits, 2004; Zhou *et al.*, 2004, 2006). En Norvège, elle a été associée au *Scolytus rafzeburgi* dans les galeries de *Betula sp.* (Linnakoski *et al.*, 2009) et avant en Finlande et en Russie (Linnakoski *et al.*, 2008).

L'identification basée sur nLSU a montré que cette même espèce est beaucoup plus proche des *Raffaelea* surtout ***R. ambrosiae*** décrite par Batra (1963) puis Arx & Hennebert (1965) comme champignon ambrosia primaire de *P. cylindrus*. Sousa (1996) et Sousa & Inacio (2005), l'ont également isolé de l'insecte et ses tunnels dans le chêne-liège au Portugal.

O. stenoceras, est véhiculée par le ravageur *Hylastes ater* où elle a été isolée de plantules endommagées de *Pinus radiata* (Reay *et al.*, 2002). De Beer *et al.*, (2003) confirment que cette espèce est un habituel saprophyte du bois en Europe et en Amérique du Nord. Cependant, Piontelli *et al.* (2006), la considèrent comme un contaminant commun du bois et des sols forestiers. Elle peut devenir potentiellement pathogène quand les conditions le permettent. Ces auteurs l'ont isolé du Buprestide *Ectinogonia buquetti* s'attaquant à l'Eucalyptus où elle cause des dégâts matériels considérables.

Le développement des *Ophiostoma* phytopathogènes, se termine souvent par la mortalité des arbres hôtes (Lim *et al.*, 2004). Pour expliquer les causes de cette mortalité, Harrington (2005) suggère qu'elle est due à l'action combinée du champignon et du xylophage secondaire qui le dissémine. Ce champignon interviendrait peut-être, beaucoup plus dans les mécanismes d'installation de la population de l'insecte en épuisant l'arbre (Lieutier *et al.*, 1989; Paine *et al.*, 1997).

Raffaelea montetyi a déjà été associée au *P. cylindrus* en France (Morelet, 1998) et au Portugal (Henriques *et al.*, 2006, 2009; Inacio *et al.*, 2008). Cependant l'effet des *Raffaelea spp.* sur le chêne-liège reste encore mal connu. Néanmoins, au Japon il a été prouvé la pathogénéicité de *Raffaelea quercivora* Kubono et Ito, champignon ambrosia primaire de l'insecte *Platypus quercivora* Murayama, comme agent causal de la mortalité massive des Fagacées, spécialement *Q. serra* Thunb, *Q. mongolia* Fich et *Q. cripula* Blume (Kubono & Ito, 2002; Kinuura & Kobayashi, 2006). En plus, un autre champignon du même genre *R. lauricola*, isolé du mycangia de l'insecte *Xyleborus glabratus* au USA a été jugé responsable du flétrissement du laurier (Freadrich *et al.*, 2008 ; Harrington *et al.*, 2008).

Des études sur le dépérissement des chênes en Europe ont montré que les champignons du complexe *Ophiostoma/ Ceratocystis* sont de fréquents pathogènes du genre *Quercus* (Badler, 1992; Delatour, 1992; Degreef, 1992). En effet, dans *Q. suber*, Santos *et al.* (1999) ont enregistré la présence d'*Ophiostoma* sp. au Portugal. Cependant, jusqu'à présent aucune espèce de ce genre n'a été associée au *Platypus cylindrus*. Mais les études phylogéniques utilisant les séquences ITS et nLSU de l'ADN ribosomal, des espèces d'*Ophiostoma* isolées dans cette étude ont montré des similitudes avec des espèces de *Raffaelea*. Ceci est confirmé aussi par les résultats basés sur les séquences SSU au Portugal (Inacio *et al.*, 2008).

2-Les autres champignons phytopathogènes

Biscogniauxia mediterranea qui est la forme imparfaite de *Hypoxylon mediterraneum* est un champignon opportuniste de faiblesse connu pour sa pathogénicité pour nombreuses essences forestières en causant leur dépérissement. C'est l'agent du stroma charbonneux des troncs et des branches de *Quercus* sp. (Mazzaglia *et al.*, 2001). Il est répandu dans toute la région méditerranéenne surtout sur chêne-liège (Santos, 2003) où il joue un rôle important dans son déclin en Europe (Portugal, Espagne et Italie) et en Afrique du nord (Nugent *et al.*, 2005). Sa relation avec les attaques du *Platypus cylindrus* a déjà été mise en évidence par Sousa & Debouzi (1993) et Santos (2002). Il est également l'agent de la maladie du chancre (canker disease) de *Quercus cerris* souffrant déjà d'un stress hydrique (Vannini & Scarascia Mugnozza, 1991). Cette situation augmente également la virulence du champignon sur chêne-liège (Luque & Girral, 1989 ; Luque *et al.*, 2008).

Botryosphaeria corticola fait partie aussi de la mycoflore phytopathogène de nombreux arbres agricoles et forestiers (*Quercus*, *Pinus*, *Eucalyptus*, etc), et d'importance économique en causant dépérissement, chancres, et brûlure des pousses (Alves *et al.*, 2004 , 2005 ; Dewet *et al.*, 2008 ; Barber *et al.*, 2005).

Il est considéré comme l'un des facteurs contribuant au déclin des subéraies méditerranéennes (Becker & Levey, 1982; Luque & Girbal, 1989; Bakry & Abourouh, 1995; Sanchez *et al.*, 2003). L'intensité de sa pathogénicité augmente lorsque la plante souffre d'un stress hydrique (Slippers & Wingfield, 2007) provoquant en général, sa mort qui survient 2 à 3 ans après l'apparition des symptômes (Luque & Pera, 2000). Son rapport avec les insectes a été rapporté par Erbilgin *et al.* (2007) après l'avoir isolé en Californie, de *Quercus agrifolia*. Cependant, aucune étude n'a signalée son association avec *P. cylindrus*.

Geosmithia langdonii appartenant à un genre dont les représentants font partie de la mycoflore des galeries des insectes *ambrosia* (Kirshner, 2001 ; Kolarik *et al.*, 2005). Les vecteurs les plus connus sont les coléoptères Curculionidae Scolytinae (Kolarik *et al.*, 2004, 2005, 2007, 2008, 2010). Cependant les Platypotinae dont le genre *Platypus*, reste un groupe d'insectes non encore lié à ces champignons. En effet, l'isolement de *G. langdonii* du *P. cylindrus* sur *Quercus suber* constitue par conséquent une nouvelle association avec ce type de ravageur. Une autre espèce du même genre *G. fassatae* a été isolée de certains chênes tels *Quercus pubescens* et *Q. agrifolia* présentant des attaques d'insectes (Erbilgin *et al.*, 2007) et *G. morbida* s'attaquant au noyer noir (Kolarik *et al.*, 2010). L'effet des *Geosmithia* sp. sur les arbres reste encore mal connu mais certaines études confirment qu'elles ont un potentiel phytopathogène non négligeable (Cizkova *et al.*, 2005 ; Scala *et al.*, 2005).

Des représentants du genre *Acremonium* ont été souvent considérés comme phytopathogènes causant de graves lésions aux plantes (Vicente *et al.*, 1999). Certains ont déjà fait leur apparition dans des relations avec *P. cylindrus* et beaucoup d'autres insectes ambrosia (Francke-Grosmann, 1967 ; Sousa & Inacio, 2005 ; Henriques, 2007). L'espèce *A.crotocinigenum* isolée du *P. cylindrus* est qualifiée comme agent causal d'une maladie foliaire reconnue par ses tâches rouge-marrons sur les feuilles de *Syngonium podophyllum* (Uchida & Aragaki, 1982).

Les *Nectria* sp. dont *Nectria mauritiicola* sont connues comme phytopathogènes (Vujano *et al.*, 2007). Ils peuvent provoquer à titre d'exemple des symptômes de mal formations des troncs avec coloration de l'aubier de *Pinus radiata* (Dick & Crane, 2009) et des maladies nécrotiques de *Fagus sylvatica* L. (Mihal *et al.*, 2009). Ce champignon est associé à quelques insectes s'attaquant souvent à *Ulex europaeus* L. en New Zealand (Yamoah *et al.*, 2008) mais la littérature ne donne aucune information ni sur sa présence sur *Quercus suber* ni sa relation avec *Platyus cylindrus*.

Scytalidium lignicola est un organisme composant la mycoflore naturelle. Il peut devenir phytopathogène dans quelques biotypes où il a été déclaré comme cause de la maladie de certains arbres au Brésil (Oren *et al.*, 2001). Sa relation avec *P. cylindrus* a été rapportée par Sousa (1996) qui a pu l'isoler à partir des galeries du chêne liège au Portugal.

Chaetomium globosum est connu responsable de la détérioration du bois par la production d'enzymes spécifiques (Popescu *et al.*, 2010 ; 2011). Un représentant du genre a été prélevé des galeries de *P. cylindrus* (Henriques *et al.*, 2006, 2009).

Les *Phoma* sp sont souvent considérés comme de sérieux phytopathogènes (De Gruyter *et al.*, 2009). En effet *P. glomerata* a été reliée avec la maladie de *Salvinia molesta* D.S. Mitchell en Inde (Bengalore) (Sreerama Kumar *et al.*, 2005). Leur relation avec l'insecte est nouvelle.

La majorité des *Alternaria* sp sont nuisibles en causant d'importants dégâts économiques à plusieurs types de récoltes dans le monde (Rotem 1994; Pryor & Gilbertson, 2000). Sur les arbres à bois dur, *Alternaria alternata* et *A. infectoria*, ont prouvé leur pathogénéicité en provoquant la maladie des rameaux (Erbilgin *et al.*, 2007). L'association *Alternaria* sp / *P. cylindrus* a été signalée par Cassier *et al.* (1996).

Parmi d'autres champignons phytopathogènes aux plantes herbacées, on cite *Phaeoacremonium inflatipes* responsable de nombreuses maladies affectant *Vitis vinifera* L dans plusieurs pays du monde dont l'Esca et « Petri disease » (Santos *et al.*, 2005), *Gnomonia petiolorum* (Barr, 1978 ; Morocco, 2006) et *Ulocladium botrytis* sur *Orobanche crenata* (Müller-Stöver & Jürgen, 2005).

L'action phytopathogène et antifongique des espèces d'*Ulocladium*, est sûrement due aux composés chimiques qu'elles produisent, citons les curvularins spécifiques à *Ulocladium atrum* (Andersen & Hollensted, 2008). La pipérine, terpestacine et l'acide ténuazonique ont été rapportés à partir de souches non identifiées de *Ulocladium* (Dahiya *et al.*, 1988; Schlegel *et al.*, 2001), dodécane et ulocladol, ont été signalés dans deux souches différentes de *Ulocladium botrytis* (Girisham *et al.*, 1986; Höller *et al.*, 1999). Ulocladol a également été détectée dans une souche de *U. chartarum* (Sviridov *et al.*, 1992) l'infectopyrone chez une souche de *Ulocladium consortiale* (Larsen *et al.*, 2003). Andersen & Hollensted (2008) des espèces d'*Ulocladium*.

VI.3.2.3. Les autres champignons

Ce groupe de champignons est représenté par les espèces fongiques saprophytes tels *Penicillium*, *Aspergillus*, *Hypocrea*. Les espèces appartenant à ces genres ont toujours été prélevés de plusieurs habitats dont les galeries d'insectes xylophages. Cependant, leur rôle dans ces tunnels n'a jamais été défini. En revanche, *Hypocrea lixii* pourrait agir comme antifongique, appliquant une forte action antagoniste sur d'autres champignons comme *Fusarium oxysporum* au niveau des galeries (Samuels, 1996 ; Hermosa *et al.*, 2000).

Cladosporium, *Trichocladium*, *Hemicola* et *Umbellopsis*, contaminants de bois déperissant, n'ont jamais été reliés au *P. cylindrus*. Leur relation avec l'insecte est nouvelle.

Enfin le champignon *Corioloopsis gallica* connu comme l'agent de la putréfaction blanche des plantes, présente un *intérêt* industriel particulier par ses facultés extraordinaires dans la production de nombreuses enzymes extracellulaires capables de dégrader la lignine et la cellulose telle la laccase. Cette dernière est largement employée dans l'industrie papetière pour la décoloration du papier (Jordaan & Leukes, 2003).

CONCLUSION GENERALE
ET
PERSPECTIVES

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

Platypus cylindrus (Col., Platypodinae) a été considéré, durant ces dernières années, comme un des plus importants agents biotiques directement impliqués dans le dépérissement du chêne-liège observé dans de nombreux pays du bassin méditerranéen. Comme tout insecte ambrosia, ce ravageur établit des relations symbiotiques avec les champignons qu'il véhicule dans ses mycangia. Ces champignons sont nécessaires au déroulement du cycle de vie de l'insecte à l'intérieure des galeries de l'arbre hôte puisqu'ils constituent sa seule source nutritionnelle durant tous les stades de sa vie. La connaissance de la microflore associée au ravageur et la mise en relief des fonctions jouées par chaque champignon dans l'interaction insecte- champignon- chêne-liège, l'étude de son cycle biologique dans les galeries et les modalités d'infestation, s'avèrent indispensables pour mieux comprendre les stratégies d'attaque du ravageur et appliquer par conséquent les méthodes efficaces de lutte contre lui afin d'assurer une bonne protection de la forêt.

Les travaux de recherche qu'on a entrepris au niveau de la forêt domaniale de M'Sila, entre mai 2008 et juillet 2012 sur la mycétophagie, la biologie dans le bois et l'épidémiologie de cet insecte nous ont permis d'obtenir beaucoup de résultats très intéressants dont certains sont originaux et non encore signalés par la bibliographie.

Avant tout, la station qu'on a choisie est un jeune peuplement artificiel dont l'âge moyen ne dépassent guère les 40 ans (circonférence <70cm). Ce peuplement est issu d'un reboisement originellement opéré en 1960 par les colons français selon les archives forestières. Après l'indépendance, les vides laissés par la disparition des plants pour diverses raisons ont été à maintes reprises regarnis par de nouvelles plantations depuis les années 70. Ceci s'explique par la grande variabilité des circonférences et par conséquent l'hétérogénéité des âges des arbres de notre peuplement. On ignore malheureusement les dates exactes de ces plantations car elles ne sont pas transcrites dans les documents forestiers comme celui où on a noté la date de la première plantation en l'occurrence « Relevés des travaux effectués dans la forêt domaniale de M'Sila entre 1883 et 1961 ». Ce peuplement est mis en valeur en 2007 soit 47 ans après son installation ce qui représente à notre avis un retard de plus d'une décennie car il devait être démasclé en 1997 autrement dit à l'âge de 37 ans au moins. Ceci nous renseigne sur l'absence d'une gestion forestière adéquate permettant de rationaliser l'exploitation de cette ressource tout en assurant sa pérennité par l'apport des soins sylvicoles propres.

Cette exploitation du liège a été malheureusement assurée par une main d'œuvre qu'on juge moins qualifiée. Ceci est expliqué par l'hétérogénéité dans les modalités de la levée du liège ; la hauteur d'écorçage des arbres arrive jusqu'à 2,5m et le coefficient d'écorçage dépasse 2,5 et peut arriver jusqu'à 3,5. Cette catégorie d'arbres excessivement démasclés représente une nette dominance dans le peuplement. Cette mauvaise qualité d'écorçage a influé négativement sur la physiologie des sujets en question.

Les résultats des 5 inventaires de notation de l'état des cimes des arbres, réalisées entre 2008 et 2012, et basés principalement sur le déficit foliaire, nous ont permis de distinguer deux phases de l'état de santé du peuplement :

(i) la première en 2008 soit l'année du démarrage de notre travail de recherche : le peuplement se trouve dans un mauvais état de santé caractérisé par une forte présence d'arbres dépérissants de la classe 3 du déficit foliaire (18%). Il appartient en effet à la catégorie sanitaire de « *début de dépérissement ou affaiblissement* » avec un indice de santé (Is) calculé de l'ordre de 1,84. Dans ce peuplement, les symptômes de dépérissement des arbres sont apparents ; on cite des sujets moribonds, des dessèchements généralisés de la cime, des transparences plus marquées des houppiers résultant d'une mortalité partielle de l'arbre consécutive au dessèchement d'une ou plusieurs branches maîtresses. Un grand nombre de rameaux et de branchettes morts sont également présents par taches ou même disséminés dans la frondaison. Les ramifications secondaires manquent fréquemment et les pousses sont assez courtes (<10 cm) voire très courtes (<5cm). Les branches mortes composant plus de 50% du houppier disparaissent avec la ramification ce qui entraîne une visualisation totale du squelette de l'arbre.

(ii) la seconde phase (2009- 2012) : le peuplement est caractérisé par une amélioration contrastée de l'état général de la santé du peuplement. Ce dernier est qualifié comme « *sain* » ($1,45 < Is < 1,55$) et ce suite aux travaux sylvicoles représentés par les coupes d'arbres morts dépérissants effectués en hiver 2009. Ces coupes ont concerné 21% de l'effectif global, ce qui est élevé.

Les résultats du suivi de la biologie du ravageur dans les galeries de bois entre mai 2008 et juillet 2010 nous ont permis d'approfondir encore nos connaissances sur la vie de l'insecte et les dégâts qu'il cause aux arbres hôtes. Ces résultats ont montré une répartition temporelle particulière des différents stades biologiques en révélant la coexistence, pendant toute la période d'observation d'au moins 3 écophases mais avec des taux variables. En effet, les adultes ainsi que les larves sont présents tout au long de la période d'expérimentation. Ces stades constituent la majorité de la population prélevée. Les œufs et les nymphes sont presque absents pendant la période hivernale mais ils apparaissent en printemps et devenant de plus en plus importants au fur et à mesure que l'atmosphère s'échauffe.

Globalement, les modalités de répartition temporelle des différents stades du ravageur dans le bois ne diffèrent pas grandement de celles déjà obtenues par Bouhraoua et Villemant (2010) dans la même forêt et même par d'autres auteurs tels Sousa et Inacio (2005), Tilbury (2010). A travers cette étude, on peut dire qu'en Algérie et plus particulièrement à l'ouest (Oran), l'état de connaissance de la biologie de l'insecte dans les galeries est satisfaisant pour qu'on puisse établir un schéma global de son cycle. Néanmoins, des études ultérieures plus approfondies sont jugées nécessaires pour maîtriser encore plus cet aspect car nombreux éléments restent à élucider comme la colonisation initiale et l'installation des couples, la date de mortalité de l'hôte et les chances de l'achèvement du cycle biologique, la biologie dans une autre zone naturelle en l'occurrence la montagne, etc,

L'épidémiologie de l'insecte montre que les adultes sont à leur plus grande activité de colonisation en été, soit entre juin et août. Les mâles s'acquièrent alors un arbre propice pour s'y réfugier. Le mécanisme d'infestation des arbres ressemble à celui de la plupart des platypodides (Baker, 1963). Le mécanisme de sélection des hôtes n'est pas totalement éclairci ; il dépend probablement de stimulations complexes, en particulier olfactives (Chararas, 1979 ; Byers et al., 1985). D'autres facteurs pourraient avoir une influence sur le

choix des arbres à attaquer comme la composition et la concentration en substances volatiles, l'humidité du bois, la pression osmotique et le flux de la sève (Graham, 1968 ; Sousa *et al.*, 2005) et l'odeur de sa fermentation (Tilbury, 2010). Certains troncs semblent être plus attractifs que d'autres. La forte densité d'attaque du ravageur suggère l'existence de mécanismes d'attractions complexes impliquant la production de kéronome et de phéromone d'agrégation (Algarvio, 2000 ; Sousa & Inacio, 2005).

Après la colonisation de l'arbre, le mâle commence le forage d'un couloir d'entrée de quelques centimètres (Sousa, 2002 ; Bouhraoua & Villemant, 2010 ; Bright & Stark, 1973 ; Tilbury, 2010). Après accouplement, la femelle continue à creuser la galerie utilisant ses fortes pièces buccales en l'occurrence les mandibules, servant à arracher et couper les fibres de bois que le mâle expulse à l'extérieure sous forme de sciure grâce à ses pattes plates et tranchantes. La galerie ainsi formée doit être tenue propre pour l'inoculation des champignons ambrosia, pour nourrir l'insecte et sa progéniture (Bright & Stark, 1973 ; Bouhraoua & Villemant, 2010 ; Belhoucine *et al.*, 2011b, 2012b).

Compte tenu des résultats précédents, le contrôle direct des populations de l'insecte utilisant la lutte intégrée, semble difficile puisque l'insecte passe presque tous les stades de sa vie caché à l'intérieur de l'arbre.

Les attaques de l'insecte sur chêne-liège ne sont pas aléatoires ; elles semblent être liées à certaines caractéristiques dendrométriques et d'exploitation des arbres. En effet, les jeunes arbres (< à 40 ans) et excessivement démasclés ($C_e > 2.5$) sont les plus infestés. Ces arbres privilégiés présentent souvent des troubles physiologiques profonds manifestant des signes de dépérissement particuliers. Cependant, deux principaux facteurs contribuent fortement sur les intensités d'attaque des arbres. Il s'agit de :

1- la qualité de l'exploitation du liège de l'année 2007 évaluée par le coefficient d'écorçage. Ceci est confirmé par la corrélation positive avec la destinée des attaques ou total des trous ce qui veut dire que plus ce coefficient est plus élevé, plus il affecte la vigueur de l'arbre et par conséquent l'infestation de l'insecte est plus importante.

2- l'état sanitaire des arbres : ce facteur n'est pas nouveau dans cette relation mais il vient de confirmer encore le caractère secondaire du xylophage. Une corrélation positive lie l'intensité des attaques à la vigueur des arbres. En effet, les arbres dépérissants à affaiblis sont les plus attaqués par des fortes densités dépassant dans la majorité des cas les 200 trous/m².

Le choix des arbres les plus propices, pour l'insecte, à la colonisation peut aussi dépendre d'autres caractéristiques liées à l'hôte tel un écorçage récent et important. L'insecte pourrait être attiré par les composés volatiles émis après l'extraction du liège (Sousa, 1996). C'est le cas des arbres composant notre station d'observation, démasclés en été de l'année 2007. En effet, il ressort de cette analyse que le ravageur présente des préférences vis-à-vis de ses hôtes notamment ceux traversant des situations physiologiques critiques (Belhoucine, 2008 ; Belhoucine & Bouhraoua, 2012a).

Il ressort de cette première partie de l'étude que la surveillance permanente du peuplement est indispensable afin de mettre en évidence les premières manifestations du ravageur. Une fois installé, on devrait suivre son évolution dans le temps et dans l'espace. Avant de décider de

toute programmation d'exploitation du liège, on devrait évaluer l'état de santé du peuplement et le degré d'infestation de l'insecte. On doit s'abstenir de tout écorçage si le peuplement est affaibli et manifeste des signes d'attaque de l'insecte car toute levée du liège dans ces conditions, expose la majorité des arbres à des colonisations ultérieures massives qui se terminent le plus souvent par leur mortalité certaine. Avec le temps, et vu que les opérations de reboisement connaissent actuellement des échecs arrivant jusqu'à 100% pour des raisons diverses, l'aire de la suberaie de M'Sila se rétrécira davantage et mettra ce patrimoine forestier en danger de disparition. Ceci impose une gestion forestière adéquate si on veut maintenir cette ressource, le développer pour produire durablement son liège.

Par ailleurs, la composition fongique associée au *Platypus cylindrus* sur chêne-liège est très riche et variable. La première liste compte 42 espèces appartenant à 11 ordres systématiques. L'importance relative des champignons isolés est très variable et discutable. Beaucoup d'espèces interviennent, dans l'alimentation de l'insecte et la présence des Ophiostomatales dans toutes les sources de prélèvement, explique leur inclusion dans cette mycétophagie. D'autres isolés des intestins pourraient apporter un supplément à la composition alimentaire des adultes lors de l'excavation des galeries comme *Acremonium crocoginigenum* et *Nectria mauritiicola* mais aussi des larves tout au long de leur développement telle *Cladosporium herbarum*. D'autres champignons présentent une certaine importance d'ordre économique et forestier. La première catégorie regroupe des espèces entomopathogènes en s'attaquant aux insectes nuisibles comme *Beaveria bassiana* déjà associée au platype au Portugal (Henriques 2009) et *Lecanicillium psalliota* dont la relation avec l'insecte semble nouvelle. La seconde, contient des champignons phytopathogènes au chêne-liège ou à d'autres plantes.

Certaines des espèces fongiques ainsi isolées, dans cette étude, sont déjà associées aux insectes mais semblent être nouveaux pour la relation avec le platype, notons *Ophiostoma stenoceras* et *O. nigrocarpum*, *Botryosphaeria corticola*, *Geosmithia langdonii*, *Nectria mauriticola*.

D'autres encore semblent être nouveaux dans la relation insecte- champignons- chêne-liège. C'est le cas de *Phoma glomerata*, *P. exigua*, *Phaeoacremonium inflatipes*, *Gnomonia petiolorum*, *Ulocladium botrytis*, *U. consortiale*, *Trichocladium asperum*, *Humicola grisea Umbellopsis isabellina*, et *Corioloopsis gallica*.

Les Ophiostomatales sont considérés comme des champignons ambrosia primaires jouant un rôle primordial dans la survie de l'insecte (Batra, 1967, 1985) mais aussi, pour la plupart, connues pour leur effet phytopathogène.

Il a été généralement admis qu'une ou plusieurs espèces fongiques sont associées à un groupe particulier d'espèces d'insectes ambrosia (Batra, 1963, Funk, 1970), néanmoins, 4 espèces Ophiostomatales dont 2 *Raffaelea* et 2 *Ophiostoma* ont été isolées à partir de *P. cylindrus* dans la présente étude. L'utilisation de plusieurs séquences d'ADN pour l'identification des espèces appartenant à ce groupe (ITS rDNA, B-tubuline et nLSU) nous ont permis une meilleure identification et localisation de nos isolats parmi les espèces de référence de GenBank mais l'utilisation des séquences LSU rDNA semble être plus utile pour distinguer les espèces de *Raffaelea* comme déjà signalé par Harrington *et al.* (2010).

Dans la présente étude, les 4 espèces semblent être liées à l'insecte par une relation symbiotique et sont donc très importants pour la survie de l'insecte. *Raffaelea ambrosiae* et *R. montetyi* sont des champignons ambrosia primaires spécifiques au *P. cylindrus* (Arx & Hennebert 1965; Morelet, 1998). Par contre, la relation d'*Ophiostoma stenoceras* et *O. nigrocarpum* avec l'insecte semble être nouvelle.

En dehors du rôle primordial d'ordre nutritionnel, ces champignons remplissent d'autres fonctions nécessaires pour permettre une colonisation efficace de l'hôte par l'insecte. Ils peuvent, en effet, contribuer à l'affaiblissement général de l'arbre, aider à la dégradation du bois, faciliter le processus d'ouverture des galeries et assurer la gestion équilibrée des colonies de champignons à l'intérieur.

D'autres champignons phytopathogènes isolés dans la présente étude sont présentés par *Biscogniauxia mediterranea*, *Botryosphaeria corticola*, *Geosmithia langdonii*, etc.

Le transport et l'inoculation de ces champignons par *P. cylindrus* dans l'arbre hôte, peut avoir des conséquences catastrophiques pour le rôle que pourraient avoir certains dans le dépérissement des subéraies. Cette association semble jouer donc un rôle déterminant dans les stratégies d'installation de l'insecte en affaiblissant les capacités de défenses de l'arbre hôte. Des résultats obtenus par Bouhraoua *et al.* (2002) et Belhoucine (2008), sur terrain, confirment que la mortalité des arbres ainsi enregistrée survient soit suite aux attaques massives de l'insecte soit à l'action combinée insecte/champignons. Dans ce dernier cas, la mort précoce de certains arbres légèrement infestés a été attribuée plutôt à l'action aggravante des champignons phytopatogènes disséminés par le ravageur qu'à l'action du ravageur lui-même.

Les champignons saprophytes associés au platype dans cette étude sont nombreux. On cite *Penicillium* sp, *Aspergillus* sp, *Hypocrea lixii*, *Cladosporium herbarum*, *Trichocladium asperum*, *Hemicola grisea*, *Umbellopsis isabellina*, etc.

Des recherches plus poussées à entreprendre dans l'avenir pourront déceler beaucoup d'autres champignons complétant davantage la liste des champignons ambrosia associés au Platype.

L'action des champignons phytopatogènes sur l'arbre et l'action de chacun d'eux dans le cycle de dépérissement du chêne-liège doivent être mises en évidence par des tests de pathogénéicité.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- A.E.F.C.O. 1914.** Fascicule de gestion de la forêt domaniale de M'sila de 1861 à 1950. Cantonnement d'Oran, Non paginé.
- A.E.F.C.O. 1961a.** Relevés des travaux effectués dans la forêt domaniale de M'Sila entre 1883 et 1961. N°1, de 1883 à 1938. N°2, de 1939 à 1961, Inspection d'Oran. Non paginé.
- A.E.F.C.O. 1961b.** Relevés des produits constatés dans la forêt domaniale de M'Sila entre 1883 et 1961, Inspection d'Oran. Non paginé.
- Aafi, A. 2006.** La Mamora. *Encyclopédie du Maroc*, N°21 : 7199-7200.
- Abbott, S.P. 2002.** Insects and other arthropods as agents of vector-dispersal in fungi. <http://www.temperature.com/pdf/AbbottInsectdispersal.pdf> (consulté le 03/02/2008).
- Abdelghafour H. 1974.** Le développement de la forêt algérienne par le reboisement et son insertion dans l'économie nationale. Mémoire : université Montpellier. 84p
- Agrios, G.N. 2005.** Plant Pathology. 5^a ed., Elsevier Academic Press, USA, 922 pp.
- Aime, S. 1976.** Contribution à l'étude écologique du chêne-liège. Etude de quelques limites. Thèse Doctorat de spécialité, univ. NICE, France, 180 p.
- Aime, S. 1991.** Etude écologique de la transition entre les bioclimats sub-humide, semi-aride et aride dans l'étage thermo- méditerranéen du tell oranais (Algérie occidentale). Thèse Doct. Es. Sci. Univ. Aix- Marseille III, 189p+ annexes.
- Algarvio, R. 2000.** Feromonas de agregação em *Platypus cylindrus* Fab. (Coleoptera: Platypodidae): Evidência Electrofisiológica. Trabalho de Fim de Curso na Licenciatura em Biologia, Universidade de Évora, Évora, 56 pp.
- Alili, N. 1983.** Contribution à l'étude de la régénération du chêne liège dans la forêt domaniale de Beni Ghobri (Tizi Ouazou). Thèse d'Ing, I N A, El Harrach. 53 p.
- Alves, A., Correira, A., Luque, J., & Phillips, A . 2004.** *Botryosphaeria corticola*, sp. nov. on *Quercus* species, with notes and description of *Botryosphaeria stevensii* and its anamorph, *Diplodia mutila*. *Mycologia*, 96(3): 598-613.
- Alves, A., Phillips, A.J.L., Henriques, I. & Correira, A. 2005.** Evaluation of amplified ribosomal DNA restriction analysis as a method for identification of *Botryosphaeria* species. *FEMS Microbiol. Lett.*, 245: 221-229.
- Amandier, L. 2002.** La subéraie : biodiversité et paysage. (en ligne). Vivexpo biennale Du liège et de la forêt méditerranéenne. Colloque biodiversité et paysage, 21 Mai 2002, Vivès (Perpignon). www.vivexpo.org. (consulté le 03/02/2008).
- Amandier, L. 2005.** Suberaie de l'Algarve fin 2005: une forêt en train de dépérir. Rapport du Voyage en Algarve (Portugal) 15-16 décembre.

Americo, M.S., Carvalho, M. & Graça J.A.R. 2009. Cork bottle stoppers and other products. Pp 59- 69. In: J. Aronson, J.S. Pereira & J.G. Pausas (eds). Cork oak woodlands on the edge. Ecology, adaptive management and restoration. Island Press, Abingdon, Oxfordshire, UK.

Ames, L.M. 1963. A monograph of the Chaetomiaceae. – 125 p. Washington

Andersen, B. & Hollensted M. 2008. Metabolite production by different *Ulocladium* species. International Journal of Food Microbiology 126 : 172–179

Anonyme (G.G.A), 1927. Instruction sur les travaux d'exploitation dans les forêts de chêne-liège. Im p. Vve D. Braham, Constantine, 98 p.

Anonyme, 2007. Etat récapitulatif de la récolte du liège (1991- 2007).1p

Arbez, M. & Lacaze, J.F. 1999. Les ressources génétiques forestières en France. Tome II. Les feuillus, INRA, BRG, Paris, 408p.

Arx, J.A. Von & Hennebert, G.L. 1965. Deux champignons ambrosia. Mycol. Mycopath. Appl., 25: 309-315.

Arx, J. A. Von, Guarro, J. & Figueras M. J. 1986. The Ascomycete genus *Chaetomium*. – Beih. Nova Hedwigia 84: 1–162.

Atkinson, T.H. 1989. The Species of *Platypus* of Florida (Coleoptera: Platypodidae). Fla. Dept. Agr. & Consumer Serv. Entom. Circ. No. 321. 4 p.

Atkinson, T.H. 2004. Ambrosia beetles, *Platypus* spp. (Insecta: Coleoptera: Platypodidae). Document no. EENY-174, University of Florida, pp. 1-7.

Atkinson, T.H. 2005. Ambrosia beetles, *Platypus* spp. (Insecta: Coleoptera: Platypodidae) UF. University of Florida. IFAS Extension.

Aubert, G. & Monjauze, A. 1946. Observations sur quelques sols de l'Oranie Nord Occidentale- Influence du reboisement, de l'érosion, sur leur évolution (I) Compte-rendu du sommaire des séances de la Société de Biogéographie, t.23, n°199.pp. 44-51.

Axelrod, D.I. 1983. Biogeography of oaks in the Arct-Tertiary province Annals of the Missouri Botanical Garden 70: 629-657

Ayres, M.P. & Lombardero, M.J. 2000. Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. The Science of the Total Environment 262: 263–286.

Badler, H. 1992. Pathogenicity of *Ceratocystis* spp. in oaks under stress. In Proceedings of an International Congress "Recent Advances in Studies on oak decline", Selva di Fasano (Brindisi), Italy, pp. 31-37.

Baker, J.M. 1960. In Ambrosia beetle research in West Africa. Rept. 7th Commonwealth Entomol. Conf. 1960, p. 94.

Baker, J.M. 1963. Ambrosia beetle and their fungi, with particular reference to *Platypus cylindrus* Fab. Symp. Soc. General Microbiol., 13: 323-354.

Baker, J.M. & Kreger-Van, R.I.J.N.J.W. 1964. *Endomycopsis platypodis* sp.n. (Ascomycetes): an auxiliary ambrosia fungus of *Platypus cylindrus* Fab. (Col. Platypodidae) Antonie van Leeuwenhoek 30: 433-441.

Baker, J.M. 1965. Aspects of the life history of the ambrosia beetle *Platypus cylindrus* F. Proc 12th International Congress of Entomology 1964, 2, 694-695.

Baker, J.M. & Norris, D.M. 1968. A complex of fungi mutualistically involved in the nutrition of the Ambrosia beetle *Xyleborus ferrugineus*. Journal of Invertebrate Pathology, 11: 246-250.

Baker, D.M. & Minor, H.C. 1987. Infection of immature soybean pods and seeds by *Phomopsis longicolla*. Can. J. Microbiol., 33: 797-801.

Bakke, A. 1983. Host tree and bark beetle interaction during a mass outbreak of *Ips typographus* in Norway. Zeitschrift für Angewandte Entomologie 96: 118-125.

Bakry, M. & Abourouh, M. 1996. Nouvelles données sur le dépérissement du chêne-liège (*Quercus suber* L.) au Maroc. Ann. Rech. Maroc, 29: 24-39.

Bakry, M., El Antry, S., Satrani, B. & Oubrou, W. 1999. Les facteurs de dépérissement des subéraies marocaines. Integrated Protection in Oak Forests OBC/wprs Bull. 22(3), 1999. pp37- 39.

Balachowsky, A.S. 1949. Faune de France Coléoptères Scolytides. 50, Lechevalier (Ed.), Paris, 320 pp.

Balachowsky, A. S., Chevalier, M., Cuille, J., Grison, P., Hoffmann, A., Jourdheuil, P., Labeyrie, V., Remaudiere, G., Steffan, J.R., Touzeau, J. & Vilardebo, A. 1963. Famille des Platypodidae. In : "Entomologie appliquée à l'agriculture". Tome II. Coleoptères. Balachowsky, A. S (Ed). Masson et Cie, 1289-1291.

Barber, P.A., Burgess, T.I., Hardy, G.E.S.J., Slippers, B., Keane, P. & Wingfield, M.J. 2005. *Botryosphaeria* species from *Eucalyptus* in Australia are pleoanamorphic, producing *Dichomera* synanamorphs in culture. Myc. Res., 109: 1347-1363.

Barbey, A. 1925. Traité d'entomologie forestière. BergerLevrault, Paris, 749 p.

Barnett, H.L. et Hunter, B.B., 1998. Illustrated Genera of Imperfect Fungi. 4^a ed, Burgess Publishing Company, Minnesota, USA, 223 p.

Barr, M.E. 1978. The Diaporthales in North America, with emphasis on *Gnomonia* and its segregates. Mycologia Memoirs 7, 232 p.

Barr, M.E. 1987. Prodrum to Class Loculoascomycetes. Barr, Amherst, Massachusetts, p. 168.

Barras, S.J. 1970. Antagonism between *Dendroctonus frontalis* and the fungus *Ceratocystis minor*. Annals of the Entomological Society of America 63: 1187-1190.

- Batra, L.R. 1963.** Ecology of ambrosia fungi and their dissemination by beetles. Trans. Kansas Acad. Sci., 66: 213-236.
- Batra, L.R. 1966.** Ambrosia fungi: Extent of specificity to ambrosia beetles. Science, 153: 193-195.
- Batra, L.R. 1967.** Ambrosia fungi: a taxonomic revision, and nutritional studies of some species. Mycologia, 59: 976-1017.
- Batra, L.R. 1985.** Ambrosia beetle and their associated fungi: Research trends and techniques. Proc. Indian. Acad. Plant. Sci., 49: 137-148.
- Beaver, R.A. 1989.** Insect-fungus relationships in the bark and ambrosia beetles. In: Wilding, N., Collins, N.M., Hammond, P.M. & Webber, J.F. (eds.). Insect-fungus interactions. Academic Press, London, UK. pp. 121-143.
- Beaver R.A. & Shih T.H. 2003.** Checklist of Platypodidae (Coleoptera: Curculionoidea) from Taiwan. Plant Prot. Bull. 44: 75- 90, 2003.
- Beaver, R.A., 2005.** New synonymy in Taiwanese ambrosia beetles (Coleoptera: Curculionidae: Platypodinae). *Plant prot. Bull.* 47: 195- 200, 2005.
- Becker, M. & Levey, G. 1982.** Le dépérissement du chêne-liège en forêt de Tronçais. Les causes écologiques. Ann. Sci. For., 39: 439-444.
- Becker, M. 1987.** Bilan de santé actuel et rétrospectif du Sapin (*Abies alba Mill.*) dans les Vosges. Etude écologique et dendrochronologiques. Ann. Sci. For., 44: 379-402.
- Belhoucine, L., Bouhraoua, R.T., Dahane B. & Pujade-Villar J. 2011a.** Aperçu biologique du *Platypus cylindrus* (Fabricius, 1792) (Coleoptera, Curculionidae: Platypodinae) dans les galeries du bois de chêne-liège (*Quercus suber L.*). *Orsis* 25: 105-120.
- Belhoucine, L. 2008.** Etude bioécologique du *Platypus cylindrus* (Col., Platypodidae) dans la subéraie de M'Sila (Oran): Etude particulière des champignons qui lui sont associés. Mémoire de Magister, Dep. Forest. Fac. Sci. Univ. Tlemcen. p.120.
- Belhoucine, L., Bouhraoua, R.T., Meijer, M., Houbraken, J., Harrak, M.J., Samson, R.A., Equihua-Martinez, A, & Pulade-Villar. J. 2011b.** Mycobiota associated with *Platypus cylindrus* (Coleoptera: Curculionidae, Platypodidae) in cork oak stands of North West Algeria, Africa. African Journal of Microbiology Research Vol. 5: 4411-4423.
- Belhoucine, L. & Bouhraoua, T.R., 2012a.** Evolution spatio-temporelle des attaques de *Platypus cylindrus* (Coleoptera, Platypodidae) dans un jeune peuplement de chêne-liège après démasclage: cas de la subéraie de M'Sila (Nord Ouest Algérie). Integrated Protection in Oak Forests IOBC/wprs Bulletin Vol. 76: 201-204
- Belhoucine, L., Bouhraoua, R.T., Harrak, M.J & Samson R.A. 2012b.** Les champignons associés à *Platypus cylindrus* (Coleoptera, Platypodidae) dans une subéraie nord ouest d'Algérie: cas des champignons nuisibles. Integrated Protection in Oak Forests IOBC/wprs Bulletin Vol. 76: 109-116

- Bellarosa, R. 2000.** Introduction: brief synthesis of the current knowledge on cork oak. Pp 11-22 in: Evaluation of genetic resources of cork oak for appropriate use in breeding and gene conservation strategies. Handbook. Concerted action. FAIR 1 CT 95-0202. INIA-Estação Florestal Nacional, Portugal.
- Beltran, R.S. 2002.** Suberaies, biodiversité et production de liège. IPROCOR. (En ligne). Vivexpo biennale du liège et de la forêt méditerranéenne. Colloque biodiversité et paysage, 21 Mai 2002, Vivès (Perpignan). www.vivexpo.org, (consulté le 03/02/2008).
- Benabadji, N. & Bouazza, M. 2000.** Quelques modifications climatiques intervenant dans le sud- ouest de l'Oranie (Algérie occidentale). Rev. Energ. Ren., 3 : 117-125.
- Benabid, A. 1989.** Ecologie, conservation et restauration des subéraies. Formation continue à l'ENFI.
- Benabid, A. 2000.** Flore et écosystème du Maroc: évaluation et préservation de la biodiversité. Ibis Press, Paris, 357 p.
- Bendjemaa, M.E.H. & Abdelmoula, K. 2004.** Les feux de forêts dans la subéraie tunisienne. Le chêne-liège face au feu. Vivexpo 18 Juin 2004. www.vivexpo.org. (consulté le 03/02/2008)
- Bendjemaa, M.L. 2007.** Relations scolytinea – champignons – Pin d'Alep (*Pinus Alpensis* Mill.) dans quelques régions forestières de la Tunisie. Thèse de Doctorat en sciences Agronomiques. Université du 7 novembre. Cartage Tunisie. 157p.
- Benjamaa, M., Sousa, E. & M'nara, S. 2007.** Observations sur le déterminisme des attaques et la bio-écologie de *Platypus cylindrus* F. Coléoptère : Platypodidae) dans les subéraies tunisiennes et portugaises. 5ème Meeting du Groupe de Travail de Lutte Intégrée des Forêts de Chênes OILB/srop. Tlemcen (Algérie) 22 au 25 Octobre 2007.
- Benmecheri, S. 1994.** Etude bioécologique des insectes phillophages et des mangeurs des glands de trois chênaies : subéraies- afarécaie et zeenaie de la forêt de Tamentout. Mém. De Magister en biologie animale. Université de Annaba. 92 P.
- Bentz, B. & Six, D.L. 2006.** Ergosterol content of fungi associated with *Dendroctonus ponderosae* and *Dendroctonus rufipennis* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae). Ann Entomol Soc Am 99:189–194
- Berg, E.E., Henry, J.D., Fastie, C.L., De Volder, A.D. & Matsuoka, S.M. 2006.** Spruce beetle outbreaks on the Kenai Peninsula, Alaska, and Kluane National Park and Reserve. Yukon Territory: relationship to summer temperatures and regional differences in disturbance regimes. Forest Ecology and Management 227: 219-232.
- Berryman, A.A. 1982.** Population dynamics of bark beetles. In: Mitton, J.B. & Sturgeon, K.B. (eds.). Bark beetles in North American conifers. University of Texas, Austin, USA. pp. 264-314.
- Berryman, A.A. 1989.** Adaptive pathways in scolytid-fungus associations. In: Wilding, N., Collins, N.M., Hammond, P.M. & Webber, J.F. (eds.). Insect-fungus interactions. Academic Press, London, UK. pp. 121-143.

- Bertheau, C., Sallé, A., Roux-Morabito, G., Garcia, J., Certain, G. & Lieutier, F. 2009.** Preference-performance relationship and influence of plant relatedness on host use by *Pityogenes chalcographus* L. *Agricultural and Forest Entomology* 11: 389–396.
- Bisby, F.A., Ruggiero, M.A., Roskov, Y.R., Cachuela-Palacio, M., Kimani, S.W., Kirk, P.M., Soulier-Perkins, A. & Van hertum, J. 2006.** Species 2000 & IT IS Catalogue of Life: 2006 *Annual Checklist*. <http://www.sp2000.org>. (consulté le 20/02/2008)
- Blackwell, M. & Spatafora, J.W. 1994.** Molecular data sets and broad taxon sampling in detecting morphological convergence. p. 243-248. In: *Ascomycete Systematics: Problems and Perspectives in the Nineties*. Ed., Hawksworth, D.L. Plenum Press, New York.
- Blackwell, M. & Jones, K. 1997.** Taxonomic diversity and interactions of insect-associated ascomycetes. *Biodiversity and Conservation*, 6: 689-699.
- Blanco, E., Casado, M.A., Costa, M., Escribano, R., García, M., Génova, M., Gómez, A., Gómez, F., Moreno, J.C., Morla, C., Regato, P. & Saínz, H. 1997.** Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica, p. 572. Planeta, Barcelona.
- Bleiker, K. & Six, D. 2007.** Dietary benefits of fungal associates to an eruptive herbivore: potential implications of multiple associates on host population dynamics. *Environmental Entomology*: 36: 1384–1396.
- B.N.E.D.E.R, 1984.** Etat actuel de la suberaie et ses perspectives de valorisation. Rapport. 28p.
- Bobat, A. 1997.** Pheromone trials for biochemical control of the striped ambrosia beetle, *Trypodendron lineatum* (Olivier). – *Trop. J. Agric. For.* 21: 599-603.
- Botton, B., Breton, M., Fevre, M., Gautier S., Guy, Ph., Larpent, J.P., Reymond, P., Sanglier, J.J., Vayssier, Y. & Veau, P. 1990.** Moisissures utiles et nuisibles Importance industrielle. 2^{ème} édition, Collection Biotechnologies, Masson, 512p.
- Bouazza M., Mahboubi, A., Loisel, R. & Benabadji, N., 2001 -** Bilan de la flore de la région de Tlemcen (Oranie-Algérie). *For. médit.* 22: 130-136.
- Bouchafra, A. & Fraval, A. 1991.** Présentation du chêne-liège et de la subéraie. In Villemant et Fraval, 1991, *La faune du chêne-liège*. Actes éditions, Rabat 1-26p
- Boudy, P. 1950.** Economie forestière nord africaine. Tome2: Monographie et traitements des essences forestières. Larose, Paris, 525 p.
- Boudy, P. 1951.** Caractéristiques forestières et régénération du chêne-liège, 1416, pp 13-17.
- Boudy, p. 1952.** Guide du forestier en Afrique du Nord. La maison Rustique. Librairie Agricole, Horticole, Forestière et Ménagère. 26, Rue Jacob- Paris 6^e. 505 p.
- Boudy, P. 1955.** Economie forestière nord africaine. Tome 4 : Description forestière de l'Algérie et la Tunisie. Larose, Paris, 483p.

Bouhraoua, R.T., Villemant, C., Khelil, M.A. & Bouchaour, S. 2002. Situation sanitaire de quelques subéraies de l'ouest algérien : impact des xylophages. *Integrated Protection in Oak Forests IOBC/wprs Bull.* 25: 85- 92.

Bouhraoua, R.T. 2003. Situation sanitaire de quelques forêts de chêne-liège de l'Ouest algérien. Etude particulière des problèmes posés par les insectes. Thèse. Doct. Dep. Forest. Fac. Sci., Univ. Tlemcen. 267p.

Bouhraoua, R.T. & Villemant C. 2005. Mécanismes généraux de l'altération sanitaire des peuplements de chêne-liège de l'Algérie nord-occidentale. *Integrated Protection in Oak Forests IOBC/wprs Bull.* 28: 1-8.

Bouhraoua, R.T. 2008. Aperçu historique et situation actuelle des suberaies : la forêt de M'Sila (Oran). *La forêt algérienne*, Numéro 7- Mars 2008, 23-29.

Bouhraoua, R.T. & Villemant, C. 2010. Biologie de *Platypus cylindrus* Fab. (Coleoptera, Platypodidae) dans les galeries du bois de chêne-liège (*Quercus suber* L.) : Cas d'une subéraie littorale nord ouest d'Algérie. Actes de la CIFE VI, Travaux de l'Institut Scientifique, Série Zoologie, Rabat, 2010, N° 47, 57-65.

Boutte, B. & Oudard, E. 2012. Bilan de la sante des forêts en 2011 : Résultats d'essais de traitements fongicides en post-levée du liège dans le Var. Prévention et lutte contre l'agent pathogène *Diplodia corticola* et le platype du chêne-liège. Département de la santé des forêts. France. Mai 2012

Bonneau, M. & Guy, L. 1985. Le déperissement des forêts. *La forêt privée* 166. Pp. 21-33.

Bonnea, M. & Landmann, G. 1988. De quoi la forêt est-elle malade ? *La Recherche*, n°205: 1542-1553.

Brand, J.M., Bracke, J.W., Wood, D.L. & Browne, L.E. 1975. Production of verbenol pheromone by a bacterium isolated from bark beetles. *Nature*, 254: 136-137.

Brasier, C.M. 1983. Dutch elm disease. The origin of Dutch elm disease. *Report of Forest Research* 32. HMSO, London, UK.

Brasier, C.M. 1991. *Ophiostoma novo-ulmi* sp. nov., causative agent of current Dutch elm disease pandemics. *Mycopathologia* 115: 151-161.

Brasier, C.M. & Kirk, S.A. 2001. Designation of the EAN and NAN races of *Ophiostoma novo-ulmi* as subspecies: their perithecial size differences and geographical distributions. *Mycological Research* 105: 547-554.

Bridges, J.R., Nettleton, W.A. & Connor, M.D. 1985. Southern pine beetle (Coleoptera: Scolytidae) infestations without the bluestain fungus, *Ceratocystis minor*. *Journal of Economic Entomology* 78: 325-327.

Bright, D.E. & Stark R.W. 1973. The bark and ambrosia beetles of California. Coleoptera : Scotylitidae and Platypodidae. *Bulletin of California Insect survey*. Volume 16. university of California Press, 169p.

Brockerhoff, E.G., Knízek, M. & Bain, J. 2003. Checklist of indigenous and adventive bark and ambrosia beetles (Curculionidae: Scolytinae and Platypodinae) of New Zealand and interceptions of exotic species (1952-2000). *New Zealand Entomologist* 26: 29-44.

Browne, F.G. 1972. Larvae of the principal old world genera of the Platypodinae (Coleoptera: Platypodidae). *Trans. R. Entomol. Soc., London*, 124, 2, 167-190.

Buchanan, W.D. 1941. *J. Econ. Ent.*, 34:367. (cit in Cooke, 1977)

Butler, D., griffin, M.J & fletcher, J.T. 1979. Leaf spot on cucumber caused by *Ulocladium atrum*. *Plant Pathol.* 28: 96-97.

Byers, J. A., Lanne, B. S., Schlyter, F., Löfqvist, J. & Bergström, G. 1985. Olfactory recognition of host-tree susceptibility by pine shoot beetles. *Naturwissenschaften*, 72, 324-6.

Byers, J.A. 1996. An encounter rate model of bark beetle populations searching at random for susceptible host trees. *Ecological Modelling* 91: 57-66.

C.C.I.A. 1973. La forêt en Algérie. Alger : Centre d'Etudes économique. N. 12. 52 p.

C.F.W.M. 1990. Procès verbal de reconnaissance et de limitation : Fiche descriptive d'affectation de parcelle domaniale. Circonscription de Tighenif, Mascara, 4P.

C.F.W.O. 1996. Forêt de la wilaya d'Oran : Présentation générale. Dir. Gen. For., Min., Agri., Juin 1996, 24p.

C.F.W.O. 1997. Plan de gestion de la forêt de M'sila. Circonscription forestière de Boutlélis, 6p.

C.W.F.O. 2007. Plan de gestion de la forêt de M'sila. Circonscription forestière de Boutlélis, 2p.

C.F.W.O. 2011. Bilan des inventaires des incendies et d'exploitation du liège de la forêt de M'Sila. Conserveation d'Oran.

C.F.W.T. 1996. Répartition des forêts domaniales de la circonscription par district et par commune. Circonscription de Tlemcen, 24p.

C.O.I.T. 1964. Fascicule de gestion de la forêt domaniale d'Yfri. Circonscription de Tlemcen, Non paginé.

C.O.I.T. 1979. Fascicule de gestion de la forêt domaniale de Zerdeb. Cantonnement de Tlemcen, 4 p.

C.B.T.A. 2000. Insectes et champignons du bois- 2 ème edition, Paris, 116 p.

Cabral, M.T. & Ferreira, M.C. 1999. Pragas dos Montados. Estação Florestal Nacional, Lisboa, 94 pp.

Cain, R.F. 1972. Evolution of the fungi. *Mycologia*, 64: 1-14.

Campbell, R.N. & Sim, S.T. 1994. Host specificity and nomenclature of *Olpidium bornovanus* (= *Olpidium radicale*) and comparisons to *Olpidium brassicae*. *Can. J. Bot.* 72:1136–1143.

Camus, A. 1934. Les chênes: monographie du genre *Quercus*. Edition P. Lechevalier

Carrol, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J. & Safranyik, L.. 2003. Effect of climate change on range expansion by the mountain pine beetle in British Columbia. In: Shore, T.L., Brooks, J.E. & Stone, J.E. (eds.). Mountain pine beetle symposium: challenges and solutions. Oct. 30-31, 2003. Kelowna, B.C. Natural Resources Canada, Information Report BC-X-399, Victoria, B.C., USA. pp. 223–232.

Cassar, S. & Blackwell, M. 1996. Convergent origins of ambrosia fungi *Mycologia*, 88: 596-601.

Cassier, P., Levieux, J., Morelet, M. & Rougon, D. 1996. The mycangia of *Platypus cylindrus* Fab. and *P. oxyurus* Dufour (Coleoptera: Platypodidae). Structure and associated fungi. *J. Insect Physiol.*, 42: 171-179.

Cebeci, H.H. & Ayberk, H. 2010. Ambrosia beetles, hosts and distribution in Turkey with a study on the species of Istanbul province. *African Journal of Agricultural Research* Vol. 5: 1055-1059. Available online at: <http://www.academicjournals.org/AJAR>. ISSN 1991-637X.

Cecconi, G. 1924. Manuale di entomologia forestale. Tipographia del Seminario, Pádova, 680 pp.

Cech, T., Donaubauer, E., Tomiczek, C., Leontovyc, R., Yde-Anderson, A., Delatour, C., Wulf, A., Toth, J., Vajna, L., Vammini, A., Luisi, N., Oosterbaan, A., Kowalski, T., Gibbs, J.N. & Jurc, D. 1990. Oak decline and the status of *Ophiostoma* spp. on oak in Europe. *EPPO Bull.*, 20: 405-422.

CFT. Du Languedoc Roussillon, 2008. Les essences forestières feuillues : Le chêne-liège. Une valorisation allant de la sylviculture à la transformation du bois. (WWW.coopcft.org) (consulté le 03/05/2008).

Chadigan, M. 1990. Etudes des facteurs du dépérissement du chêne-liège (*Quercus suber* L.) associés à l'installation des xylophages en forêt de la Mamora. Thèse 3 ème cycle en Biologie, Fac. Sci., Univ. Mohammed V, Rabat, 146p.

Chadigan, M., Fraval, A., Ramzi, H. & villemant, C., 1991. Insectes xylophages. In: La faune du chêne-liège. Documents scientifiques et Techniques, Actes Editions, Rabat, 129-156.

Chakali G., Attal-Bedreddine A. & Ouzani, H. 2002. Les insectes ravageurs des chênes, *Quercus suber* et *Q. ilex*, en Algérie. *Integrated Protection in Oak Forests IOBC/wprs Bull.* 25: 93-100.

Chakali, G. 2005. L'Hylésine des Pins, *Tomicus destruens* Wollaston 1865 (Coleoptera-Scolytidae) en zone semi-aride (Algérie). *Silva Lusitana*, Lisboa Portugal 13: 113-124.

Chakali, G. 2007. Stratégie d'attaque de l'hylésine *Tomicus destruens* (Wollaston 1865) (Coleoptera : Scolytidae) sur le pin d'Alep en zone semi-aride (Algérie, Djelfa). Ann. soc. Entomol. Fr. (n.s.), 43: 129-137

Chapuis F., 1865. Monographie des Platypides. Im p. H. Dessain, Liège.

Chararas, C. 1962. Scolytides des conifères. P. Lechevalier (Ed), Encyclopédie entomologique XXXVIII, Paris, 556 pp.

Chararas, C. 1979. Écophysiologie des insectes parasites des forêts. C. Chararas (Ed.), Paris, 297 pp.

Chararas, C. 1982. Les insectes parasites des forêts. La recherche 132: 440- 451.

Chaverri, Priscila., Castlebury, L.A., Samuels, G.J. & Geiser, D.M. 2003. Multilocus phylogenetic structure within the *Trichoderma harzianum/Hypocrea lixii* complex. Molecular Phylogenetics and Evolution 27: 302–313

Chiheb, A. & Aouad, H. 1998. Les possibilités de développement de la subéraies dans le parc national d'El-Kala, C.R des 1ères journées techniques sur le chêne liège. Parc national d'El-Kala, pp6-15.

Chollet, F. 1997. La régénération naturelle du Hêtre. ONF. Bulletin technique n° 32.

Choo, H.Y., Woo, K.S. & Kim, B.H. 1981. Classification of the scolytidae and Platypodidae intercepted from imported timbers. Korean J. Pl. Protect., 20: 196-206.

Christiansen, E. & Horntvedt, R. 1983. Combined Ips/ *Ceratocystis* attack on Norway spruce, and defensive mechanisms of the trees. Z. ang. Entomol., 96: 110-118.

Christiansen, E., Waring, R.H. & Berryman, A.A. 1987. Resistance of conifers to bark beetle attack: searching for general relationships. Forest Ecology and Management 22: 80-106.

Cizkova, D., Srutka, P., Kolarik, M. & Pazoutova, S. 2005. Assessing the pathogenic effect of *Fusarium*, *Geosmithia* and *Ophiostoma* fungi from broad-leaved trees. Folia Microbiol., 50: 59-62.

Cobb, F.W. (jr.). 1988. *Leptographium wageneri*, cause of black-stain root disease: a review of its discovery, occurrence and biology with emphasis on pinyon and ponderosa pine. In: Harrington, T.C. & Cobb, F.W. (jr.) (eds.). *Leptographium* root diseases on conifers. American Phytopathological Society Press, St. Paul, Minnesota, USA. pp. 41–62.

Code international des Pratiques Subericoles, 2005. Evora et Mérida, Juin 2005. pp 1-12.

Colineau, B. & Lieutier, F. 1994. Production of *Ophiostoma*-free adults of *Ips sexdentatus* Boern. (Coleoptera: Scolytidae) and comparison with naturally contaminated adults. Canadian Entomologist 126: 103–110.

Collado, J., Platas, G. & Pelaez, F., 2001. Identification of an endophytic *Nodulisporium* sp. from *Quercus ilex* in central Spain as the anamorph of *Biscogniauxia mediterranea* by rDNA

sequence analysis and effect of different ecological factors on distribution of the fungus. *Mycologia*, 93: 875-886.

Cook, S.P., Hain, F.P. & Nappen P.B. 1986. Seasonality of the hypersensitive response by loblolly and short leaf pine to inoculation with fungal associates of the southern pine beetle (Coleoptera: Scolytidae). *J. Entomol. Sci.*, 21: 283- 285.

Coocke, R., 1977. The Biology of Symbiotic Fungi. John Wiley & Sons Ltd., London, 282 pp.

Coulson, R.N. 1979. Population dynamics of bark beetles. *Annual Review of Entomology* 24: 417-447.

Daget, P. 1977. Le bioclimat méditerranéen : analyse des formes climatiques par le système d'Emberger. *Végétario*, vol.34, n.2, p. 87-103.

Dehane, B. 2006. Incidences des facteurs écologiques sur les accroissements du liège de quelques subéraies oranaises. Mémoire de Magister en Foresterie. Dep. Forest. Fac. Sci., Univ. Tlemcen, 130p.

Dehane, B. Bouhraoua, R.T., Gonzalez-Adrados J.R. & Belhoucine L. 2011. Caractérisation de la qualité du liège selon l'état sanitaire des arbres par la méthode d'analyse d'image Cas des forêts de M'Sila et de Zariéffet (Nord-Ouest de l'Algérie). *Forêt méditerranéenne* t.XXXII, n° 1: 39-50.

Dehane, B. 2012. Incidence de l'état sanitaire des arbres du chêne-liège sur les accroissements annuels et la qualité du liège de deux subéraies oranaises : M'sila (w.Oran) et Zariéffet (w.Tlemcen). Thèse.Doct. Dept. Forest. Fac.Sci. Univ.Tlemcen , 293 p.

Dahya, J.S., Tewari, J.P. & Woods, D.L. 1988. Adscisic acid from *Alternaria brassicae*, *Phytochemistry* 27: 2983- 2984

Dajoz, R. 1977. Coléoptères Colydiidae et Anommatidae paléarctiques. Faune de L'Europe et du bassin Méditerranéen. Ed. Masson, 22-43p, 215figures.

Dajoz, R. 1980. Écologie des Insectes Forestiers. Coll. Écologie Fondamentale et Appliquée, Gauthiers-Villars (Eds), Paris, 489 pp.

Daterman, G.E. & Overhulser, D.L. 2007. Ambrosia beetles of Western Conifers. FID. Forest Insect and Disease Leaflet 170. U. S. Department of Agriculture. Forest Service.

Davis, S.R. & Engel, M.S. 2007. A new ambrosia beetle in Miocene amber of the Dominican Republic (Coleoptera: Curculionidae: Platypodinae). *Alavesia*, 1: 121- 124.

De Beaucorps, 1956. Le sol ses caractères intrinsèques. *Ann. Rec. Forest. Maroc*. Tome 4, Facicule 2. pp 29-46.

De Beer, Z.W., Harrington, T.C., Vismer, H.F., Wingfield, B.D. & Wingfield, M.J. 2003a. Phylogeny of the *Ophiostoma stenoceras-Sporothrix schenckii* complex. *Mycol.*, 95: 434-441.

De Beer, Z.W., Wingfield, B.D. & Wingfield, M.J. 2003b. The *Ophiostoma piceae* complex in the southern hemisphere: a phylogenetic study. *Mycol. Res.* 107: 469-476.

De Gruyter, J., Aveskamp, M.M., Woudenberg, J.H.C., Verkley, G.J.M., Groenewald, J.Z. & Crous, P.W. 2009. Molecular phylogeny of *Phoma* and allied anamorph genera: Towards a reclassification of the *Phoma* complex. *Mycol. Res.*, 113: 508-519.

De Hoog, G.S. & Horr , R. 2002. Molecular taxonomy of the *Alternaria* and *Ulocladium* species described from humans and their identification in the routine laboratory. *Mycoses* 45: 259-276

De Meyer, E.M., De Beer, Z.W., Summerbell, R.C., Moharram, A.M., De Hoog, G.S., Vismer, H.F. & Wingfield, M.J.. 2008. Taxonomy and phylogeny of new wood- and soil-inhabiting *Sporothrix* species in the *Ophiostoma stenoceras*-*Sporothrix schenckii* complex. *Mycologia* 100: 647-661

Degreef, J. 1992. Isolation of *Ophiostoma querci* (Georgev.) Nannfeldt from declining oaks in Belgium: selection techniques and pathogenicity test. In *Proceedings of an International Congress "Recent Advances in Studies on oak decline"*. Selva di Fasano (Brindisi), Italy, pp. 471-473.

Delatour, C. 1983. Les d perissements de chênes en Europe. *Revue forestière française*, Vo. XXXV, n 4, pp. 265-282.

Delatour, C., Menard, A., Vautrot, A. & Simonin, G. 1992. Pathogenicity assessment of Ophiostomatales: *Ophiostoma querci* on oak compared to *O. novo-ulmi* on elm. In *Proceedings of an International Congress "Recent Advances in Studies on oak decline"*. Selva di Fasano (Brindisi), Italy, pp. 59-65.

Deliry, C. 2011. Essai de liste des Coléoptères de France. *Histoires Naturelles* n 16. P330.

Den Bakker, H.C., Gravendeel, B. & Kuyper, T.W. 2004. An ITS phylogeny of *Leccinum* and an analysis of the evolution of minisatellite-like sequences within ITS1. *Mycologia* 96: 102-118.

De Wet, J., Slippers, B., Preisig, O., Wingfield, B.D. & Wingfield, M.J. 2008. Phylogeny of the Botryosphaeriaceae reveals patterns of host association. *Mol. Phylogenet. Evol.*, 46: 116-126.

D.G.F, 2003. Statistiques des produits forestiers. Min. Agri. , Alger, 1 p.

D.G.F, 2009. Statistiques des produits forestiers. Min. Agri. , Alger, 1 p.

Dick, M.A. & Crane, P.E. 2009. *Neonectria fuckeliana* is pathogenic to *Pinus radiata* in New Zealand *Australasian Plant Disease Notes* 4: 12-14.

Bouchaour-Djaber, S. 2001. Diagnostique sanitaire de quelques subéraies de l'ouest algérien. Etude particulière des principaux insectes ravageurs. Mem. de Magister., Depart. Foresterie, Fac. Scie Univ. de Tlemcen, 158p.

Djinit, S. 1977. Etude des facteurs limitant la régénération naturelle par semis de *Quercus suber* (L) dans la forêt domaniale de Guerouch. Mém. D'ing., INA Alger, 80p.

- Doster, M.A. & Michailides, T.J. 1999.** Relationship between shell discoloration of pistachio nuts and incidence of fungal decay and insect infestation. *Plant Disease* 83(3): 259-264
- Dowding, P. 1969.** The dispersal and survival of spores of fungi causing bluestain in pine. *Transactions of the British Mycological Society* 52: 125–137.
- Dressler, C. & Beutel, R.G. 2010.** The morphology and evolution of the adult head of *Adephaga* (Insecta: Coleoptera). *Arthropods systematic and Phylogeny*, 68: 239-287.
- Dreux P. 1974.** Précis d'écologie. Presses Universitaires de France, Vendôme, 231 p.
- D.S.F., 1991.** Réseaux de surveillance de l'état sanitaire des forêts (réseau CEE et réseau Bleu) : Protocole pour les observations. D.E.R.F, Min. Agri. For., 27p.
- D.S.F., 2000.** Les insectes xylophages. Ministère de l'Agriculture et de Pêche, Paris, Note technique n° 2 : 10 p.
- Du, R., Chen, Y.F. An, X.R., Yang, X.Y., Ma, Y., Zhang, L., Yuan, X.L., Chen, L.M. & Qin, J. 2005.** Cloning and sequence analysis of myostatin promoter in sheep. *DNA Seq.* 16: 412-417.
- Dugan, F.M. & R.G. Roberts. 1994.** Etiology of preharvest colonization of Bing cherry fruit by fungi. *Phytopathology* 84:1031-1036
- Dupont, J., Magnin, S., Cesari, C. & Gatica, M. 2002.** ITS and *b*-tubulin markers help delineate *Phaeoacremonium* species, and the occurrence of *P. parasiticum* in grapevine disease in Argentina *Mycol. Res.* 106: 1143-1150. The British Mycological Society.
- Durand, C., Bellanger, M. & Decoust, M. 2004.** Etat sanitaire de la subéraie Varoise; Impact du démasclage et de la présence de l'insecte *Platypus cylindrus*. Travail d'étude et de recherche. Maîtrise de Biologie et des écosystèmes. Université Aix- Marseille.
- Durand, 2009.** Contribution à la cartographie génétique chez les Fagacées. Thèse présentée à l'université bordeaux 1 école doctorale des sciences et environnement par Jérôme Durand pour obtenir le grade de Docteur spécialité: écologie évolutive, fonctionnelle et des communautés.
- Dwight, P.W. 1917.** A manual of dangerous insects likely to be introduced in the united states through importations. Librairie specials agricole. Paris-V. Pages consultées:150- 155.
- El Yousfi, M. 1991.** La forêt de Bab-Azhar. In Villemant C. et Fraval A. : la faune du chêne-liège. Actes éditions, Rabat : 11-12.
- Emberger, L. 1930.** La Végétation de la région méditerranéenne. Essai d'une classification des groupements végétaux. *Rev. Gén. Bot.*, 43 : 641-662 et 705-709.
- Emberger, L. 1939.** Aperçu général sur la végétation du Maroc. *Soc. Sci. Nat. Maroc*, 40 (157). Neroff. Geobol. Lost. Ribel, 14 Helf, Zurich, Suisse.
- Emberger, L. 1942.** Un projet de classification des climats de point de vue phytogéographique. *Bull. soc. Hist. Nat.* , Toulouse, 77 : 97- 124.

- Ellis, M.B. 1971.** Dematiaceous Hyphomycetes. CAB, England, p. 608.
- Ellis, M.B. 1976.** More Dematiaceous Hyphomycetes. CAB, England, p.507.
- Ellis, M. B. & J. P. Ellis. 1997.** Microfungi on land plants: an identification handbook. 2nd edition. Richmond Publishing Co. Ltd. UK.
- EMLAB. 2007.** Environmental Microbiology Laboratory, Inc. (EMLab): An index of some commonly encountered fungal genera.
- Engel, M.S. & Grimaldi, D.A. 2004.** New light shed on the oldest insect. *Nature* 427: 627-630.
- Erbilgin, N., McPherson, B.A., Bonello, P., Wood, D.L. & Nelson, A.J. 2007.** New relationships among the sudden oak death pathogen bark and ambrosia beetles and fungi colonizing coast live oaks. *Proceedings of the Sudden Oak Death Third Science Symposium*, Santa Rosa, California. March 5-9, 2007, USDA-Forest Service, General Technical Report PSW-GTR-214, pp. 355-356.
- Español, F. 1964.** Los Platipodidos de Cataluña (Col. Phytophagoidea). *Bol. Ser. Plagas For.*, 7: 115-117.
- Evidente, A., Andolfi, A., Maddau, L., Franceschini, A. & Biscoppyran, F.M. 2005.** A Phytotoxic Hexasubstituted Pyranopyran Produced by *Biscogniauxia mediterranea*, a Fungus Pathogen of Cork Oak *J. Nat. Prod.*, 68 : 568 -571, 2005.
- Fabre, J.P. & Carle, P. 1975.** Contribution à l'étude biologique d'*Hylurgus ligniperda* F. (Coleoptera, Scolytidae) dans le sud-est de la France. *Ann. Sci. forest.* 32: 55-71.
- Fabricius, J.C. 1792.** Entomologia systematica emendata et aucta. Secundum classes, ordines, genera, species, adjectis synonymis, locis, observationibus, descriptionibus. Tom. I. Pars II. Christ. Gottl. Proft, Hafniae, xx+538 pp.
- Farrell, B.D., Sequeira, A.S., O'meara, B.C., Normark, B.B., Chung, J.H. & Jordal, B.H. 2001.** The evolution of agriculture in beetles (Curculionidae: *Scolytinae* and *Platypodinae*). *Evolution*, 55: 2011-2027.
- Farris, S.H. & Funk. A. 1965.** Repositories of symbiotic fungus in the ambrosia beetle *Platypus wilsoni* Swaine (Coleoptera: Platypodidae). *Can. Entomol.* 97:527-532
- FAVARD, P. 1962.** Contribution à l'étude de la faune entomologique du chêne-vert en Provence. Thèse Doct. Es Sc. Nat., Univ. Aix Marseille, 132 p.
- Ferreira, M.C. & Ferreira, G.W.S. 1989.** *Platypus cylindrus* F. (Coleóptera: Platipodidae) Plaga de *Quercus suber*. *Boletim de Sanidade Vegetal Plagas*, 4: 301-305.
- Ferreira, M.C. & Ferreira, G.W.S. 1991.** Pragas das folhosas. Publicações D.G.P.A., série Divulgação, 5, MAPA, Lisboa, 191 pp.
- Flannigan, B., Samson, R.A., & Miller, J.D. 2002.** Microorganisms in home and indoor work environments: diversity, health impacts, investigation and control. 504 p. CRC Press.

Fogle, M. R., Douglas, D.R., Jumper, C.A. & Straus, D.C. 2009. Growth and Mycotoxin Production by *Chaetomium globosum* Is Favored in a Neutral pH. *Int. J. Mol. Sci.* 2008, 9, 2357-2365.

Fraedrich, S.W., Harrington, T.C., Rabaglia, R.J., Mayfield, A.E., Hanula, J.L., Ulyshen, M.D., Eickwort, J.M. & Miller, D.R. 2008. A fungal symbiont of the Redbay ambrosia beetles causes a lethal wilt in redbay and other Lauraceae in the Southeaster United States. *Plant disease* published by The American Phytopathological Society. Pp 215-224.

Fraedrich, S.W., Harrington, T.C., Rabaglia, R.J., Ulyshen, M.D., Mayfield, A.E., Hanula, J.L., Eickwort, J.M. & Miller, D.R. 2008. A fungal symbiont of the redbay ambrosia beetles causes a lethal wilt in redbay and other Lauraceae in the south-eastern United States. *Plant Dis.*, 92: 215-224.

Francke-Grosmann, H. 1967. Ectosymbiosis in wood inhabiting insects. In: Henry, S.M. (ed.). *Symbiosis*. Vol 2. Academic Press, New York. pp. 141-205.

Franklin, R.T. 1970. Observations on the blue stain-southern pine beetle relationships. *Journal of the Georgia Entomological Society* 5: 53–57.

FOSA. 2000. L'étude prospective du secteur forestier en Afrique. Algérie [en ligne]. Rome : FAO, 60 p. (consulté le 22/10/ 2012)

Funk, A. 1970. Fungal symbionts of the ambrosia beetle *Gnathotrichus sulcatus*. *Can. J. Bot.*, 48: 1445-8.

Furniss, M.M., Woo, J.Y., Deyrup, M.A. & Atkinson, T.H. 1987. Prothoracic mycangium on pine-infesting *Pityoborus* spp (Coleoptera: Scolytidea). *Annals of the Entomological Society of America*. 80: 692–696.

Furniss, M.M., Solheim, H. & Christiansen, E. 1990. Transmission of blue-stain fungi by *Ips typographus* (Coleoptera: Scolytidae) in Norway spruce. *Annals of the Entomological Society of America* 83: 712–716.

Gaouar, A. 1980. Hypothèses et réflexions sur la dégradation des écosystèmes forestiers dans la région de Tlemcen (Algérie). *For. médit.* 2: 131-145.

Bagnouls, F. & Gaussen, H. 1953: Saison sèche et indice xérothermique. *Docum. Pour les Cartes des Prod. Veget.* Serie : Generalité, 1 :1-49

García-Mozo, H., Hidalgo, P.J., Galan, C., Gómez-Casero, M.T, & Domínguez, E. 2001. Catkin frost damage in Mediterranean cork-oak (*Quercus suber* L.). *Isr. J. Plant. Sci.* 49:41-47

Geiser, D.M. 2004. Practical molecular taxonomy of fungi. In: Tkacz, J.S. & Lange, L. (eds.). *Advances in Fungal Biotechnology for Industry, Agriculture, and Medicine*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, USA. pp. 3-14.

Geldenhuis, M.M., Roux, J., Montenegro, F., De Beer, Z.W., Wingfield, M.J. & Wingfield, B.D. 2004. Identification and pathogenicity of *Graphium* and *Pesotum* species from machete wounds on *Schizolobium parahybum* in Ecuador.. *Fungal Diversity* 15: 135-149.

Georgévitch, P. 1926. *Ceratostomella querci* n. sp. Comptes Rendus Hebdomadaires des Séances de l'Académie des Sciences 183: 759 - 761

Georgevitch, P. 1927. *Ceratostomella quercus* n. sp. Ein Parasit der slawonischen Eichen. Biol. Generalis 3: 245-252.

Gerrits van den Ende, A.H.G. & De Hoog, G.S. 1999. Variability and molecular diagnostics of the neurotropic species *Cladophialophora bantiana*. *Studies in Mycology* 43:151- 162.

Gibbs, J.N. 1978. Intercontinental epidemiology of Dutch elm disease. *Annual Review of Phytopathology* 16: 287-307.

Gibbs, J.N. & Inman, A. 1991. The pine shoot beetle *Tomicus piniperda* as a vector of blue stain fungi to windblown pine. *Forestry* 64:239-249.

Gil, L. & Varela, M.C. 2008. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for cork oak (*Quercus suber*). Bioversity International, Rome, Italy. 6 pages.

Girisham, S. 1986. Studies on mycotoxin producing fungi associated with pearl millet. (*Pennisetum americanum* L.). Ph.D thesis, Kakatiya University, Warangal.

Glare, T.R., Placet, C., Nelson, & T.L. & Reay, S.D. 2002. Potential of *Beauveria* and *Metarhizium* as control agents of pinhole borers (*Platypus* spp.). *New Zealand Plant Protection*, 55: 73-79.

Glass, N.L. & Donaldsson, G.C. 1994. Development of primer sets designed for use with the PCR to amplify conserved genes from filamentous Ascomycetes. *Appl. Environ. Microb.*, 61: 1323-1330.

Glenn, T., Stephan, W., Dessauer, H. & Braun, M. 1996. Allelic diversity in alligator microsatellite loci is negatively correlated with GC content of flanking sequences and evolutionary conservation of PCR amplifiability. *Mol. Biol. Evol.* 13:1151-1154

Goettel, M.S., Koike, M., Kim, J.J., Aiuchi, D., Shinya, R. & Brodeur, J. 2008. Potential of *Lecanicillium* spp. for management of insects, nematodes and plant diseases. *J. Invertebr. Pathol.*, 98: 256-261.

Goh, T.K. & Hyde, K.D. 1999. A synopsis of *Trichocladium* species, based on the literature. *Fungal Diversity* 2:101-118.

Gorton, C., Kim, S.H., Henricot, B., Webber, J. & Breuil, C. 2004. Phylogenetic analysis of the bluestain fungus *Ophiostoma minus* based on partial ITS rDNA and β -tubulin gene sequences. *Mycological Research* 108: 759-765.

Gourinard, Y. 1958. Recherches sur la géologie du littoral Oranais. Pub. Service de la carte géologique de l'Algérie. Bull. n° 6. 200p.

Graham, K. & Werner, A.E. 1956. Chemical aspects of log selection by ambrosia beetles. *Progr. Rept. Can. Dept. Agr. Forest Biol. Div.*, 12: 3-4.

Graham, K. 1967. Fungal-insect mutualism in trees and timber. *Annual Review of Entomology* 12: 105-127.

Graham, K. 1968. Anaerobic induction of primary chemical attractancy for ambrosia beetles. *Can. J. Zool.*, 46: 905-8.

Green, S. & Castlebury, L.A. 2007. Connection of *Gnomonia intermedia* to *Discula betulina* and its relationship to other taxa in Gnomoniaceae. *Mycological research* 111: 62 - 69.

Grégoire, J.C. & Evans, H.F. 2004. Damage and control of BAWBILT organisms, an overview. In: Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J.-C. & Evans, H.F. (eds.). *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp. 19-37.

Grobbelaar, J., Aghayeva, D., De Beer, Z.W., Bloomer, P., Wingfield, M. & Wingfield, B. 2009. Delimitation of *Ophiostoma quercus* and its synonyms using multiple gene phylogenies. *Mycological Progress* 8: 221-236.

Grobbelaar, J., De Beer, Z.W., Bloomer, P., Wingfield, M.J. & Wingfield, B.D. 2010. *Ophiostoma tsotsi* sp. nov., a wound-infesting fungus of hardwood trees in Africa. *Mycopathologia* 169: 413-423.

Groschke, F. 1953. der "Schwarze Nutzholzborkenkäfer", eine neue Gefahr für Forstwirtschaft, obst- und Weinbau. *Anzeiger für chädlingkunde*, 26: 81-84.

Grossmann, H. 1931. Beiträge zur Kenntnis der Lebensgemeinschaft zwischen Borkenkäfern und Pilzen. *Zeitschrift für Parasitenkunde*, 3:56-102.

Gure, A., Slippers, B. & Stenlid, J. 2005. Seed-borne *Botryosphaeria* spp. from native *Prunus* and *Podocarpus* trees in Ethiopia, with a description of the anamorph *Diplodia rosulata* sp. nov. *Mycol. Res.* 109: 1005-1014 (September 2005). The British Mycological Society. doi:10.1017/S0953756205003266 Printed in the United Kingdom.

Halin, R.T. 1997. *Illustrated Genera of Ascomycetes*. Vol I., APS Press, Minnesota, 263 pp.

Harding, S. 1989. The influence of mutualistic blue-stain fungi on bark beetle population dynamics. Ph.D thesis, Royal Veterinary and Agricultural University Copenhagen, Copenhagen, Danmark.

Harrington, T.C., McNew, D., Steimel, J., Hofstra, D. & Farrell, R. 2001. Phylogeny and taxonomy of the *Ophiostoma piceae* complex and the Dutch elm disease fungi. *Mycol.*, 93: 111-136.

Harrington, T.C. 1981. Cycloheximide sensitivity as a taxonomic character in *Ceratocystis*. *Mycologia*, 73:1123-1129.

Harrington, T.C. & Cobb, F.W. (jr.) (eds.). 1988. *Leptographium* root diseases on conifers. American Phytopathological Society Press, St. Paul, Minnesota, USA.

Harrington, T.C. & Zambino, P.J. 1990. *Ceratocystiopsis ranaculosus*, not *Ceratocystis* minor var. *barrasii*, is the mycangial fungus of the southern pine beetle. *Mycotaxon* 38:103-115.

Harrington, T.C. 1993. Diseases of conifers caused by species of *Ophiostoma* and *Leptographium*. In: Wingfield, M.J., Seifert, K.A. & Webber, J.F. (eds.). *Ceratocystis* and *Ophiostoma*. Taxonomy, ecology and pathogenicity. American Phytopathological Society Press, St. Paul, Minnesota, USA. pp. 161–172.

Harrington, T.C. 2005. Ecology and evolution of mycophagous bark beetles and their fungal partners. In: Vega, F.E. & Blackwell, M. (eds.). *Insect-fungal associations: ecology and evolution*. Oxford University Press, New York, USA. pp. 257–292.

Harrington, T.C., Fraedrich, S.W. & Aghayeva, D.N. 2008. *Raffaelea lauricola*, a new ambrosia beetle symbiont and pathogen on the Lauraceae. *Mycotaxon* 104: 399-404.

Harrington, T.C., Aghayeva, D.N. & Fraedrich, S.W. 2010. New combinations in *Raffaelea*, *Ambrosiella*, and *Hyalorhinocla diella*, and four new species from the redbay ambrosia beetle, *Xyleborus glabratus*. *Mycotaxon* Volume 111, pp. 337–361 January–March 2010.

Hartig, T. 1844. Ambrosia des *Bostrichus dispar*. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 13: 73.

Hartig, R. 1878. Die Zersetzungserscheinungen des Holzes der Nadelbäume und der Eiche in forstlicher, botanischer und chemischer Richtung. Springer, Berlin, Germany.

Hasnaoui, B. 1995. Déséquilibre de l'écosystème forestier et ses conséquences sur la faune sauvage en Tunisie : cas du sanglier et du Cerf de Béberie. *Forêt Méditerranéenne*, tome XVI, n° 3, 361-368.

Hausner, G., Reid, J. & Klassen, G.R. 1992. Do galeate-ascospore members of the Cephalosporiaceae, Endomycetaceae and Ophiostomataceae share a common phylogeny? *Mycologia* 84: 870-881.

Hausner, G., Reid, J. & Klassen, G.R. 1993a. On the phylogeny of *Ophiostoma*, *Ceratocystis* s.s., and *Microascus*, and relationships within *Ophiostoma* based on partial ribosomal DNA sequences. *Canadian Journal of Botany* 71: 1249-1265.

Hausner, G., Reid, J. & Klassen, G.R. 1993b. On the subdivision of *Ceratocystis* s.l., based on partial ribosomal DNA sequences. *Canadian Journal of Botany* 71: 52-63.

Hawksworth, D.L., Gibson, I.A.S. & Gams, W. 1976. *Phialophora parasitica* associated with disease conditions in various trees. *Transactions of the British Mycological Society*, 66: 427-431.

Hawksworth, D.L., Kirk, P.M., Sutton, B.C. & Pegler, D.N. 1995. *Ainsworth & Bisby's Dictionary of the Fungi*. 8th ed., CAB International, UK, 616 pp.

Heckman, D.S., Geiser, D.M., Eidell, B.R., Stauffer, R.L., Kardos, N.L. & Hedges, S.B. 2001. Molecular evidence for the early colonization of land by fungi and plants. *Science* 293: 1129-1133.

Heliövaara, K., Peltonen, M., Mannerkoski, I. & Siitonen, J. 1998. Suomen kaarnakuoriaiset (Coleoptera: Scolytidae). University of Helsinki, Department of Applied Zoology. Reports 25. Yliopistopaino, Helsinki, Finland. 91 p.

Henriques, J.M.C., Inácio de L, M. & Sousa, E. 2006. Ambrosia fungi in the insect-fungi symbiosis in relation to cork oak decline. *Rev. Iberoam. Micol.* 23: 185-188.

Henriques, J.M.C. 2007. Fungos associados a *Platypus cylindrus* Fab.(Coleoptera: Platypodidae) e sua relação com o declínio do Sobreiro em Portugal. Mestado em Biologia de Pragas de Doenças de Plantas. Universidade de Evora- Portugal, 122p.

Henriques, J.M.C., Inácio de L, M. & Sousa, E. 2009. Fungi associated to *Platypus cylindrus* Fab. (Coleoptera: Platypodidae) in cork oak. *Rev. de Ciências Agrárias*, 32: 56-66.

Hermosa, M.R., Grondona, I., Iturriaga, E.A., Diaz-Minguez, J.M., Castro, C., Monte, E. & Garcia-Acha, I. 2000. Molecular characterization and identification of biocontrol isolates of *Trichoderma* spp. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 1890-1898.

Hetrick, L.A. 1949. Some overlooked relationships of the southern pine beetle. *Journal of Economic Entomology* 42: 466-469.

Hickin, N. E. 1963. The Insect factor in wood decay. Rentokil Library, Hutckinson & Co, Londres, 344 pp.

Hofstetter, R.W., Cronin, J., Klepzig, K.D., Moser, J.C. & Ayres, M.P. 2005. Antagonisms, mutualisms and commensalisms affect outbreak dynamics of the southern pine beetle. *Oecologia* 147: 679-691.

Hofstetter, R.W., Dempsey, T.D., Klepzig, K.D. & Ayres, M.P. 2007. Temperature-dependent effects on mutualistic, antagonistic, and commensalistic interactions among insects, fungi and mites. *Community Ecology* 8: 47-56.

Höller, U., König, G. & Wright, A. 1999. A new tyrosine kinase inhibitor from a marine isolate of *Ulocladium botrytis* and new metabolites from the marine fungi *Asteromyces cruciatus* and *Varicosporina ramulosa*. *Eur. J. Org. Chem.* 11: 2949-2956.

Hosford, R.M. Jr. 1975. *Phoma glomerata*, a new pathogen of wheat and triticale, cultivar resistance related to wet period. *Phytopathology*. 65: 1236-1239.

Huang, L.H. & Hanlin, R.T. 1975. Fungi occurring in freshly harvested and in-market pecans. *Mycologia*. 67[4], 689-700.

Hubbard, H.C. 1897. The ambrosia beetles of the United States. U.S. Dept. Agr., Div. Entomol. Bull., 7: 9-35 (cit. Francke-Grosmann, 1967).

Hubbes, T. 1999. The American elm and Dutch elm disease. *Forestry Chronicle* 75: 265–273.

Hughes, D.P., Wappler, T. & Labandeira, C.C. 2010. Ancient death-grip leaf scars reveal ant-fungal parasitism. *Biology Letters*, in press.

Husson, R. 1955. Sur la biologie du coléoptère xylophage "*Platypus cylindrus* Fabr.". *Annales Universitatis Saraviensis Scientia*, 4, 348-356.

Hynes, M.M., Smith, M.E., Zasoski, R.J. & Bledsoe, C.S. 2010. A molecular survey of ectomycorrhizal hyphae in a California *Quercus–Pinus* woodland. *Mycorrhiza* 20: 265-274.

Igeta, Y., Esaki, K., Kato, K. & Kamata, N. 2003. Influence of light conditions on the stand-level distribution and movement of the ambrosia beetle *Platypus quercivorus* (Coleoptera: Platypodidae). *Appl. Entomol. Zool.* 38: 167-1

Igeta, Y., Esaki, K., Kato, K. & Kamata, N. 2004. Spatial distribution of a flying ambrosia beetle *Platypus quercivorus* (Coleoptera: Platypodidae) at the stand level. *Appl. Entomol. Zool.* 39 : 583-58

Inacio, M.L., Henriques, J. & Sousa, E. 2005. As relações mutualistas entre fungos e insetos: sua influência no estado sanitário da floresta em Portugal. In *Actas das comunicações do 5º Congresso Florestal Nacional*, Instituto Politécnico de Viseu, Viseu.

Inacio, M.L., Henriques, J., Lima, A. & Sousa, E. 2008. Fungi of *Raffaelea* genus (Ascomycota: Ophiostomatales) associated to *Platypus cylindrus* (Coleoptera: Platypodidae) in Portugal. *Rev. de Ciências Agrárias* 31 : 96-104.

Inoue, M., Nishigaki, S. & Nishimura, N. 1998. Attack density and seasonal prevalence of two Platypodid beetles, *Platypus quercivorus* and *Platypus calamus* (Coleoptera: Platypodidae) on live, dead and logged oak trees. *Appl. Forest Sci. Kansai* 7: 121-126.

Ito, S., Kubono, T., Sahashi, N. & Yamada, T. 1998. Associated fungi with the mass mortality of oak trees. *J. Jpn. For. Soc.* 80: 170-175.

Jacobs, K., Wingfield, M.J, Pashenova, N.V. & Vetrova, V.P. 2000. A new *Leptographium* species from Russia. *Mycol. Res.* 104: 1524- 1529.

Jacobs, K. & Wingfield, M.J. 2001. *Leptographium* species: tree pathogens, insect associates, and agents of blue-stain. American Phytopathological Society Press, St. Paul, Minnesota, USA. 224 p.

Jeffrey, C. 1962. The origin and differentiation of the archegoniate land-plants. *Botaniska Notiser* 115: 446-454.

Jönsson, A.M., Harding, S., Barring, L. & Ravn, H.P. 2007. Impact of climate change on the population dynamics of *Ips typographus* in southern Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology* 146: 70-81.

Jordaan, J. & Leukes, W.D. 2003. Isolation of a thermostable laccase with DMAB and MBTH oxidative coupling activity from a mesophilic white rot fungus. *Enzyme Microb. Tech.*, 33: 212-219.

Jover, H. 1952. Note préliminaire sur la biologie des Platypodidae de Basse Côte d'Ivoire. *Rev. Path. Vég. Ento. agric. Fr.* 31: 73-81.

Kamata, N., Esaki, K., Kato, K., Igeta, Y. & Wada, K. 2002. Potential impact of global warming on deciduous oak dieback caused by ambrosia fungus *Raffaelea* sp. carried by ambrosia beetle *Platypus quercivorus* (Coleoptera: Platypodidae) in Japan. *B. Entomol. Res.* 92: 119-126.

Kamgan-Nkuekam, G., Jacobs, K., De Beer, Z.W., Wingfield, M.J. & Roux, J. 2008. *Pesotum australi* sp. nov. and *Ophiostoma quercus* associated with *Acacia mearnsii* trees in Australia and Uganda, respectively. *Australas. Plant Path.*, 37: 406-416.

Kane, D.F., Tarn, W.Y. & Jones, E.B.G. 2002. Fungi colonising and sporulating on submerged wood in the River Severn, UK. In: Fungal Succession (eds. K.D. Hyde and E.B.G. Jones). Fungal Diversity 10: 45-55.

Kendrick, B. & Murase, G. 2009. Anamorph-teleomorph database. CBS. Centraalbureau voor Schimmelcultures.

Kent, D.S. 2008. Mycangia of the beetle, *Austroplatypus incomptus* (Schedl) (Coleoptera: Curculionidae: Platypodidae). Aust. J. Entomol., 47: 9-12.

Kessel, G.J.T., De Haas, B.H., Van Der Werf, W. & Kohl, J. 2002. Competitive substrate colonisation by *Botrytis cinerea* and *Ulocladium atrum* in relation to biological control of *B. cinerea* in cyclamen. *Mycol. Res.* 106: 716-728 (June 2002). The British Mycological Society

Kiffer, E. & Morelet, M., 1997. Les Deutéromycètes – classification et clés d'identification générique. *INRA Editions*, Paris, 306 pp.

Kinuura, H. & Kobayashi, M. 2006. Death of *Quercus crispula* by inoculation with adult *Platypus quercivorus* (Coleoptera: Platypodidae). *Appl. Entomol. Zool.* 41: 123-128.

Kinuura, H. 2002. Relative dominance of the mold fungus, *Raffaelea* sp., in the mycangium and proventriculus in relation to adult stages of the oak platypodid beetle, *Platypus quercivorus* (Coleoptera: Platypodidae). *Journal of Forest Research* 7:7-12.

Kirisits, T. 2004. Fungal associates of European bark beetles with special emphasis on the ophiostomatoid fungi. In: Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J-C. & Evans, H.F. (eds.). *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp. 181-235.

Kiritis, T. 2007. Fungal associates of European bark beetles with special emphasis on the ophiostomatoid fungi. In: Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J-C. & Evans, H.F. (eds.). *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp. 181-235.

Kirk, P.M., Cannon, P.F., Minter, D.W. & Stalpers, J. (eds.). 2008. Dictionary of the fungi. 10th edition. CAB International, Wallingford, UK. 771 p.

Kirkendall, L.R., Kent, D.S. & Raffa, K.F. 1997. Interactions among males, females, offspring in bark and ambrosia beetles: The significance of living in tunnels for the evolution of social behaviour. In *The evolution of Social Behavior in Insects and Arachnids*. J.C. Choe, & B.J. Crespi (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, pp.181-215.

Kirkendall, L.R. 1983. The evolution of mating systems in bark and ambrosia beetles (Coleoptera: Scolytidae). *Zoological Journal of the Linnean Society* 77: 293-352.

Kirschner, R. 1998. Diversität Mit Borckenkafern Assoziierter Filamentöser Mikropilze. Fakultät für Biologie. Eberhard-Karls Universität, Tübingen, p. 573.

Kirschner, R. 2001. Diversity of filamentous fungi in bark beetle galleries in Central Europe. In: Misra, JK, Horn, BW (Eds.) *In Trichomycetes and other fungal groups: Professor Robert W Lichtwardt Commemoration Volume* Science Publishers, Enfield, (NH), USA, pp 175-196.

Kiyuna , K.T. Kigawa, D.R., Sano, C., Miura, S. & Sugiyama, J. 2008. Mycobiota of the Takamatsuzuka and Kitora Tumuli in Japan, focusing on the molecular phylogenetic diversity of *Fusarium* and *Trichoderma*. *Mycoscience* 49: 298-311. The Mycological Society of Japan and Springer 2008.

Klepzig, K.D. & Wilkens, R.T. 1997. Competitive interactions among symbiotic fungi of the southern pine beetle. *Applied and Environmental Microbiology* 63: 621-627.

Klepzig, K.D. & Six, D.L. 2004. Bark beetle-fungal symbiosis: context dependency in complex associations. *Symbiosis* 37: 189-205.

Klepzig, K.D., Flores-Otero, J., Hofstetter, R.W. & Ayres, M.P. 2004. Effects of available water on growth and competition of southern pine beetle associated fungi. *Mycological Research* 108: 183-188.

Knížek, M. & Beaver, R. 2004. Taxonomy and systematic of bark and ambrosia beetles. In: Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J-C. & Evans, H.F. (eds.). *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp. 41-54.

Kocher, L. 1961. Rhynchophores- Catalogue commenté des Coléoptères du Maroc, Fascicule 9. Institut Scientifique Cherifien, Rabat, Morocco.

Kok, L.T. 1979. Lipids of ambrosia fungi in the life of the mutualistic beetles. In: *Insect-Fungus symbiosis*. L.R. Batra, (Ed.), Halsted Press, Chichester, Sussex, pp. 33-52.

Kolarik, M., Kubatova, A., Pazoutova, S. & Srutka, P. 2004. Morphological and molecular characterisation of *Geosmithia putterillii*, *G. pallid* comb. nov. and *G. flava* sp. nov., associated with subcorticolous insects. *Mycol. Res.*, 108: 1053-1069.

Kolarik, M., Kubatova, A., Cepicka, I., Pazoutova, S. & Srutka, P. 2005. A complex of three new white-spored, sympatric, and host range limited *Geosmithia* species. *Mycol. Res.*, 109: 1323-1336.

Kolarik, M. 2006. Host preference, taxonomy, diversity and host range of fungi associated with bark beetles with an emphasis on the genus *Geosmithia* in temperate Europe [doctoral dissertation]. Prague: Charles Univ. Press 133 p.

Kolarik, M., Kostovcik, M. & Pazoutova, S. 2007. Host range and diversity of the genus *Geosmithia* (Ascomycota: Hypocreales) living in association with bark beetles in the Mediterranean area. *Mycol. Res.*, 111: 1298-1310.

Kolarík, M., Kubátová, A., Hulcr, J. & Pazoutová, S. 2008. *Geosmithia* fungi are highly diverse and consistent bark beetle associates: evidence from their community structure in temperate Europe. *Microb. Ecol.* 55, 65–80.

Kolarik, M. & Hulcr, J. 2009. Mycobiota associated with the ambrosia beetle *Scolytodes unipunctatus* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae). *Mycol. Res.*, 113: 44–60.

Kolarik, M., Freeland, E., Utley, C. & Tisserat, N. 2010. *Geosmithia morbida* sp. nov., a new phytopathogenic species living in symbiosis with the walnut twig beetle (*Pityophthorus juglandis*) on *Juglans* in USA. *Mycologia* 103: 325-332.

Korolyov, S.G. 1989. Morphology of the larvae of beetles of the genus *Platypus* Herbest (Coleoptera, *Platypodidae*) in connection with peculiarities of their ecology. Entomologicheskoye Obozreniye 2: 353-360., translated in: Entomol. Obroz. (USA), 68: 109-115.

Kremer, A., Petit, R.J. & Ducouso, A. 2002. Developmental biology and genetic diversity of Sessile and Pedunculate oak. Revue Forestiere Francaise 54: 111-130.

Krivosheina, N.P. 1991. Relations between wood-inhabiting insects and fungi. Baranchikov, Y. N., Mattson, W.J., Hain, F.P., and Payne, T.L., eds. 1991. Forest Insect Guilds: Patterns of interaction with Host Trees. U.S Dep. Agric. Serv. Gen. Tech. Rep. NE- 15: 335- 346.

Kubatova, A., Novotny, D. & Prasil, K. 1999. Belokaz dubovyjako prenasee mikroskopickych hub [Oak bark beetle as vector of microscopic fungi]. In: Jankovsky, L, Krejcir, R, Antonin, V (Eds) Houby a les [Fungi and forest], Brno, pp 235-236.

Kubatova, A., Kolarik, M., Prasil, K. & Novotny, D. 2004. Bark beetles and their galleries: well-known niche for little known fungi, case of *Geosmithia*. Czech Mycol 55: 1–18

Kubatova, A. 2006. *Chaetomium* in the Czech Republic and notes to three new records. – Czech Mycol. 58: 155-171.

Kubono, T. & Ito, S. 2002. *Raffaelea quercivora* sp. nov. associated with mass mortality of Japanese oak, and the ambrosia beetle (*Platypus quercivorus*). Mycosci., 43: 255-260.

Kühlholz, S., Borden, J.H. & Uzunovic, 2003. Secondary ambrosia beetles in apparently healthy trees: Adaptations, potential causes and suggested research. Integrated Pest Management Reviews, 6: 209-219.

Kuo, M. 2010. *Coriolopsis gallica*. Retrieved from the Mushroom Expert.Com Web site: http://www.mushroomexpert.com/coriolopsis_gallica.html.

Kuroda, K. 2001. Responses of *Quercus* sapwood to infection with the pathogenic fungus of a new wilt disease vectored by the ambrosia beetle *Platypus quercivorus*. *Journal of Wood Science* 47: 425-429.

Lamey, 1893. Chêne-liège: sa structure et son exploitation. Levrault et Cie, Nancy: 168- 209.

Lamotte, M., Villemant, C. & Fraval, A. 1991. La zoocénose de *Quercus suber*. In : La faune du chêne-liège. Documents scientifiques et Techniques, Actes Editions, Rabat, pp. 253-296.

Långström, B., Solheim, H., Hellqvist, C. & Gref, R. 1993. Effects of pruning young Scots pines on host vigour and susceptibility to *Leptographium wingfieldii* and *Ophiostoma minus*, two blue-stain fungi associated with *Tomicus piniperda*. Eur. J. For. Pathol. 23: 400-415.

Lanier, G.N. & Burns, B.W. 1978. Barometric flux. Effects on the responsiveness of bark beetles to aggregation attractants. J. Chem. Ecol., 4: 139-47.

Larcher, W. 2000. Ecofisiologia vegetal.São Carlos , SP , Editora RIMA.531 p.

Larignon, P. Fontaine, F. Farine, S., Clément, C. & Bertsch, C. 2009. Esca et Black Dead Arm : deux acteurs majeurs des maladies du bois chez la Vigne. C. R. Biologies 332: 765-783.

Larsen, T.O., Perry, N.B. & Andersen, B. 2003. Infectopyrone, a potential mycotoxin from *Alternaria infectoria* // Tetrahedron Letters. Vol. 44. P. 4511-4513.

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: 31 - 44.

Lefbvre, H., 1900. Les forêts de l'Algérie. Edit Giralt. Alger. 438p.

Lekander, B. 1968. The number of larval instars in some bark beetle species. Entomol. Ts. Arg. 89: 25-34

Levetin, E. & Dorsey, K. 2006. Contribution of leaf surface fungi to the air spora. Aerobiologia 22, 3-12.

Levieux, J. & Cassier, P., 1994. Vection de champignons pathogènes des résineux par les xylophages forestiers. Ann. Biol., 33: 19-37.

Levieux, J., Cassier, P. & Guilaumin, D. 1991. Structures implicated in the transportation of pathogenic fungi by the European bark beetle, *Ips sexdentatus* Boerner: ultrastructure of a mycangium. Can. Ent., 123: 245-254.

Li, J.S., Chang, G.B., Song, Y.S., Wang, Y.W. & Chang, B.S. 2001. Control project on red turpentine beetle (*Dendroctonus valens*). Forest Pest and Disease 4: 41-44.

Lieutier, F. & Levieux, J. 1985. Les relations conifères-scolytides: Importance et perspectives de recherches. Ann. Sci. For., 42: 359-370.

Lieutier, F., Yart, A., Garcia, J., Ham, M.C., Moralet, M. & Levieux, J. 1989. Champignons phytopathogènes associés à deux coléoptères scolytidae du pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L) et étude préliminaire de leur agressivité envers l'hôte. Annales des Sciences Forestières 46: 201-216.

Lieutier, F., Yart, A. & Salle, A. 2009. Stimulation of tree defences by Ophiostomatoid fungi can explain attack success of bark beetle species on conifers. Annals of Forest Science 66: 801.

Lieutier, F. 1991. Les coléoptères Scolytidae en France et les recherches menées par l'INRA. Bull. Soc. zool. Fr., 11: 275-281.

Lieutier, F. 1992. Les réactions de défense des conifères et stratégie d'attaque de quelques Scolytides européens. Mem. soc. r. Belge Ent. 35: 529- 539.

Lieutier, F. 1993. Induced defence reaction of conifers to bark beetles and their associated *Ophiostoma* species. In *Ceratocystis and Ophiostoma*, taxonomy ecology and pathogenicity. M.J. Wingfield, K.A. Seifert & J.F. Webber (Eds.), APS Press, Minnesota, pp. 225-234.

Lim, Y.W., Alamouti, S.M., Kim, J.J., Lee, S. Breuil, C. 2004. Multigene phylogenies of *Ophiostoma clavigerum* and closely related species from bark beetle-attacked *Pinus* in North America. FEMS Microbiol. Lett., 237: 89-96.

Linnakoski, R., Beer, Z.W., Rousi, M., Niemelä, P., Pappinen, A. & Wingfield, M.J. 2008. Fungi, including *Ophiostoma karelicum* sp. nov., associated with *Scolytus ratzeburgi* infesting birch in Finland and Russia. Mycol. Res., 112: 1475-1488.

Linnakoski, R., De Beer, Z.W., Rousi, M., Solheim, H. & Wingfield, M.J. 2009. *Ophiostoma denticiliatum* sp. nov. and other *Ophiostoma* species associated with the birch beetle in southern Norway. Personia, 23: 9- 15.

Linnakoski, R. 2011. Bark beetle-associated fungi in Fennoscandia with special emphasis on species of *Ophiostoma* and *Grosmannia*. Dissertationes Forestales 119. 74 p.

Löbl, I. & Smetana, A. 2011. Catalogue of Palaearctic Coleoptera, Vol. 7: Curculionoidea I. Apollo Books. 373 p.

Lombardero, M.J., Klepzig, K.D., Moser, J.C. & Ayres, M.P. 2000. Biology, demography and community interactions of *Tarsonemus* (Acarina: Tarsonemidae) mites phoretic on *Dendroctonus frontalis* (Coleoptera: Scolytidae). Agricultural and Forest Entomology 2: 193-202.

Lucas, H. 1849. Exploration scientifique de l'Algérie pendant les années 1840, 1841 et 1842, 2ème Partie Animaux articulés. Imp. Nat., Paris, 590 p.

Lumaret, R., Tryphon-Dionnet, M., Michaud, H., Sanuy, A., Ipotesi, I., Born, C. & Mir, C. 2005. Phylogeographical variation of chloroplast DNA in Cork oak (*Quercus suber*). Annals of Botany 96: 853-861.

Luque, J. & Girbal, J. 1989. Dieback of cork oak (*Quercus suber*) in Catalonia (NE Spain) caused by *Botryosphaeria stevensii*. Eur. J. For. Path., 19: 7-13.

Luque, J., Parladé, J. & Pera, J. 2000. Pathogenicity of fungi isolated from *Quercus suber* in Catalonia (NE Spain). For. Path., 30: 247-263.

Luque, J., Pera, J. & Parladé, J. 2008. Evaluation of fungicides for the control of *Botryosphaeria corticola* on cork oak in Catalonia (NE Spain). For. Path., 38: 147-155.

M'hirit, O. 1993. Biodiversité et conservation in situ au Maroc. Réunion du groupe "conservation in situ" de l'Asie, de l'Ouest et l'Afrique du Nord.

Mac Arthur, R., 1994. Cork oaks and cork: A new Zeland perspective. The grove Picton. New Zeland.

Magri, D., Fineschi, S., Bellarosa, R., Buonamici, A., Sebastiani, F., Schirone, B., Simeone, M.C. & Vendramin, G.G. & Blackwell Publishing Ltd. 2007. The distribution of *Quercus suber* chloroplast haplotypes matches the palaeogeographical history of the western Mediterranean. Molecular Ecology 16, 5259–5266.

Maire, R.1926. Note phytogéographiques de l'Algérie et de la Tunisie avec carte/ Alger.

Malloch, D. & Blackwell, M. 1993. Dispersal biology of the ophiostomatoid fungi. In: Wingfield, M.J., Seifert, K.A. & Webber, J.F. (eds.). *Ceratocystis* and *Ophiostoma*. Taxonomy, ecology and pathogenicity. American Phytopathological Society Press, St. Paul, Minnesota, USA. pp. 195-206.

Mallock, D. 1997. Moulds: isolation, cultivation, identification. Department of Botany, University of Toronto. VAlable au site:

<http://www.botany.utoronto.ca/ResearchLabs/MallochLab/Malloch/Moulds/Moulds..html>

Manos P.S. & Stanford M.A. 2001. The historical biogeography of Fagaceae: tracking the tertiary history of temperate and subtropical forests of the northern hemisphere Int. J. Plant Sci. 162(6 Suppl.):S77–S93. 2001. The University of Chicago. 1058-5893

Manos, P.S., Zhou, Z.K. & Cannon, C.H. 2001. Systematics of *Fagaceae*: phylogenetic tests of reproductive trait evolution. International Journal of Plant Sciences 162: 1361-1379

Manos, P.S., Cannon, C.H. & Oh, S.H. 2008. Phylogenetic relationships and taxonomic status of the paleoendemic fagaceae of western north america: recognition of a new genus, notholithocarpus. MADRONO, Vol. 55, No. 3, pp. 183-192.

Marc, H. 1916. Notes sur les forêts de l'Algérie, typographie, Adolphe Jourdan, 331 p.

Marc, H. 1930. Notes sur les forêts de l'Algérie. Collection du centenaire de l'Algérie. Larose, Paris. 702p.

Marchant, K. & Borden, J. 1976. Worldwide introduction and establishment of bark and timber beetles (Coleoptera: Scolytidae and Platypodidae). Master thesis. Simon Frazer University, Canada.

Marion, J. 1951. La régénération naturelle du chêne-liège en Mamora. Ann. Rech. For. Maroc. Rapport annuel pp 25-57.

Maroco, J.P., Rodrigues, M.L., Lopes, C. & Chaves, M.M. 2002. Limitations to leaf photosynthesis in grapevine under drought- metabolic and modelling approaches. Functional Plant Physiology 29: 1-9.

Martikainen, P., Siitonen, J., Kaila, L., Puntila, P. & Rauh, J. 1999. Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. Forest Ecology and Management 116: 233-245.

Martin, M.M. 1979. Biochemical implications of insect mycophagy. Biol. Rev. Cambridge Philos. Soc. 54: 1-21.

Massoumi-Alamouti, S., Tsui, C.K.M. & Breuil, C. 2009. Multigene phylogeny of filamentous ambrosia fungi associated with ambrosia and bark beetles. Mycol. Res., 113: 822-835.

Masuya, H., Wingfield, M.J., Kubono, T. & Ichihara, Y. 2004. *Leptographium pruni*, sp. nov. from bark beetle-infested *Prunus jamasakura* in Japan. Mycol., 96: 548-557.

Masuya, H., Yamaoka, Y., Kaneko, S. & Yamaura, Y. 2009. Ophiostomatoid fungi isolated from Japanese red pine and their relationships with bark beetles. *Mycoscience* 50:212-223

Mathiesen-Käärrik, A. 1953. Eine Übersicht über die gewöhnlichsten mit Borkenkäfern assoziierten Bläuepilze in Schweden und einige für Sweden neue Bläuepilze. *Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut, Stockholm* 43: 1-74.

Mazzaglia, A., Anselmi, N., Vicario, S. & Vannini, A. 2001a. Sequence analysis of the 5.8S rDNA and ITS regions in evaluating genetic relationships among some species of *Hypoxylon* and related genera. *Mycol. Res.*, 105: 670-675.

Mazzaglia, A., Anselmi, N., Gasbarri, A. & Vannini, A. 2001b. Development of Polymerase Chain Reaction (PCR) assay for the specific detection of *Biscogniauxia mediterranea* living as an endophyte in oak tissues. *Mycol. Res.*, 105: 952-956.

MBL, 2005. Mold & Bacteria Consulting Laboratories (MBL) Inc. (2005). Indoor mould: do not panic! Indoor Mold and Bacteria.

McCain, A.H. & Scharpf, R.F. 1989. Effect of inoculum density of *Macrophomina phaseolina* on seedling susceptibility of six conifer species. *Eur. J. For. Pathol.* 19: 119-123.

Meeuwse, P., Klok, A.J. Haemers, S., Tramper, J. & Rinzema A. 2012. Growth and lipid production of *Umbelopsis isabellina* on a solid substrate—Mechanistic modeling and validation. *Process Biochemistry Volume 47 : Issue 8, Pages 1228-1242.*

Menier J.J. 1976. Existence d'appareils stidulatoires chez les Platypodidae (Coleoptera). *Ann. Soc. Ent. Fr. (N°8)* 12 :347 à 353.

Meyer , W. & Gams, W. 2003. Delimitation of *Umbelopsis* (Mucorales, Umbelopsidaceae fam. nov.) based on ITS sequence and RFLP data. *Mycol. Res.* 107: 339-350. The British Mycological Society.

Mihal, I., Cicak, A., Tsakov, H. & Petkov, P. 2009. Occurrence of species of the *Nectria* s.l. (*Bionectriaceae*, *Nectriaceae*, *Hypocreales*, *Ascomycetes*) in central and south-eastern Europe. *Folia Oecol.*, 36: 32-38.

Moeck, H.A., Wood, D.L. & Lindahl, K.Q. jr. 1981. Host selection behaviour of bark beetles (Coleoptera: Scolytidae) attacking *Pinus ponderosa*, with special emphasis on the western pine beetle, *Dendroctonus brevicomis*. *Journal of Chemical Ecology* 7: 49–83.

Moltzan, B.D., Blenis, P.V. & Hiratsuka, Y. 2001. Effects of spore availability, spore germinability, and shoot susceptibility on gall rust infection of pine. *Plant Disease* 85: 1193-9.

Moon, M.J., Park, J.G., Oh, E. & Kim, K.H. 2008a. External microstructure of the ambrosia beetle *Platypus koryoensis* (Coleoptera: Curculionidae: Platypodinae). *Entomol. Res.*, 38: 202-210.

Moon, M.J., Park, J.G. & Kim, K.H. 2008b. Fine Structure of the Mouthparts in the Ambrosia Beetle *Platypus koryoensis* (Coleoptera: Curculionidae: Platypodinae). *Anim. Cell. Syst.*, 12: 101-108.

Moon, M.J., Park, J.G., Seo, S.T. & Kim, K.H. 2012. Microstructure of the prothoracic mycangia in the ambrosia beetle *Platypus koryoensis* (Coleoptera: Curculionidae: Platypodinae). *Journal of Asia-Pacific Entomology* 15: 51-57

Moreira, F., Duarte, I., Catry, F. & Acácio, V. 2007. Cork extraction as a key factor determining post-fire cork oak survival in a mountain region of southern Portugal. *For. Ecol. Manag* 253:30–37.

Morelet, M. 1998. Une espèce nouvelle de *Raffaelea*, isolée de *Platypus cylindrus*, coléoptère xylomycétophage des chênes. *Extrait des Annales de la S.S.N.A.T.V.* 50: 185-193.

Moročko, I. & Fatehi, J. 2007. Molecular characterisation of strawberry pathogen *Gnomonia fragariae* and its genetic relatedness to other *Gnomonia* species and members of *Diaporthales*. *Mycological Research* 111: 603–614.

Moročko, I. 2006. Characterization of the Strawberry Pathogen *Gnomonia fragariae*, and Biocontrol Possibilities. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, p. 43.

Moser, J.C., Konrad, H., Blomquist, S.R. & Kirisits, T. 2010. Do mites phoretic on elm bark beetles contribute to the transmission of Dutch elm disease? *Naturwissenschaften* 97: 219-227

Mota, M., Braasch, H., Bravo, M.A., Penas, A.C., Burgermeister, W., Metge, K. & Sousa, E. 1999. First report of *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal and in Europe. *Nematology*, 1: 727-734.

Mueller, U.G., Gerardo, N.M., Aanen, D.K., Six, D.L. & Schultz, T.R. 2005. The Evolution of Agriculture in Insects. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36: 563-95.

Mueller, U.G. & Gerardo, N. 2002. Fungus-farming insects: Multiple origins and diverse evolutionary histories. *PNAS*, 99: 15247-15249.

Müller-Stöver D. & Kroschel, J. 2005. The potential of *Ulocladium botrytis* for biological control of *Orobanche* spp. *Biol Control*, 33: 301-306.

Münch, E. 1907. Die Blaufäule des Nadelholzes. I-II. *Naturwissenschaftliche Zeitschrift für Forst- und Landwirtschaft* 5: 531–573.

Murat, C., Vizzini, A., Bonfante, P. & Mello, A. 2005. Morphological and molecular typing of the below-ground fungal community in a natural *Tuber magnatum* truffle-ground. *FEMS Microbiol Lett* 245:307–313.

Murayama, J. 1925. Supplementary Notes on "The *Platypodidae* of Formosa". *Journal of the College of Agriculture, Hokkaido Imperial University, Sapporo, Japan* . 15: 229-236.

Murayama, J. 1931. Supplementary notes on the *Platypodidae* of Formosa III *Journal of the Faculty of Agriculture, Hokkaido Imperial University*, 30: 195-203

Musset, R. 1935. Les calculs relatifs au régime pluviométrique. *Etudes Rhodaniennes*, XI, 1935, p. 75-85.

Myers, P., Espinosa, R., Parr, C.S., Jones, T., Hammond, G.S. & Dewey, T.A. 2012. The Animal Diversity Web (online). Accessed at <http://animaldiversity.org>.

Nakashima, T. 1971. Notes on the associated fungi and the mycetangia of the ambrosia beetle, *Crossotarsus niponicus* Blandford (Coleoptera: Platypodidae). Appl. Ent. Zool. 6: 131-137.

Nakashima, T. 1972. Notes on the mycetangia of the ambrosia beetles, *Platypus severini* Blandford and *P. calamus* Blandford (Coleoptera: Platypodidae). Appl. Ent. Zool. 7:217-225.

Nakashima, T. 1975. Several types of the mycetangia found in platypodid ambrosia beetles (Coleoptera: Platypodidae). Insecta Matsumurana 7: 1-69.

Nakashima, T., Goto, C. & Iizuka, T. 1987. The primary and auxiliary ambrosia fungi isolated from the ambrosia beetles, *Scolytoj>latyjJlls shogun* Blandford (Coleoptera: Scolytidae) and *Crossotarsus IlijJOLliCilS* Blandford (Coleoptera: Platypodidae). Jour. Fac. Agric. Hokkaido Univ. 63: 185-208

Nakashima, T. 1989. Observation on the ambrosia fungus, *ambrosjella* sp., growing in the gallery of *scolytoplatypus sffooun* blandford (coleoptera: scolytidae) and on the concurrent damage of wood tissue. J. Fac. Agr. Hokkaido Univ., Vol. 64, Pt. 1: 99-105.

Natividade, J.V. 1956. Subériculture. ED. Franc. De l'ouvrage portugais subéricultura, Ecol. Nat. Des eaux et forêt, Nancy, 281p.

Natividade, J.V. 1950. *Subericultura*. 1^a ed. Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação. Direção-Geral das Florestas. Lisboa. 520 p.

Nebeker, T.E., Hodges, J.D. & Blanche, C.A. 1993. Host response to bark beetle and pathogen colonization. In: Schowalter, T.D. & Filip, G.M. (eds.). Beetle-pathogen interaction in conifer forests. Academic Press, Oregon State University, Corvallis, USA. pp. 157-173.

Nielsen, K.F., Gravesen, S. & Neilsen, P.A. 1999. Production of mycotoxins on artificially and naturally infested building materials. Mycopathologia 145: 43-56.

Nixon, K.C. 1993. Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and typification of sectional names. Annals of Forest Sciences 50: 25-34

Nixon, K.C. 2002. The Oak (*Quercus*) Biodiversity of California and Adjacent Regions. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-184. 2002, pp 4-20.

Norris, D.M. & Baker, J.M. 1968. A complex of fungi mutualistically involved in the nutrition of the ambrosia beetle *Xyleborus ferrugineus*. J. Invertebr. Pathol., 11: 246-250.

Norris, D.M. 1979. The mutualistic fungi of *Xyleborini* beetles. In: Batra, L.R. (ed.). Insect-fungus symbioses. Allenheld, Osmum & Co., Montclair, USA. pp. 53-65.

Nugent, L.K., Sihanonth, P., Thienhirun, S. & Walley, A.J.S. 2005. *Biscogniauxia*: a genus of latent invaders. Mycol., 19: 40-43.

Oli, 2005. Les fiches des plantes exotiques: *Quercus suber*, chêne-liège, cork oak, 2p.

- Oren, Y., Sadowsky, A., Gefen, D., Solel, Z. & Kimchy, M. 2001.** *Scytalidium* wilt of *Citrus*. Eur. J. Plant Pathol., 107: 467-470.
- Osono, T. 2006.** Role of phyllosphere fungi of forest trees in the development of decomposer fungal communities and decomposition processes of leaf litter. Can.J Microbiol. 52 : 701-716.
- Ouarkoub, D. 1974.** La politique des aménagements des forêts à vocation de production du bois et de liège en Algérie (évolution et perspectives). Mémoire université Montpellier. 93p.
- Ouarkoub, D. 1975.** La politique forestière en Algérie (évolution et perspectives). Mémoire université Montpellier. 112p.
- Ouldmouhoub, S. 2005.** Gestion multi- usage et conservation du patrimoine forestier : cas des subéraies du Parc National d'El Kala (Algérie). Série « Master of science » CIHEAM-IAMM. n° 78. 129p.
- Owen, D.R., Lindahl, K.Q., Wood, D.I. & Parmeter, J.R. (jr.). 1987.** Pathogenicity of fungi isolated from *Dendroctonus valens*, *D. brevicornis*, and *D. ponderosae* to pine seedlings. Phytopathology 77: 631-636.
- Paine, T.D. & Birch, M.C. 1983.** Acquisition and maintenance of mycangial fungi by *Dendroctonus brevicornis* LeConte (Coleoptera: Scolytidae). Environ. Entomol., 12: 1384-1386.
- Owen, D.R., Lindahl, K.Q., Wood, D.I. & Parmeter, J.R. (jr.). 1987.** Pathogenicity of fungi isolated from *Dendroctonus valens*, *D. brevicornis*, and *D. ponderosae* to pine seedlings. Phytopathology 77: 631-636.
- Park, S. & Lyu, D. 2007.** Checklist of the family Platipodidae (Coleoptera) in Korea. J. Asia-Pacific Entomol. 10: 275-280.
- Parmeter, J.R. (jr.), Slaughter, G.W., Chen, M.M., Wood, D.L. & Stubbs, H.A. 1989.** Single and mixed inoculations of ponderosa pine with fungal associates of *Dendroctonus* spp. Phytopathology 79: 768-772.
- Patterson, T.F., McGinnis, M. R., & ed. 2009.** The fungi: description. Site Doctor Fungus. Mycoses Study Group.
- Pausas J.G., Pereira J.S. & Aronson J. 2009.** The tree. Pp: 11- 21, In: J. Aronson, J.S. Pereira & J.G. Pausas (eds). Cork oak woodlands on the edge. Ecology, adaptive management and restoration. Island Press, Abingdon, Oxfordshire, UK.
- Pausas, J.G. & Verdú, M. 2005.** Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: A phylogenetic approach. Oikos 109: 196-202.
- Pausas, J.G. 1997.** Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. J. Veg. Sci. 8: 703-706
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A., Keith, D.A., Keeley, J.E. & GCTE Fire Network. 2004.** Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. Ecology 85: 1085-1100.

- Pereira, J.S., Tenhunen, J.D. & Lange, O.L. 1987.** Stomatal control of photosynthesis of *Eucalyptus globulus* trees under field conditions in Portugal. *Journal of experimental Botany* 38, 1678-1689.
- Perrier, R. 1932.** La Faune de France. Les Coléoptères - Fasc. 6, Éd. Delagrave, Paris, 230 p.
- Perris, E. 1840,** Observations sur les insectes qu'habitent les galles de l'*Ulex nanus* et du *Papaver dubium*. *Annales de la Société Entomologique de France* 9:89
- Peyerimhoff, P. 1941.** Gouvernement général de l'Algérie. Service cartographique. Service des forêts. Carte forestière de l'Algérie et de la Tunisie Impr. de Baconnier Frères, Alger. 71 pages.
- Petit, R.J., Kremer, A. & Wagner, D.B. 1993.** Geographic structure of chloroplast DNA polymorphisms in European oaks. *Theoretical and Applied Genetics* 87: 122-128
- Petrov, M. & Genov, K. 2004.** 50 years of cork oak (*Quercus suber* L.) in Bulgaria. *Naukaza Gorata (forest Science)*, 3: 93-101.
- Piontelli, E., Palma, M.A. & Torelli, L. 2006.** *Ectinogonia buquetti* Spinola (Coleoptera) Vector de *Ophiostoma stenoceras* (Robak) Melin & Nannf. En Bosques de *Eucalyptus* de la V Region. *Bol. Micol.*, 21: 63-70.
- Pirozynski, K.A. & Malloch, D.W. 1975.** The origin of land plants: a matter of mycoparasitism. *BioSystems* 6: 153-164.
- Pitt, J.I. & Hocking, A.D. 1997.** *Fungi and Food Spoilage*, 2nd ed. Blackie Academic and Professional, London
- Pitt, J.I., Hocking, A.D., Bhudhasamai, K., Miscamble, B.F. & Wheeler, K.A. & Tanboon-Ek, P. 1993.** The normal mycoflora of commodities from Thailand. 1. Nuts and oilseeds. *Int.J Food. Microbiol.* 20, 211-226.
- Pitt, J.I. 1979.** *Geosmithia* gen. nov. for *Penicillium lavendulum* and related species. *Can J Bot* 57: 2021-2030
- Pitts, J.P. & Alston, D.G. 2004.** Area- Wide Survey of tree Fruit Borers including Nurseries in Utah- 2004. Final Report for USDA APHIS Western CAPS Project.
- Popescu, C.M., Lisa, G., Manoliu, A., Gradinariu, P & Vasile, C. 2010.** Thermo gravimetric analysis of fungus-degraded lime wood. *Carbohydr Polym.* Doi: 10.1016/j.carbpol.2009.10.058.
- Popescu, C.M. & Tibirna, C.M., Manoliu, Al., Gradinariu, P. & Vasile, C. 2011.** Microscopic study of lime wood decayed by *Chaetomium globosum* *Cellulose Chem. Technol.*, 45, 565-569.
- Pryor, B.M. & Gilbertson, R.L. 2000.** Molecular phylogenetic relationships amongst *Alternaria* species and related fungi based upon analysis of nuclear ITS and mtSSU rDNA sequences. *Mycol. Res.*, 104: 1312-1321.

Pryor, B.M., Bigelow, D.M. 2003. Molecular characterization of *Embellisia* and *Nimbya* species and their relationship to *Alternaria*, *Ulocladium* and *Stremphylium*. *Mycologia* 95: 1139-1152.

Puyo, J.Y. 2006. Les premiers temps de la mise en valeur coloniale des subéraies algériennes- le triste épisode des concessions privées.

www.institutduliege.com/colloque2006/Puyo.pdf

Quézel, P. & Santa, S. 1962. Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Tome 1. CNRS, Paris, 565 p.

Quezel, P. 1976. Les forêts du pourtour méditerranéen. In Forêts et Maquis méditerranéens : écologie, conservation et aménagement. Note technique MAB, 2 :9-33. UNESCO, Paris.

Quezel, P. 2000. Reflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au maghreb méditerranéen. Ibis press, paris, 117p.

Raffa, K.F. & Berryman, A.A. 1983. The role of host plant resistance in the colonization behaviour and ecology of bark beetles (Coleoptera: Scolytidae). *Ecological Monographs* 53: 27-49.

Raffa, K.F. & Smalley, E.B. 1988. Response of red and jack pines to inoculation with microbial associates of the pine engraver, *Ips pini* (Coleoptera: Scolytidae). *Can. J. For. Res.* 18: 581-586.

Raffa, K.F., Phillips, T.W. & Salom, S.M. 1993. Strategies and mechanisms of host colonization by bark beetles. In: Schowalter, T. & Filip, G. (eds.). *Beetle- pathogen interactions in conifer forests*. pp. 102-128. Academic Press, San Diego, USA. pp. 102-128.

Rai, M., Deshmukh, P., Gade, A., Ingle, A., Kovics, G. J. & Irinyi, L. 2009. *Phoma Saccardo*: Distribution, secondary metabolite production and biotechnological applications. *Crit.Rev.Microbiol.* 35: 182-196.

Read, J. & Stokes, A. 2006. Plant biomechanics in an ecological context. *American Journal of Botany.* 93: 1546 - 1565

Reay, S.D., Walsh, P.J., Ram, A. & Farrell, R.L. 2002. The invasion of *Pinus radiata* seedlings by sapstain fungi, following attack by the Black Pine Bark Beetle, *Hylastes ater* (Coleoptera: Scolytidae). *Forest Ecol. Manag.*, 165: 47-56.

Rehner, S.A. & Samuels, G.J. 1994. Taxonomy and phylogeny of *Gliocladium* analysed from nuclear large subunit ribosomal DNA sequences. *Mycological Research* 98: 625-634.

Rishi, K. & Font, R.L. 2003. Keratitis caused by an unusual fungus, *Phoma* species. *Cornea.* 22, 166-168.

Rivas Martinez, S. 1982. etages bioclimatiques, secteurs chorologiques et series de vegetation de l'espagne mediterraneenne. *Ecologia mediterranea*, 8: 275-288

Stack, R.W. & Conway, K. 1986. *Gleosporium* and *Gnomonia* Leaf Diseases of Broadleaf Trees. In *Diseases of Trees in the Great Plains*. Riffle, J.W. and G.W. Peterson, editors. 16-19.

Roets, F., De Beer, Z.W., Wingfield, M.J., Crous, P.W. & Dreyer, L.L. 2008. *Ophiostoma gemellus* and *Sporothrix variecibatus* from mites infesting *Protea infructescences* in South Africa. *Mycologia* 100: 496-510.

Rollins, F., Jones, K., Krokene, P., Solheim, H. & Blackwell, M. 2001. Phylogeny of asexual fungi associated with bark and ambrosia beetles. *Mycologia*, 93: 992-996.

Rossman, A.Y., Farr, D.F., Castlebury, L.A. 2007. A review of the phylogeny and biology of the *Diaporthales*. *Mycoscience* 48: 135-144.

Rotem, J. 1994. The Genus *Alternaria*: Biology, Epide miology, and Pathogenicity. APS Press, St Paul, MN.

Rudolf Trédli, Z.V., 1907. Nahrungspflanzen und Verbreitungsgebiete der Bborckenkäfer Europas. *Entomol. Blätter*, 5, 69-72.

Saalas, U. 1949. Suomen metsähyönteiset. [Finnish forest insects]. WSOY, Porvoo, Helsinki.

Safranyik, L. & Carroll, A.L. 2006. The biology and epidemiology of the mountain pine beetle in lodgepole pine forests. In: Safranyik, L. & Wilson, B. (eds.). The mountain pine beetle. A synthesis of biology, management, and impacts on lodgepole pine. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC, Canada. pp. 3-66.

Safranyik, L. 1978. Effects of climate and weather on mountain pine beetle populations. In: Kibbee D.L., Berryman, A.A., Amman, G.D. & Stark, R.W. (eds.). Proceedings of Theory and Practice of Mountain Pine Beetle Managements in Lodgepole Pine Forests, 25 –27 April 1978, Moscow, Russia. University of Idaho Forest Wildlife and Range Experiments Station. pp. 77-89.

Salaheddine, R. 2005. Caractérisation physico-chimique et valorisation des boues résiduaires urbaines pour la confection de substrats de culture en pépinière hors-sol. *Mem.Mag. sci. Agr. Univ. Batna*.

Salazar Sampaio, J. 1988. Production du liège : Situation, évolution en France et dans le monde. *For. médit.* 10: 156-159.

Salleo, S., Nardini, A., Pitt, F. & Lo Gullo, M.A. 2000. Xylem cavitation and hydraulic control of stomatal conductance in laurel (*Laurus nobilis* L.). *Plant, Cell and Environment* 23: 71-79.

Samson, R.A., Evans, H.C. & Latgé, J.P. 1988. Atlas of Entomopathogenic fungi.1 edition: Springer- Verlag, Berlin Heidelberg New York London Paris Tokyo, Wetenschapelijke uitgeverij Bunge, Utrecht., p. 187.

Samson, R.A., Hoekstra, E.S. & Frisvad, J.C. 2004. Introduction to food and airborne fungi. 7th, -389 p. Baarn, Centralalbureau voor Schimmellcultures, Institute of the Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences.

Samuels, G.J. 1996. *Trichoderma*: a review of biology and systematic of the fungus. *Mycological Research*.100: 923- 935

- Sanchez, M.E., Venegas, J., Romero, M.A., Phillips, A.J.L., Trapero, A. 2003.** Botryosphaeria and related taxa causing oak canker in southwestern Spain. *Plant Dis.*, 87: 1515-1521.
- Santos, M.N. 2003.** Contribuição para o Conhecimento das Relações *Quercus suber* – *Biscogniauxia mediterranea* (syn. *Hypoxilon mediterraneum*). *Silva Lusitana* 11: 21-29.
- Santos, M.N. 2002.** Carvão do entrecasco, Quer-F-2. *Common Forests Pests and Diseases in SW-Europe*. <http://iefc.net/>.
- Santos, C., Fragoeiro, S. Phillips, A. 2005.** Physiological response of grapevine cultivars and a rootstock to infection with *Phaeoacremonium* and *Phaeomoniella* isolates: an in vitro approach using plants and calluses. *Sci Hortic-Amsterdam*, 103: 187-198.
- Santos, M.N., Machado, M.H., Bragança, M.H., Ramos, H., Sousa, E. & Tomaz, I. 1999.** Mycoflora associated with cork oak (*Quercus suber* L.) in Portugal. *IOBC/WPRS Bull.*, 22: 25-28.
- Saoudi, H. 1983.** Réponses des végétaux aux facteurs de dégradation en Kroumirie (Tunisie). Thèse de Doct. Ing., Univ. Aix- Marseille, 199p.
- Sarauer, P. 1932.** *Handbuch der Pflanzenkrankheiten*. T5, Parey, Berlin, 1032p.
- Sauerborn, J. 1991.** Economic importance of Phyto parasites Orobanche and Striga. In: Ransom, J.K., L.J. Musselman, A.D. Worsham, and C. Parker (eds.) *Proceedings of the 5th International symposium on parasitic weeds, CIMMYT, Nairobi, Kenya*, 137-143
- Sauvage C. 1961.** Recherches géobotaniques sur les subéraies marocaines. *Trav. Inst. Sci. Chérif., Bot.*, 21, 454p.
- Sauvard, D. 2007.** General biology of bark beetles. In: Lieutier, F, Day, K.R., Battisti, A., Grégoire J-C. & Evans, H.F. (eds.). *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp. 63–88.
- Scala, A., Comparini, C., Carresi, L. & Tegli, S. 2005.** The gene encoding *Cerato-ulmin*, and *Ophiostoma*-produced protein involved in the Dutch elm disease, has been introgressed or horizontally transferred in an unrelated species of the genus *Geosmithia*. *J. Plant Pathol.*, 87: 305-306.
- Scheck, H., Vasquez, S., Fogle, D. & Gubler, W.D. 1998.** Grape growers report losses to black-foot and grapevine decline. *California Agriculture* 52: 19- 23.
- Schedl, K.E. 1972.** *Monographie der Famile Platypodidae (Coleoptera)*. W. Junk, the Hague. 322 p.
- Schedl, K.E. 1981.** Ein neue Xyleborus aus Brasilien (Coleoptera: Scolytidae). *Entomologische Blatter* 775.
- Schlegel, B., Schmidtke, M., Dorfelt, H. & Kleinwachter, P. 2001.** Grafe, Terpestacin and L-tenuazonic acid, inducers of pigment and aerial mycelium formation by *Fusarium culmorum* JP 15.U. *J. Basic Microbiol.* 2001, 41, 179.

Schmidberger, J. 1836. Naturgeschichte des Apfelborkenkäfers *Apate dispar*. Beiträge zur Obstbaumzucht und zur Naturgeschichte der den Obstbäumen schädlichen Insekten 4: 213-230.

Seltzer, P. 1946. Le climat de l'Algérie. La typo-Litho, Alger, 249p.

Seth, h.K. 1970. A monograph of the genus *Chaetomium*. – Beih. Nova Hedwigia 37: 1-133 p., 117 Figs.

Shearer, C.A. & Crane, J.L. 1977. Fungi of the Chesapeake Bay and its tributaries VI. *Trichocladium achrasporum*, the imperfect state of *Halosphaeria mediosetigera*, a marine ascomycete. Mycologia 69:1218-1223.

Six, D.L. & Bentz, B.J. 2007. Temperature determines the relative abundance of symbionts in a multipartite bark beetle-fungus symbiosis. Microbial Ecology. 54: 112-118.

Six, D.L. & Paine, T.D. 1997. *Ophiostoma clavigerum* is the mycangial fungus of the Jeffrey pine beetle, *Dendroctonus jeffreyi*. Mycologia 89: 858-866.

Six, D.L. & Wingfield, M.J. 2011. The role of phytopathogenicity in bark beetle-fungus symbioses: a challenge to the classic paradigm. Annual Review of Entomology 56: 255-272.

Six, D.L. 2003. Bark beetle-fungus symbioses. In: Bourtzis, K. & Miller, T.A. (eds.). Insect symbiosis. Contemporary topics in entomology series. CRC Press, Boca Raton, USA, London, UK, New York, USA, Washington D.C., USA. pp. 97-114.

Slippers, B. & Wingfield, M.J. 2007. The Botryosphaeriaceae as endophytes and latent pathogens of trees: Identification, ecology and potential impact. Fungal Biology Reviews 21: 90-106.

Smalley, E.B., Raffa, K.F., Proctor, R.H. & Klepzig, K.D. 1993. Tree responses to infection by species of *Ophiostoma* and *Ceratocystis*. In *Ceratocystis* and *Ophiostoma*, Taxonomy, Ecology and Pathogenicity. M.J. Wingfield, K.A. Seifert & J.F. Webber (Eds.), APS Press, Minnesota, pp. 207-218.

Smith R.H. 1975. Formula for describing effect of insect and host tree factors on resistance to western pine beetle attack. J. Econ. Entomol., 68: 841-844.

Snowdon, A.L. 1990. A color atlas of postharvest diseases and disorders of fruits and vegetables. Vol. 1. Wolfe Scientific, London.

Sogonov, M.V., Castlebury, L.A., Rossman, A.Y., Farr, D.F. & White, J.F. 2005. The type species of genus *Gnomonia*, *G. gnomon*, and the closely related *G. setacea*. Sydowia 57: 102-119.

Sogonov, M.V., Castlebury, L.A., Rossman, A.Y., Mejía, L.C. & White, J.F. 2008, Leaf-inhabiting genera of the *Gnomoniaceae*, *Diaporthales*. Studies in Mycology 62: 1-79.

Solheim, H. & Långström, B. 1991. Blue-stain fungi associated with *Tomicus piniperda* in Sweden and preliminary observations on their pathogenicity. Annales des Sciences Forestières 48: 149-156.

Solheim, H. & Krokene, P. 1998. Growth and virulence of mountain pine beetle associated blue-stain fungi, *Ophiostoma clavigerum* and *Ophiostoma montium*. Canadian Journal of Botany 76: 561-566.

Solheim, H. 1992a. The early stages of fungal invasion in Norway spruce infested by the bark beetle *Ips typographus*. Canadian Journal of Botany 70: 1-5.

Solheim, H. 1992b. Fungal succession in sapwood of Norway spruce infested by the bark beetle *Ips typographus*. European Journal of Forest Pathology 22: 136-148.

Solheim, H. 1993a. Ecological aspects of fungi associated with the spruce bark beetle *Ips typographus* in Norway. In: Wingfield, M.J., Seifert, K.A. & Webber, J.F. (eds.). *Ceratocystis* and *Ophiostoma*. Taxonomy, ecology and pathogenicity. American Phytopathological Society Press, St. Paul, Minnesota, USA. pp. 235-251

Soné, K., Mori, T. & Ide, M. 1998. Life history of the oak borer, *Platypus quercivorus* (Murayama) (Coleoptera: Platypodidae). Appl. Entomol. Zool., 33: 67-75.

Songa, W. & Hillocks, R.J. 1996. Legume hosts of *Macrophomina phaseolina* in Kenya and effect of crop species on soil inoculum level. J. Phytopathol. 144: 387-391.

Soria, F.J., Villagran, M. & Ocete M. 1992. Estudios poblaciones sobre *Coroebus undatus* (Fabricius) (Coleoptera, Buprestidae) en los alcornoques de Andalucía Occidental. I Relación infestación – bosque – Bol. San. Veg. Plagas, vol 18, nº 2, p 377-383

Soria, F.J., Villagran, M., & Del Tio, R. & Ocete, M.E. 1994. Estudios prospectivos de los principales perforadores del alcornoque en la Sierra Norte de Sevilla. Bol. San. Veg. Plagas., 20: 643-651.

Sousa, E. & Debouzie, D. 1999. Distribution spatio-temporelle des attaques de *Platypus cylindrus* F. (Coleoptera:Platypodidae) dans des peuplements de chêne-liège au Portugal. *IOBC/wprs Bulletin*, 22: 47-58.

Sousa, E. & Debouzie, D. 2002. Caractéristiques bioécologiques de *Platypus cylindrus* au Portugal. *IOBC/ wprs Bulletin*, 25: 75-83.

Sousa, E. 2002. Plátipo, Quer-I-2. Common Forests Pests and Diseases in SW-Europe. <http://iefc.net/>. (Consulté le 10/06/2008).

Sousa, E. & Inacio, M.L. 2005. New Aspects of *Platypus cylindrus* Fab. (Coleoptera: Platypodidae) Life History on Cork Oak Stands in Portugal. Entomological Research in Mediterranean Forest Ecosystems. F. Lieutier & D. Ghaioule (Eds.), INRA Editions, 280 pp.

Sousa, E. 1996. Contribution à l'étude de la biologie de populations de *Platypus cylindrus* (Coleoptera: Platypodidae) dans des peuplements de chênes liège au Portugal. Thèse de Doctorat, Lyon, France, p. 153.

Sousa, E., Debouzie, D. & Pereira, H. 1995. Le rôle de l'insecte *Platypus cylindrus* F. (Coleoptera, Platypodidae) dans le processus de dépérissement des peuplements de chêne-liège au Portugal. *IOBC/ wprs Bull.*, 18: 24-37

Sousa, E., Tomaz, I.L.; Moniz, F.A. & Basto, S. 1997. La répartition spatiale des champignons associés à *Platypus cylindrus* Fab. (Coleoptera: Platypodidae). *Phytopath. Medit.*, 36: 145-153.

Sousa, E., Inacio, M.L., El Antry, S., Bakry, M. & Kadiri, Z.A. 2005. Comparaison de la bio-écologie et du comportement de l'insecte *Platypus cylindrus* Faber. (Coléoptère, Platypodidae) dans les subéraies Portugaises et Marocaines. *IOBC/WPRS Bull.*, 28: 137- 144.

Sousa, E. & Debouzie, D. 1993. Contribution à la connaissance de quelques variables sylvicoles et écologiques du coléoptère *Platypus cylindrus* F., ravageur du chêne liège au Portugal. *Silva Lus.*, 1: 183- 197.

Spatafora, J.W. & Blackwell, M. 1994. The polyphyletic origins of ophiostomatoid fungi. *Mycological Research* 98: 1-9.

Sreerama-Kumar, P., Ramani, S. & Singh, S.P. 2005. Natural suppression of the aquatic weed, *Salvinia molesta* D.S. Mitchell, by two previously unreported fungal pathogens. *J. Aquat. Plant Manag.*, 43: 105-107.

Staines, C.L. 1982. Distributional records of Platypodidae (Coleoptera) in Maryland. *Proc. Ent. Soc. Wash.* 84: 858-859.

Strohmeier, V.F. 1907. Beiträge zur Kenntnis der Biologie von *Platypus* var. *cylindriformis* Reitter. *Entom. Blätter*, 5: 67-69.

Subramanian, C.V. 1983. Hyphomycetes. Taxonomy and biology. Academic Press, London, 502 pp.

Sung, G.H. 2005. Systematics and Phylogeny of Cordyceps and the Clavicipitaceae with Emphasis on the Evolution of Host Affiliation. A DISSERTATION submitted to Oregon State University in partial fulfillment of the requirement for the degree of Doctor of Philosophy. 296p

Svihra, P. & Kelly, M. 2004. Importance of oak ambrosia beetles in predisposing coat live trees to wood decay. *Journal of arboriculture* 30(6): November 2004. 371-375.

Sviridov, S.I., Ermolinskii, B.S., Belyakova, G.A. & Dzhavakhiya, V.G. 1991. Secondary metabolites of *Ulocladium chartarum*. Ulocladols A and B - New phytotoxins of terpenoid nature. *Chemistry of Natural Compounds* 27, 566-571.

Tainter, F.H. & Baker, F.A., 1996. Principles of Forest Pathology. John Wiley & Sons, Inc., New York, 805 pp.

Tamura, K., Peterson, D., Peterson, N., Stecher, G., Nei, M. & Kumar, S. 2011. MEGA5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance, and Maximum Parsimony Methods. *Molecular Biology and Evolution* (submitted).

Taylor, T.N. & Osborn, J.M. 1996. The importance of fungi in shaping the paleoecosystem. *Review of Palaeobotany and Palynology* 90: 249-262.

Taylor, T.N., Hass, H. & Remy, W. 1992. Devonian fungi: interactions with the green alga *Palaeonitella*. *Mycologia* 84: 901-910.

Thanassoulopoulos, C.C. & Thanassoulopoulos, A. 1984. *Phialophora parasitica*, a new olive parasite associated to bark beetles . *Phytopathologia Mediterranea* 23:47-48.

Thintoin, R. 1948. Les aspects physiques du Tell oranais. L. Fouquet, Oran, 639 p.

Thwaites, J.M., Farrell, R.L., Duncan, S.M., Reay, S.D., Blanchette, R.A., Hadar, E., Hadar, Y., Harrington, T.C. & McNew, D. 2005. Survey of potential sapstain fungi on *Pinus radiata* in New Zealand. *New Zeal. J. Bot.*, 43: 653-663.

Tibberi, R. & Battisti, A. 1998. Insetti coinvolti nella diffusione di *Seridium cardinale*. In Giornata di studio e aggiornamento sulle avversità del *Cupressus sempervirens* L., Firenze, Italia.

Tilbury, C. 2010. Oak pinhole borer *Platypus cylindrus* (Coleoptera : Curculionidae). Health- Tree Pest, Advisory Note- Forest Research.

Toumi, L. & Lumaret, R. 1998. Genetic variation at allozyme loci in Cork-Oak (*Quercus suber* L.): the role of geography, Evolutionary history and anthropic activities. *Theor. Appl. Genet.*, 97: 647-656.

Tribe, G.D. 1992. Colonization sites on *Pinus radiata* logs of the bark beetles, *Orthotomicus erosus*, *Hylastes angustatus* and *Hylurgops ligniperda* (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of the Entomological Society of Southern Africa* 1: 77-84.

Uchida, J.Y. & Aragaki, M. 1982. *Acremonium* leaf spot of *Syngonium*: nomenclature of the causal organism and chemical control. *Plant Dis.*, 66: 421-423.

Upadhyay, H.P. 1981. A monograph of *Ceratocystis* and *Ceratocystiopsis*. University of Georgia Press, Athens, GA, p. 176.

Valette, A. 1992. La subéraie maghrébine. Actes du Colloque « Les subéraies méditerranéennes », Vives : 90-97.

Vallejo, R.V., Aronson J., Pausas J.G., Pereira, J. & Fontaine, C. 2009. The way Forward. pP 235- 246, In: J. Aronson, J.S. Pereira & J.G. Pausas (eds). Cork oak woodlands on the edge. Ecology, adaptive management and restoration. Island Press, Abingdon, Oxfordshire, UK.

Vandertol-Vanier, H.A., Vazquez-Duhalt, R., Tinoco, R. & Pickard, M.A. 2002. Enhanced activity by poly (ethylene glycol) modification of *Coriolopsis gallica* laccase. *Biomedical And Life Sciences Journal Of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 29: 214- 220

Vanhanen, H. 2008. Invasive insects in Europe – the role of climate change and global trade. Academic dissertation. University of Joensuu, Faculty of Forest Sciences. *Dissertationes Forestales* 57.

Vannini, A, Mugnozza, S.G. 1991. Water stress: A predisposing factor in the pathogenesis of *Hypoxylon mediterraneum* on *Quercus cerris*. *Eur. J. Forest Pathol.*, 21: 193-201.

Vannini, A., Vettraino, A.M. 2000. *Ulocladium chartarum* as the causal agent of a leaf necrosis on *Quercus pubescens*. *Forest. Pathol.* 30:297-303.

Veillon, S. 1998. Guide technique de subériculture dans les Pyrénées- orientales. Typologie de peuplement et étude préliminaire. FIF-ENGREF, Institut méditerranéen du liège, Compagnie Bas-Rhône-Languedoc ; 1998.

Vicente, M.J., Cifuentes, D., Cenis, J.L. & Abad, P. 1999. RAPD-PCR polymorphism and vegetative compatibility group variation in Spanish isolates of *Acremonium cucurbitacearum*. Mycol. Res., 103: 1173- 1178.

Vignes, E. 1990. Le traitement du taillis du chêne dans le Var. O.N.F. Arboréscence n°26, pp. 21-23.

Viiri, H. 1997. Fungal associates of the spruce bark beetle *Ips typographus* L. (Col. Scolytidae) in relation to different trapping methods. Journal of Applied Entomology 121: 529-533.

Vilgalys, R. & Hester, M. 1990. Rapid genetic identification and mapping enzymatically amplified ribosomal DNA from several *Cryptococcus* species. J Bacteriol 172:4238-4246.

Villemant, C. & Fraval, A. (ed.), 1991. La faune du Chêne-liège. Rabat : Actes Editions (Documents scientifiques et techniques), 336 p.

Villemant, C. & Fraval, A. 1993. Les insectes du chêne-liège. *Insectes*, 88: 13-16.

Vujanovic, V., Hamelin, R.C., Bernier, L., Vujanovic, G., St-Arnaud, M. 2007. Fungal diversity, dominance and community structure in the rhizosphere of clonal *Picea mariana* plants throughout nursery production chronosequences. *Microbial Ecol.*, 54: 672-684.

Christiansen, E., Waring, R.H. & Berryman, A.A. 1987. Resistance of conifers to bark beetle attack: searching for general relationships. *For. Ecol. Manage.*, 22: 89-106.

Webber, J.F. & Gibbs, J.N. 1989. Insect dissemination of fungal pathogens of trees. In *Insect -fungus interactions*. N. Wilding, N.M. Collins, P.M. Hammond & J.F. Webber (Eds.), Academic Press, Inc., London, pp 161-189.

Weidenbörrner, M. & Hindorf, H. 1989. Fungi isolated from protein enriched seeds and pods with special emphasis on the genus *Aspergillus*. *Sci & Technol.* 17: 383-390.

Weslien, J. 1992. The arthropod complex associated with *Ips typographus* (L.) (Coleoptera, Scolytidae): species composition, phenology and impacts on bark beetle productivity. *Entomologica Fennica* 3: 205-213.

White, M.M., James, T.Y., O'Donnell, K., Cafaro, M.J., Tanabe, Y. & Sugiyama, J. 2006. Phylogeny of the Zygomycota based on nuclear ribosomal sequence data. *Mycologia* 98:872-884.

Whitney, H.S. 1982. Relationships between bark beetles and symbiotic organisms. In: Mitton, J.B. & Sturgeon, K.B. (eds.). *Bark beetles in North American conifers: a system for the study of evolutionary biology*. University of Texas Press, Austin, TX, USA. pp. 183-211.

Williams, D.W. & Liebhold, A.M. 2002. Climate change and the outbreak ranges of two North American bark beetles. *Agricultural and Forest Entomology* 4: 87-99.

Wingfield, M.J. & Swart, W.J. 1994. Integrated management of forest tree diseases in South Africa. *Forest Ecology and Management* 65: 11

Wingfield, M.J. Seifert, K.A. & Webber, J.F. (eds.). 1993. *Ceratocystis* and *Ophiostoma*: Taxonomy, ecology and pathogenicity. American Phytopathological Society Press, St Paul, MN, USA. 304 p.

Wood, S.L. 1958. Some virtually unknown North American Platypodidae (Coleoptera). *Great Basin Natur.* 18: 37-40.

Wood, S.L. 1979. Family Platypodidae. A Catalog of the Coleoptera of America north of Mexico, fasc. 141. U.S. Dept. Agric. Agric. Handbook 529-141. 5 p.

Wood, D.L. 1982. The role of pheromones, kairomones, and allomones in the host selection and colonization behaviour of bark beetles. *Annual Review of Entomology* 27: 411-446.

Wulff, J.L. 1985. Clonal organisms and the evolution of mutualism. In: Jackson, J.B.C., Buss, L.W. & Cook, R.E. (eds.). *Population biology and evolution of clonal organisms*. Yale University Press, New Haven, CT, USA. pp. 437-446.

Xue, F., Zhang, X.G. 2007. *Ulocladium capsicuma*, a new species identified by morphological and molecular phylogenetic data. *Sydowia* 59:161-178.

Yamoah, E., Jones, E.E., Weld, R.J., Suckling, D.M., Waipara, N., Bourd, D., Graeme, W., Hee, A.K.W. & Stewart, A. 2008. Microbial population and diversity on the exoskeletons of four insect species associated with gorse (*Ulex europaeus* L.). *Aust. J. Entomol.*, 47: 370-379.

Yan, Z.L., Sun, J.H., Don, O. & Zhang, Z.N. 2005. The red turpentine beetle, *Dendroctonus valens* LeConte (Scolytidae): an exotic invasive pest of pine in China. *Biodiversity and Conservation* 14: 1735-1760.

Yuceer, C., Hsu, C.Y., Erbilgin, N. & Klepzig, K.D. 2011. Ultrastructure of the mycangium of the southern pine beetle, *Dendroctonus frontalis* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae): Complex morphology for complex interactions. *Acta Zoologica (Stockholm)* 00:1-9.

Yessad, S.A. 2000. Le chêne-liège et le liège dans les pays de la Méditerranéen occidentale, Louvain-la-Neuve, A.S.B.L. Forêt Wallone.

Ytsma, G. 1988. Pheromone traps for pinhole borer management. What's New in Forest Research No. 165, 4 pp. Ministry of Forestry, Forest Research Institute. New Zealand.

Zani Filho, J., Kageyama P.Y. & Berti Filho, E. 1984. Avaliação de ataque de *Platypus* sp. em procedências e progênies de *E. euophylla*. IPEF 28:33-39. Piracicaba. São Paulo. Brasil.

Zeraia, L. 1981. Essai d'interprétation comparative de données écologiques, phénologiques et de production subéro-ligneuse dans les forêts de chêne-liège de Provence cristalline. (France méridionale) et d'Algérie, thèse de Doctorat en sciences, univ. D'Aix Marseille, faculté des sciences techniques. Sait Jérôme. 367p.

Zeraia, L. 1982. Le chêne-liège, phytosociologie, édaphologie, phénologie, régénération et productivité. Extrait du travail de la recherche forestière en Algérie, 152p.

Zhou, X.D., De Beer, Z.W., Ahumada, R., Wingfield, B.D. & Wingfield, M.J. 2004. *Ophiostoma* and *Ceratocystis* ssp. associated with two pine-infesting bark beetles in Chile. *Fungal Divers.*, 15: 261-274.

Zhou, X.D., De Beer, Z.W. & Wingfield, M.J. 2006. DNA sequence comparisons of *Ophiostoma* spp., including *Ophiostoma aurorae* sp. nov., associated with pine bark beetles in South Africa. *Stud. Mycol.*, 55: 269-277.

Ziani Cherif, M. 2012. Caractérisation sanitaire et sylvicole d'un jeune peuplement artificiel du chêne liège en vue d'une utilisation durable de son liège : Cas de la forêt de M'SILA. 116p

Zine, M. 1992. Situation et perspectives d'avenir du liège en Algérie. Actes du Colloque « Les Subéraies méditerranéennes », Vives : 98-107.

Zipfel, R.D., De Beer, Z.W., Jacobs, K., Wingfield, B.D. & Wingfield, M.J. 2006. Multi-gene phylogenies define *Ceratocystiopsis* and *Grosmannia* distinct from *Ophiostoma*. *Studies in Mycology* 55: 75-97.

Zitter, T.A. & Hsu, L.W. 1990. A leaf spot of cucumber caused by *Ulocladium cucurbitae* in New York. *Plant. Dis.* 74: 824-827.

ANNEXES

ANNEXES

1- Matrice utilisée pour le traitement statistique

nbre Arbre	N° Arb	Haut	Cir c	He	Ce	Santé des arbres					tot trous	surf m2	densité trous
						Df 08	Df 09	Df10	Df11	Df1 2			
1	1	4,3	60	165	2,75	1	1	1	1	1	0	0,99	0
2	2	3,5	61	170	2,79	1	1	1	1	1	0	1,037	0
3	3	4,2	59	153	2,59	3					0	0,9027	0
4	4	4,9	51	153	3	3					113	0,7803	144,8161
5	5	6,9	68	200	2,94	1	1	1	1	1	0	1,36	0
6	6	5,9	61	184	3,02	1	1	1	1	1	0	1,1224	0
7	7	5,8	46	130	2,83	1	1	1	1	1	0	0,598	0
8	8	6,4	73	168	2,3	1	1	1	1	1	12	1,2264	9,78474
9	9	6,4	62	132	2,13	2	1	1	1	1	0	0,8184	0
10	10	7	50	140	2,8	3					0	0,7	0
11	11	4,8	30	145	4,83	3					219	0,435	503,44828
12	12	5	53	143	2,7	3					18	0,7579	23,749835
13	13	5,8	56	158	2,82	3					275	0,8848	310,8047
14	14	7,5	52	143	2,75	4					17	0,7436	22,861754
15	15	5,8	53	145	2,74	2	2	1	1	1	72	0,7685	93,689
16	16	7	54	150	2,78	1	2	1	1	1	1	0,81	1,23457
17	17	8,5	61	180	2,96	1	1	1	1	1	0	1,098	0
18	18	4,5	33	132	4	1	1	1	1	1	5	0,4356	11,4784
19	19	4	28	130	4,64	2	2	4			46	0,364	126,37363
20	20	5,8	48	150	3,26	1	1	1	1	1	6	0,72	8,33333
21	21	4	26	140	5,39	2	2	1	1	1	0	0,364	0
22	22	6	42	126	3	4					139	0,5292	262,66062
23	23	6	53	145	2,74	1	2	4			0	0,7685	0
24	24	7,2	90	110	1,22	1	2	1	1	1	6	0,99	6,06061
25	25	7	70	125	1,79	3					100	0,875	114,28571
26	26	5,8	30	135	4,5	2	2	1	1	1	0	0,405	0
27	27	6,2	37	126	3,41	2	3	4			14	0,4662	30,03003
28	28	7,5	54	153	2,83	3					24	0,8262	29,048656
29	29	6,4	46	165	3,59	3	3	4			207	0,759	272,72727
30	30	3	42	140	3,33	1	2	2	1	1	0	0,588	0
31	31	4	46	170	3,7	2	2	2	2	2	0	0,782	0
32	32	4	33	120	3,64	4					37	0,396	93,434343
33	33	5,8	47	140	2,98	2	2	1	1	1	0	0,658	0
34	34	6,5	46	140	3,04	2	2	2	2	1	27	0,644	41,9255
35	35	6,5	55	138	2,51	3	1	1	1	1	13	0,759	17,1278
36	36	5	87	140	1,61	3					93	1,218	76,35468
37	37	6,4	49	145	2,96	3					4	0,7105	5,6298381
38	38	6,4	43	150	3,49	4					134	0,645	207,75194

39	39	6	32	111	3,47	1	2	2	2	3	2	0,3552	5,63063
40	40	9	85	230	2,71	4					311	1,955	159,07928
41	41	5,6	47	145	3,09	1	1	1	1	1	0	0,6815	0
42	42	3,8	44	116	2,64	1	1	1	1	1	0	0,5104	0
43	43	4	42	123	2,93	1	2	2	2	1	0	0,5166	0
44	44	9	63	127	2,12	2	1	1	1	1	0	0,8001	0
45	45	5,8	58	120	2,07	1	1	1	1	1	0	0,696	0
46	46	3	37	142	3,84	1	1	3	4		0	0,5254	0
47	47	5,2	38	150	3,95	4					34	0,57	59,649123
48	48	3	34	130	3,82	3	3	4			0	0,442	0
49	49	4,5	39	140	3,59	2	2	2	2	2	70	0,546	128,205
50	50	7	63	160	2,54	1	1	2	2	1	160	1,008	158,73
51	51	6	31	137	4,42	1	2	2	1	1	0	0,4247	0
52	52	6	46	165	3,59	3					55	0,759	72,463768
53	53	8	65	155	2,39	4					33	1,0075	32,754342
54	54	6	45	135	3	1	3	4			10	0,6075	16,460905
55	55	5,5	42	143	3,4	1					23	0,6006	38,295038
56	56	5	67	100	1,49	1	1	1	1	1	0	0,67	0
57	57	5,5	85	150	1,76	2	1	1	1	1	0	1,275	0
58	58	5,8	69	180	2,61	2	1	1	1	1	0	1,242	0
59	59	4,6	42	157	3,74	3					13	0,6594	19,714892
60	60	5,4	103	125	1,21	1	1	1	1	1	0	1,2875	0
61	61	5,6	65	176	2,71	3					27	1,144	23,601399
62	62	6,2	48	145	3,02	3					212	0,696	304,5977
63	63	4	40	120	3	3					173	0,48	360,41667
64	64	4,6	57	103	1,81	3					15	0,5871	25,54931
65	65	4,4	33	132	4	1	3	4			0	0,4356	0
66	66	4,7	56	150	2,68	1	2	1	1	1	11	0,84	13,0952
67	67	3,5	42	143	3,4	1	1	1	1	1	0	0,6006	0
68	68	5,4	56	178	3,18	2	1	1	1	1	2	0,9968	2,00642
69	69	6,1	55	150	2,73	2	2	2	2	2	6	0,825	7,27273
70	70	4,1	67	150	2,24	1	1	1	1	1	0	1,005	0
71	71	3,8	67	150	2,24	2	1	1	1	1	6	1,005	5,97015
72	72	5	54	141	2,61	2	1	1	1	1	0	0,7614	0
73	73	4,9	51	130	2,55	3					0	0,663	0
74	74	5,3	38	138	3,63	2	1	1	1	1	0	0,5244	0
75	75	4,8	52	140	2,69	3					69	0,728	94,78022
76	76	4,5	41	125	3,05	4					36	0,5125	70,243902
77	77	6,4	62	148	2,39	1	1	1	1	1	2	0,9176	2,1796
78	78	4,8	36	136	3,78	2	2	2	2	2	230	0,4896	469,771
79	79	7	94	175	1,86	2	1	1	1	1	12	1,645	7,29483
80	80	7	120	148	1,23	1	1	1	1	1	0	1,776	0
81	81	4,8	44	131	2,98	3	3	2	2	1	0	0,5764	0
82	82	6,2	59	150	2,54	2	1	1	1	1	0	0,885	0
83	83	5	45	165	3,67	3	3	4			1	0,7425	1,3468013

84	84	5	43	153	3,56	3	3	3	3	3	3	0,6579	4,55996
85	85	5	55	153	2,78	2	3	3	3	4	294	0,8415	349,37611
86	86	5	50	167	3,34	3	3	4			409	0,835	489,82036
87	87	3,1	31	93	3	3					111	0,2883	385,01561
88	88	6	99	194	1,96	2	1	1	1	1	0	1,9206	0
89	89	3,4	94	170	1,81	1	1	2	1	1	0	1,598	0
90	90	6,4	75	120	1,6	2	2	1	1	1	29	0,9	32,2222
91	91	6,4	59	165	2,8	3					193	0,9735	198,25372
92	92	4,4	59	157	2,66	2					0	0,9263	0
93	93	4,2	54	100	1,85	1	1	1	1	1	0	0,54	0
94	94	6	65	154	2,37	3	3	3	3	4	14	1,001	13,986014
95	95	4,6	37	104	2,81	3	2	2	2	1	0	0,3848	0
96	96	4,2	48	123	2,56	3	2	2	2	2	0	0,5904	0
97	97	6,2	65	134	2,06	1	1	1	1	1	0	0,871	0
98	98	4,2	49	141	2,88	2	2	1	1	1	0	0,6909	0
99	99	4	40	118	2,95	1	1	1	1	2	0	0,472	0
100	100	5,2	41	118	2,88	1	1	1	1	1	0	0,4838	0
101	101	4,8	48	98	2,04	3					23	0,4704	48,894558
102	102	4,4	46	130	2,83	1	1	1	1	1	0	0,598	0
103	103	6	54	103	1,91	1	2	2	2	2	7	0,5562	12,5854
104	104	4,8	52	182	3,5	1	2	2	3	3	19	0,9464	20,0761
105	105	4	63	215	3,41	1	1	1	1	1	0	1,3545	0
106	106	4,6	53	130	2,45	1	1	2	2	2	0	0,689	0
107	107	4,5	83	124	1,49	1	1	1	1	1	0	1,0292	0
108	108	6,5	80	105	1,31	1	1	1	1	1	0	0,84	0
109	109	5,5	44	143	3,25	2	2	1	1	1	0	0,6292	0
110	110	3,9	33	124	3,76	1	1	1	1	1	0	0,4092	0
111	111	5,2	57	170	2,98	2	1	1	1	1	0	0,969	0
112	112	4	67	145	2,16	2	1	1	1	2	0	0,9715	0
113	113	5,5	102	164	1,61	1	1	1	1	1	0	1,6728	0
114	114	4,4	67	143	2,13	1	1	1	1	1	0	0,9581	0
115	115	4,3	69	115	1,67	1	1	1	1	1	0	0,7935	0
116	116	5,9	54	134	2,48	2	1	1	1	1	0	0,7236	0
117	117	4	41	150	3,66	1	2	2	2	2	0	0,615	0
118	118	5,9	71	113 0	15,91	1	1	1	1	1	0	8,023	0
119	119	4,5	86	144	1,67	1	1	1	1	1	0	1,2384	0
120	120	6,5	87	136	1,56	2	1	1	1	1	0	1,1832	0
121	121	5,8	59	130	2,2	2					190	0,767	247,71838
122	122	6,9	63	147	2,33	2	1	1	1	1	0	0,9261	0
123	123	6	82	154	1,88	1	1	1	1	1	0	1,2628	0
124	124	6	48	135	2,81	2	1	1	1	1	0	0,648	0
125	125	6,3	58	140	2,41	3	3	4			109	0,812	134,23645
126	126	4,2	91	147	1,61	2	1	1	2	2	0	1,3377	0
127	127	4,6	45	130	2,89	2	2	1	1	1	12	0,585	20,5128

128	128	4,5	47	120	2,55	2	1	1	1	1	1	0,564	1,77305
129	129	4	44	128	2,91	2	1	1	1	1	34	0,5632	60,3693
130	130	4	47	144	3,1	2	1	1	1	1	17	0,6768	25,1182
131	131	4,2	73	142	1,95	1	1	1	1	2	0	1,0366	0
132	132	4,3	44	134	3,04	4					48	0,5896	81,411126
133	133	3,5	37	107	2,89	3					25	0,3959	63,147259
134	134	6,5	112	188	1,68	2	1	1	2	2	31	2,1056	14,7226
135	135	8	103	126	1,22	1	1	1	1	1	0	1,2978	0
136	136	5,5	37	120	3,24	3					237	0,444	533,78378
137	137	5,5	47	118	2,51	1	1	1	2	3	42	0,5546	75,7303
138	138	4,4	48	100	2,08	1	1	1	1	1	0	0,48	0
139	139	7,2	111	172	1,55	1	2	2	1	1	18	1,9092	9,42803
140	1A	5	46	115	2,5	2	2	2	1	1	0	0,529	0
141	2A	7,5	72	170	2,36	1	1	1	1	1	0	1,224	0
142	3A	6,8	40	120	3	1	1	1	1	1	0	0,48	0
143	4A	7,2	33	126	3,82	3					0	0,4158	0
144	5A	7,4	70	175	2,5	1	1	1	1	1	0	1,225	0
145	6A	5,8	50	146	2,92	1	1	1	1	1	0	0,73	0
146	7A	5,2	57	150	2,63	2	2	2	1	1	0	0,855	0
147	8A	4,8	45	127	2,82	1	1	1	1	1	397	0,5715	694,663
148	9A	5,8	35	114	3,26	3					266	0,399	666,66667
149	10A	6,8	48	133	2,77	2					59	0,6384	92,418546
150	11A	6,8	56	167	2,98	1	1	1	1	1	251	0,9352	268,392
151	12A	7,5	48	130	2,7	1	2	2	1	1	23	0,624	36,859
152	13A	6	32	129	4,03	1	1	1	1	1	0	0,4128	0
153	14A	8	54	124	2,3	1	1	1	1	1	0	0,6696	0
154	15A	5	40	124	3,1	1	2	2	3	4	104	0,496	209,67742
155	16A	8,5	42	157	3,73	1	1	1	1	1	0	0,6594	0
156	17A	7	47	152	3,23	4					189	0,7144	264,55767
157	18A	8,3	69	178	2,58	1	1	1	1	1	214	1,2282	174,239
158	19A	6,8	55	165	3	1	1	1	1	1	0	0,9075	0
159	20A	7	46	149	3,24	1	1	1	1	1	302	0,6854	440,619
160	21A	5,8	54	163	3,01	1	1	2	2	2	0	0,8802	0
161	22A	4	50	103	2,06	1	1	1	1	1	0	0,515	0
162	23A	5,7	36	112	3,11	4					310	0,4032	768,84921
163	24A	7,7	54	140	2,6	1	1	1	1	1	350	0,756	462,963
164	25A	6	43	120	2,8	2					126	0,516	244,18605
165	26A	6,1	48	120	2,5	2	2	2	3	4	482	0,576	836,80556
166	27A	7,8	48	112	2,33	1	1	1	1	1	288	0,5376	535,714
167	28A	4	35	110	3,14	2	2	2	2	3	9	0,385	23,3766
168	29A	5,8	49	134	2,73	2	2	2	2	4	0	0,6566	0
169	30A	4,9	46	135	2,94	1	1	1	1	1	0	0,621	0
170	31A	5,4	83	160	1,93	1	1	1	1	1	0	1,328	0
171	32A	3,5	50	155	3,1	1	1	1	1	1	0	0,775	0
172	33A	6,3	52	130	2,5	1	1	1	1	1	0	0,676	0

173	34A	8,9	108	170	1,57	2	2	3	3	3	0	1,836	0
174	35A	8	38	125	3,29	2	2	2	1	1	0	0,475	0
175	36A	8	65	142	2,18	1	1	1	1	1	0	0,923	0
176	37A	8,7	121	157	1,3	2	2	2	2	2	0	1,8997	0
177	38A	7	58	107	1,84	1	1	1	1	1	0	0,6206	0
178	39A	5,2	75	100	1,33	2	2	2	1	1	0	0,75	0
179	40A	5,9	43	154	3,58	2	2	2	2	1	0	0,6622	0
180	41A	8,4	98	164	1,67	1	1	1	1	1	11	1,6072	6,8442
181	42A	5,1	40	128	3,2	3					47	0,512	91,796875
182	43A	5	44	130	2,95	1	1	1	1	1	0	0,572	0
183	44A	4,4	45	135	3	2	2	2	2	1	485	0,6075	798,354
184	45A	5	39, 5	145	3,67	4					138	0,57275	240,94282
185	46A	4	43	125	2,91	2	2	2	2	2	181	0,5375	336,744
186	47A	7,5	55	168	3,06	2	2	2	2	2	0	0,924	0
187	48A	7	57	142	2,49	1	1	1	1	1	0	0,8094	0
188	49A	5	48	155	3,23	2	2	2	2	2	0	0,744	0
189	50A	4	42	118	2,81	2	2	2	1	1	0	0,4956	0
190	51A	7	60	205	3,42	2	2	2	1	1	0	1,23	0
191	52A	8,5	57	178	3,12	1	1	1	1	1	0	1,0146	0
192	53A	9,2	93	184	1,98	1	1	1	1	1	0	1,7112	0
193	54A	9,8	56	154	2,75	3					90	0,8624	104,35993
194	55A	9,5	62	158	2,55	2	2	2	2	1	603	0,9796	615,557
195	56A	7,8	158	180	1,14	2	2	2	2	1	0	2,844	0
196	57A	5,2	58	170	2,93	1	1	1	1	1	0	0,986	0
197	58A	7,5	90	155	1,72	2	2	2	1	1	744	1,395	533,333
198	59A	7	78	153	1,96	2	2	2	2	2	0	1,1934	0
199	60A	5,4	52	146	2,81	1	1	1	1	1	0	0,7592	0
200	61A	10	190	200	1,05	2	2	2	2	2	362	3,8	95,2632
201	62A	5,2	42	128	3,05	1	1	1	1	1	0	0,5376	0
202	63A	6,2	67	155	2,31	1	1	2	3	4	680	1,0385	654,79056
203	64A	4,4	40	146	3,65	2	3	3	3	4	507	0,584	868,15068
204	65A	5,9	53	135	2,55	1	1	1	1	1	0	0,7155	0
205	66A	4,6	43	130	3,02	3					214	0,559	382,82648
206	67A	4	50	120	2,4	3					29	0,6	48,333333
207	68A	5,5	62	160	2,58	1	1	1	1	1	0	0,992	0
208	69A	5,5	45	134	2,98	1	1	1	1	2	0	0,603	0
209	70A	6	65	167	2,57	1	1	1	1	2	0	1,0855	0
210	71A	4,2	68	153	2,25	2	2	2	2	2	749	1,0404	719,915
211	72A	3,7	31	120	3,87	2	3	3	3	4	213	0,372	572,58065
212	73A	6,2	76	158	2,08	1	1	1	1	1	0	1,2008	0
213	74A	9,5	116	240	2,07	1	1	1	2	1	0	2,784	0
214	75A	10,4	97	148	1,53	1	1	1	1	1	0	1,4356	0
215	76A	10,5	82	137	1,67	1	1	1	1	1	0	1,1234	0
216	77A	10,5	151	180	1,19	1	1	1	1	1	0	2,718	0

217	78A	6,4	45	136	3,022 2		1	1	1	1	0	0,612	0
218	79A	8,4	122	173	1,418		1	1	1	1	0	2,1106	0
219	80A	9	132	184	1,393 9		2	2	1	1	180	2,4288	74,1107
220	81A	5,8	86	168	1,953 5		1	1	1	1	60	1,4448	41,5282
221	82A	5,4	99	220	2,222 2		1	1	1	1	0	2,178	0
222	83A	5,8	67	141	2,104 5		1	1	1	1	0	0,9447	0
223	84A	5,7	49	147	3		1	1	1	1	0	0,7203	0
224	85A	6	69	130	1,884 1		1	1	1	1	0	0,897	0
225	86A	6,2	69	165	2,391 3		1	1	1	1	0	1,1385	0
226	87A	3,9	61	130	2,131 1		2	2	3	4	398	0,793	501,89155
227	88A	6,2	74	138	1,864 9		1	1	1	1	0	1,0212	0
228	89A	6,7	65	136	2,092 3		1	1	1	1	0	0,884	0
229	90A	5,8	59	160	2,711 9		1	1	1	1	265	0,944	280,72
230	91A	5,4	54	178	3,296 3		1	1	2	2	723	0,9612	752,185
231	92A	5,9	62	161	2,596 8		1	1	1	1	0	0,9982	0
232	93A	5,7	37	140	3,783 8		1	1	1	1	0	0,518	0
233	94A	6,2	63	144	2,285 7		1	1	3	4	590	0,9072	650,35273
234	95A	4,6	35	137	3,914 3		1	1	1	1	0	0,4795	0
235	96A	4,2	79	170	2,151 9		1	2	1	1	40	1,343	29,7841
236	97A	6,5	138	174	1,260 9		1	1	1	1	0	2,4012	0
237	98A	4	46	127	2,760 9		1	1	1	1	0	0,5842	0
238	99A	4	52	139	2,673 1		1	2	3	4	0	0,7228	0
239	100 A	5,2	62	150	2,419 4		1	1	1	1	0	0,93	0
240	101 A	5,6	69	140	2,029		1	1	1	1	0	0,966	0
241	102 A	5,8	85	175	2,058 8		1	1	1	1	0	1,4875	0
242	103 A	5,8	48	174	3,625		1	1	1	1	0	0,8352	0
243	104 A	5,8	63	150	2,381		1	1	1	1	67	0,945	70,8995
244	105 A	4,5	49	146	2,979 6		1	1	1	1	0	0,7154	0
245	106 A	4	43	145	3,372 1		1	1	1	1	0	0,6235	0
246	107 A	4	34	155	4,558 8		2	3	3	4	152	0,527	288,42505

247	108 A	6,5	82	150	1,829 3		1	1	1	1	0	1,23	0
248	109 A	4,8	52	140	2,692 3		1	1	1	1	0	0,728	0
249	110 A	6,7	80	180	2,25		1	1	1	1	0	1,44	0
250	111 A	5,4	106	190	1,792 5		1	1	1	1	0	2,014	0
251	112 A	5,7	49	162	3,306 1		1	1	1	1	0	0,7938	0
252	140	4,6	48	150	3,12		1	1	1	1	0	0,72	0
253	141	4,2	67	133	1,99		3	2	1	2	21	0,8911	23,5664
254	142	4,070	75	148	1,97		2	1	1	1	30	1,11	27,027
255	143	4,8	69	137	1,99		1	1	1	1	0	0,9453	0
256	144	3,8	64	136	2,13		1	1	1	1	0	0,8704	0
257	145	4,7	62	278	4,48		1	1	1	2	0	1,7236	0
258	146	3,9	38	102	2,64		1	1	1	1	0	0,3876	0
259	147	4,8	45	138	3,07		1	1	1	1	0	0,621	0
260	148	5,4	62	148	2,39		2	2	2	2	44	0,9176	47,9512
261	149	3,8	37	149	4,03		1	2	1	1	17	0,5513	30,8362
262	150	4	42	136	3,24		2	2	3	3	33	0,5712	57,7731
263	151	3,2	140	51	0,36		1	1	1	1	0	0,714	0
264	152	4,6	45	142	3,16		1	1	1	1	0	0,639	0
265	153	7,3	105	190	1,81		1	1	1	1	0	1,995	0
266	154	8,5	140	160	1,14		1	1	1	1	0	2,24	0
267	155	4,4	110	163	1,48		1	1	1	1	0	1,793	0
268	156	6,6	85	117	1,38		1	1	1	1	0	0,9945	0
269	157	4,1	48	126	2,63		2	2	2	3	0	0,6048	0
270	158	4,6	53	127	2,4		1	1	1	1	0	0,6731	0
271	159	4,9	36	112	3,11		3	2	3	4	29	0,4032	71,924603
272	160	6,1	59	124	2,1		1	1	1	1	0	0,7316	0
273	161	6	59	141	2,39		2	3	4		0	0,8319	0
274	162	6,6	82	185	2,26		1	1	1	1	0	1,517	0
275	163	4,2	53	123	2,32		2	1	1	1	183	0,6519	280,718
276	164	4,2	58	154	2,66		1	1	1	1	0	0,8932	0
277	165	4	52	162	3,12		1	1	1	1	0	0,8424	0
278	166	5,9	71	193	2,72		1	1	1	1	0	1,3703	0
279	167	6	73	241	3,3		1	1	1	1	0	1,7593	0
280	168	7	74	202	2,73		1	1	1	1	0	1,4948	0
281	169	10	153	154	1,01		1	1	1	1	0	2,3562	0
282	170	10,3	174	156	0,9		1	1	1	1	1	2,7144	0,36841
283	171	4,2	78	150	1,92		1	1	1	1	3	1,17	2,5641
284	172	9,7	88	128	1,45		1	1	1	1	0	1,1264	0
285	173	10,1	138	128	0,93		2	1	1	1	0	1,7664	0
286	174	9,6	127	183	1,44		1	1	1	1	0	2,3241	0
287	175	4,5	73	150	2,05		1	1	1	1	0	1,095	0
288	176	4,1	50	123	2,46		3	3	4		0	0,615	0

289	177	4,4	45	138	3,07		3	3	4		0	0,621	0
290	178	5	58	138	2,38		1	1	1	1	0	0,8004	0
291	179	5	53	148	2,79		1	1	1	1	0	0,7844	0
292	180	5,05	86	178	2,07		1	1	1	1	0	1,5308	0
293	181	6,4	88	122	1,39		1	1	1	1	0	1,0736	0
294	182	6,5	46	147	3,2		2	1	1	1	0	0,6762	0
295	183	7,8	155	150	0,97		1	1	1	1	0	2,325	0
296	184	7,7	88	150	1,7		1	1	1	1	0	1,32	0
297	185	7,7	135	150	1,11		1	1	1	1	0	2,025	0
298	186	6,4	73	168	2,3		1	1	1	1	0	1,2264	0
299	187	5,8	81	119	1,47		1	1	1	1	0	0,9639	0
300	188	6,4	64	174	2,71		1	1	1	1	0	1,1136	0
301	189	5,9	66	180	2,73		1	1	1	1	19	1,188	15,9933
302	190	6,4	77	178	2,31		3	4			123	1,3706	89,741719
303	191	6	65	141	2,17		3	1	1	1	0	0,9165	0
304	192	4,4	51	160	3,14		4				0	0,816	0
305	193	6,2	53	139	2,62		2	3	3	3	0	0,7367	0
306	194	5,8	55	170	3,09		1	1	1	1	0	0,935	0
307	195	5,8	61	109	1,79		1	1	1	1	0	0,6649	0
308	196	4,6	42	200	4,76		2	1	1	1	0	0,84	0
309	197	5,9	53	170	3,21		3	4			0	0,901	0
310	198	6,4	50	114	2,28		3	3	3	4	0	0,57	0
311	199	6,5	61	145	2,38		1	1	1	1	0	0,8845	0
312	200	5,8	36	150	4,17		1	2	2	2	329	0,54	609,259
313	201	3,8	34	120	3,53		1	1	1	2	0	0,408	0
314	202	6,4	84	106	1,26		1	1	1	1	0	0,8904	0
315	203	6,1	44	133	3,02		2	1	1	2	0	0,5852	0
316	204	5,8	47	136	2,89		3	3	3	4	24	0,6392	37,546934
317	205	6,8	55	139	2,53		2	1	1	1	0	0,7645	0
318	206	6,8	35	92	2,63		3	2	3	4	0	0,322	0
319	207	6,8	43	126	2,93		2	4			113	0,5418	208,56405
320	208	7,4	55	131	2,38		2	4			422	0,7205	585,70437
321	209	7,5	82	172	2,1		1	4			108	1,4104	76,574022
322	210	7	36	105	2,92		1	2	2	3	0	0,378	0
323	211	3,4	50	145	2,9		1	2	2	3	0	0,725	0
324	212	4,6	55	163	2,96		2	3	3	4	0	0,8965	0
325	213	4,2	50	150	3		2	2	1	1	0	0,75	0
326	214	7,4	97	210	2,16		1	1	1	1	0	2,037	0
327	215	5,6	54	149	2,76		2	2	2	2	0	0,8046	0
328	216	4040	45	152	3,38		1	1	1	2	0	0,684	0
329	217	5,4	38	158	4,16		1	2	2	3	0	0,6004	0
330	218	8,4	105	139	1,32		1	1	1	1	0	1,4595	0
331	219	6,1	58	182	3,14		1	1	1	1	0	1,0556	0
332	220	4,4	73	171	2,34		2	1	1	1	0	1,2483	0
333	221	6,2	59	167	2,83		3	4			197	0,9853	199,9391

Cluster Analysis of Observations (arbres)

Standardized Variables, Euclidean Distance, Ward Linkage
Amalgamation Steps

Step	Number of clusters	Similarity level	Distance level	Number of obs. joined	Clusters	New cluster	in new cluster
1	332	99,983	0,004	7 102	7	2	
2	331	99,902	0,027	60 135	60	2	2
3	330	99,901	0,027	223 244	223	2	2
4	329	99,808	0,052	250 265	250	2	2
5	328	99,788	0,057	228 256	228	2	2
6	327	99,786	0,058	217 259	217	2	2
7	326	99,740	0,070	240 255	240	2	2
8	325	99,652	0,094	241 292	241	2	2
9	324	99,645	0,096	6 17	6	2	2
10	323	99,640	0,097	9 44	9	2	2
11	322	99,600	0,108	114 175	114	2	2
12	321	99,596	0,109	138 161	138	2	2
13	320	99,590	0,111	18 152	18	2	2
14	319	99,557	0,120	281 295	281	2	2
15	318	99,553	0,121	172 204	172	2	2
16	317	99,546	0,123	239 311	239	2	2
17	316	99,542	0,124	100 142	100	2	2
18	315	99,540	0,124	1 2	1	2	2
19	314	99,506	0,134	33 98	33	2	2
20	313	99,502	0,135	8 141	8	2	2
21	312	99,493	0,137	145 199	145	2	2
22	311	99,492	0,137	182 201	182	2	2
23	310	99,473	0,143	284 293	284	2	2
24	309	99,446	0,150	222 240	222	3	3
25	308	99,422	0,156	123 170	123	2	2
26	307	99,390	0,165	232 234	232	2	2
27	306	99,382	0,167	249 274	249	2	2
28	305	99,379	0,168	217 264	217	3	3
29	304	99,379	0,168	16 66	16	2	2
30	303	99,337	0,179	223 252	223	3	3
31	302	99,337	0,179	72 116	72	2	2
32	301	99,326	0,182	7 169	7	3	3
33	300	99,324	0,183	10 37	10	2	2
34	299	99,313	0,186	268 299	268	2	2
35	298	99,301	0,189	248 291	248	2	2
36	297	99,258	0,201	158 196	158	2	2
37	296	99,251	0,203	247 283	247	2	2
38	295	99,239	0,206	20 41	20	2	2
39	294	99,197	0,217	113 180	113	2	2
40	293	99,189	0,219	70 114	70	3	3
41	292	99,174	0,224	251 277	251	2	2
42	291	99,150	0,230	71 122	71	2	2
43	290	99,147	0,231	225 298	225	2	2
44	289	99,140	0,233	93 177	93	2	2
45	288	99,117	0,239	68 111	68	2	2
46	287	99,099	0,244	12 28	12	2	2
47	286	99,093	0,245	20 171	20	3	3
48	285	99,082	0,248	300 301	300	2	2
49	284	99,063	0,253	8 144	8	3	3

50	283	99,062	0,254	76	132	76	2
51	282	99,030	0,263	231	276	231	2
52	281	99,013	0,267	119	215	119	2
53	280	99,002	0,270	1	207	1	3
54	279	98,986	0,274	278	280	278	2
55	278	98,975	0,277	45	153	45	2
56	277	98,919	0,292	158	191	158	3
57	276	98,918	0,293	227	287	227	2
58	275	98,915	0,293	77	187	77	2
59	274	98,907	0,296	221	326	221	2
60	273	98,890	0,300	222	224	222	4
61	272	98,876	0,304	306	331	306	2
62	271	98,820	0,319	239	290	239	3
63	270	98,804	0,324	70	97	70	4
64	269	98,794	0,326	38	184	38	2
65	268	98,789	0,328	18	110	18	3
66	267	98,755	0,337	7	182	7	5
67	266	98,752	0,338	140	189	140	2
68	265	98,734	0,342	57	120	57	2
69	264	98,724	0,345	268	314	268	3
70	263	98,660	0,363	33	127	33	3
71	262	98,638	0,369	56	115	56	2
72	261	98,621	0,373	236	266	236	2
73	260	98,615	0,375	124	130	124	2
74	259	98,596	0,380	270	272	270	2
75	258	98,575	0,386	42	100	42	3
76	257	98,555	0,391	99	208	99	2
77	256	98,531	0,397	217	245	217	4
78	255	98,529	0,398	75	193	75	2
79	254	98,522	0,400	67	155	67	2
80	253	98,496	0,407	123	212	123	3
81	252	98,491	0,408	71	82	71	3
82	251	98,455	0,418	222	228	222	6
83	250	98,433	0,424	63	205	63	2
84	249	98,430	0,425	218	286	218	2
85	248	98,376	0,439	73	206	73	2
86	247	98,359	0,444	33	109	33	4
87	246	98,347	0,447	241	249	241	4
88	245	98,284	0,464	69	186	69	2
89	244	98,284	0,464	247	296	247	3
90	243	98,283	0,464	107	119	107	3
91	242	98,229	0,479	3	12	3	3
92	241	98,220	0,482	64	101	64	2
93	240	98,121	0,508	20	145	20	5
94	239	98,088	0,517	31	188	31	2
95	238	98,066	0,523	124	129	124	3
96	237	98,042	0,530	242	251	242	3
97	236	97,998	0,542	52	59	52	2
98	235	97,993	0,543	113	214	113	3
99	234	97,991	0,543	5	105	5	2
100	233	97,941	0,557	231	239	231	5
101	232	97,934	0,559	4	75	4	3
102	231	97,928	0,561	133	181	133	2
103	230	97,911	0,565	237	248	237	3
104	229	97,829	0,587	93	138	93	4
105	228	97,816	0,591	79	88	79	2
106	227	97,808	0,593	45	172	45	4
107	226	97,802	0,595	6	158	6	5
108	225	97,784	0,600	72	128	72	3
109	224	97,769	0,604	268	284	268	5

110	223	97,700	0,622	270	307	270	3
111	222	97,645	0,637	3	10	3	5
112	221	97,580	0,655	288	289	288	2
113	220	97,578	0,655	236	297	236	3
114	219	97,568	0,658	34	179	34	2
115	218	97,561	0,660	56	108	56	3
116	217	97,521	0,671	260	327	260	2
117	216	97,467	0,685	217	223	217	7
118	215	97,412	0,700	32	47	32	2
119	214	97,384	0,708	267	330	267	2
120	213	97,347	0,718	22	156	22	2
121	212	97,345	0,718	30	151	30	2
122	211	97,343	0,719	13	62	13	2
123	210	97,337	0,720	70	77	70	6
124	209	97,294	0,732	222	227	222	8
125	208	97,287	0,734	7	42	7	8
126	207	97,247	0,745	294	317	294	2
127	206	97,246	0,745	225	300	225	4
128	205	97,220	0,752	271	318	271	2
129	204	97,199	0,758	310	316	310	2
130	203	97,173	0,765	242	306	242	5
131	202	97,169	0,766	140	174	140	3
132	201	97,133	0,776	14	53	14	2
133	200	97,100	0,785	131	209	131	2
134	199	97,030	0,804	113	192	113	4
135	198	97,021	0,806	1	6	1	8
136	197	97,012	0,808	159	163	159	2
137	196	96,964	0,821	106	160	106	2
138	195	96,933	0,830	136	148	136	2
139	194	96,845	0,854	9	71	9	5
140	193	96,833	0,857	21	26	21	2
141	192	96,801	0,866	220	241	220	5
142	191	96,788	0,869	22	38	22	4
143	190	96,756	0,878	48	83	48	2
144	189	96,651	0,906	72	124	72	6
145	188	96,619	0,915	31	69	31	4
146	187	96,561	0,930	150	229	150	2
147	186	96,547	0,934	25	36	25	2
148	185	96,526	0,940	39	167	39	2
149	184	96,422	0,968	217	237	217	10
150	183	96,414	0,970	58	68	58	3
151	182	96,397	0,975	3	73	3	7
152	181	96,313	0,997	231	243	231	6
153	180	96,224	1,022	322	323	322	2
154	179	96,167	1,037	92	149	92	2
155	178	96,156	1,040	27	54	27	2
156	177	96,142	1,044	13	91	13	3
157	176	96,117	1,051	112	131	112	3
158	175	96,049	1,069	121	164	121	2
159	174	96,035	1,073	218	236	218	5
160	173	95,957	1,094	27	65	27	3
161	172	95,902	1,109	52	143	52	3
162	171	95,836	1,127	67	74	67	3
163	170	95,815	1,132	107	123	107	6
164	169	95,813	1,133	30	325	30	3
165	168	95,764	1,146	221	250	221	4
166	167	95,743	1,152	24	90	24	2
167	166	95,663	1,173	159	166	159	3
168	165	95,537	1,207	305	324	305	2
169	164	95,532	1,209	63	87	63	3

170	163	95,496	1,218	32	76	32	4
171	162	95,487	1,221	80	267	80	3
172	161	95,487	1,221	89	235	89	2
173	160	95,455	1,230	15	33	15	5
174	159	95,403	1,244	78	185	78	2
175	158	95,372	1,252	95	96	95	2
176	157	95,355	1,257	150	157	150	3
177	156	95,351	1,258	34	43	34	3
178	155	95,308	1,270	281	282	281	3
179	154	95,301	1,271	140	146	140	4
180	153	95,251	1,285	225	278	225	6
181	152	95,226	1,292	14	61	14	3
182	151	95,202	1,298	49	117	49	2
183	150	95,055	1,338	294	315	294	3
184	149	95,009	1,350	35	72	35	7
185	148	95,005	1,351	99	313	99	3
186	147	94,913	1,376	302	333	302	2
187	146	94,835	1,397	55	92	55	3
188	145	94,807	1,405	104	262	104	2
189	144	94,798	1,408	258	270	258	4
190	143	94,618	1,456	232	261	232	3
191	142	94,573	1,468	24	178	24	3
192	141	94,558	1,472	18	67	18	6
193	140	94,468	1,497	303	332	303	2
194	139	94,464	1,498	216	281	216	4
195	138	94,357	1,527	269	322	269	3
196	137	94,345	1,530	5	279	5	3
197	136	94,265	1,552	52	133	52	5
198	135	94,129	1,589	202	233	202	2
199	134	93,948	1,638	136	162	136	3
200	133	93,943	1,639	126	134	126	2
201	132	93,866	1,660	81	95	81	3
202	131	93,858	1,662	23	309	23	2
203	130	93,759	1,689	45	93	45	8
204	129	93,714	1,701	29	125	29	2
205	128	93,659	1,716	103	260	103	3
206	127	93,616	1,727	194	210	194	2
207	126	93,567	1,741	273	288	273	3
208	125	93,517	1,754	21	51	21	3
209	124	93,419	1,781	269	329	269	4
210	123	93,384	1,790	31	49	31	6
211	122	93,338	1,802	39	168	39	3
212	121	93,321	1,807	220	247	220	8
213	120	93,200	1,840	147	159	147	4
214	119	93,180	1,845	84	94	84	2
215	118	93,017	1,889	16	294	16	5
216	117	92,908	1,919	139	176	139	2
217	116	92,834	1,939	60	80	60	5
218	115	92,770	1,956	79	113	79	6
219	114	92,637	1,992	253	303	253	3
220	113	92,442	2,045	57	107	57	8
221	112	92,359	2,067	165	203	165	2
222	111	92,317	2,079	238	305	238	3
223	110	92,184	2,115	106	137	106	3
224	109	92,178	2,116	154	246	154	2
225	108	92,169	2,119	271	310	271	4
226	107	92,115	2,133	3	14	3	10
227	106	92,099	2,138	13	121	13	5
228	105	92,008	2,162	7	20	7	13
229	104	91,949	2,178	23	319	23	3

230	103	91,883	2,196	104	238	104	5
231	102	91,808	2,216	85	211	85	2
232	101	91,446	2,314	231	258	231	10
233	100	91,413	2,323	32	52	32	9
234	99	91,412	2,323	8	70	8	9
235	98	91,366	2,336	9	58	9	8
236	97	91,257	2,365	219	285	219	2
237	96	91,235	2,372	150	275	150	4
238	95	91,131	2,400	190	198	190	2
239	94	91,075	2,415	11	136	11	4
240	93	91,023	2,429	3	4	3	13
241	92	90,998	2,435	183	194	183	3
242	91	90,887	2,465	50	150	50	5
243	90	90,842	2,478	19	48	19	3
244	89	90,674	2,523	254	328	254	2
245	88	90,620	2,538	25	64	25	4
246	87	90,549	2,557	232	308	232	4
247	86	90,441	2,586	19	27	19	6
248	85	90,409	2,595	217	242	217	15
249	84	90,378	2,603	30	140	30	7
250	83	90,355	2,610	5	257	5	4
251	82	90,284	2,629	89	220	89	10
252	81	90,046	2,693	34	81	34	6
253	80	89,923	2,726	139	219	139	4
254	79	89,855	2,745	13	63	13	8
255	78	89,612	2,811	106	269	106	7
256	77	89,598	2,814	195	213	195	2
257	76	89,521	2,835	222	231	222	18
258	75	89,397	2,869	45	56	45	11
259	74	89,195	2,923	23	302	23	5
260	73	89,005	2,975	9	35	9	15
261	72	88,796	3,031	29	86	29	3
262	71	88,760	3,041	202	226	202	3
263	70	88,489	3,114	216	218	216	9
264	69	88,488	3,115	60	79	60	11
265	68	88,460	3,122	183	197	183	4
266	67	88,455	3,124	31	190	31	8
267	66	88,168	3,201	16	253	16	8
268	65	87,768	3,310	23	321	23	6
269	64	87,747	3,315	8	112	8	12
270	63	87,619	3,350	18	232	18	10
271	62	87,567	3,364	78	312	78	3
272	61	87,267	3,445	46	273	46	4
273	60	86,778	3,577	103	106	103	10
274	59	86,715	3,594	126	173	126	3
275	58	86,696	3,600	89	225	89	16
276	57	86,620	3,620	139	195	139	6
277	56	86,611	3,622	3	55	3	16
278	55	86,195	3,735	183	230	183	5
279	54	86,133	3,752	85	154	85	4
280	53	86,117	3,756	3	25	3	20
281	52	86,093	3,763	18	99	18	13
282	51	85,723	3,863	31	34	31	14
283	50	84,614	4,163	1	8	1	20
284	49	84,544	4,182	263	268	263	6
285	48	84,462	4,204	13	22	13	12
286	47	83,568	4,446	15	30	15	12
287	46	82,985	4,604	39	84	39	5
288	45	82,557	4,719	16	304	16	9
289	44	82,437	4,752	29	320	29	4

290	43	82,330	4,781	24	57	24	11
291	42	81,902	4,896	126	139	126	9
292	41	81,406	5,031	104	271	104	9
293	40	81,266	5,069	165	202	165	5
294	39	80,632	5,240	13	40	13	13
295	38	79,940	5,427	60	221	60	15
296	37	79,777	5,472	18	21	18	16
297	36	78,615	5,786	78	147	78	7
298	35	76,542	6,347	5	89	5	20
299	34	76,095	6,468	24	263	24	17
300	33	75,418	6,651	39	104	39	14
301	32	75,272	6,690	50	78	50	12
302	31	74,623	6,866	3	32	3	29
303	30	74,460	6,910	126	200	126	10
304	29	71,717	7,652	7	45	7	24
305	28	70,280	8,041	15	16	15	21
306	27	70,230	8,055	19	23	19	12
307	26	69,611	8,222	11	13	11	17
308	25	69,433	8,270	39	85	39	18
309	24	68,396	8,551	19	29	19	16
310	23	66,293	9,120	1	9	1	35
311	22	64,448	9,619	217	222	217	33
312	21	63,981	9,745	165	183	165	10
313	20	61,874	10,315	24	60	24	32
314	19	59,583	10,935	1	7	1	59
315	18	59,183	11,043	126	216	126	19
316	17	58,186	11,313	31	103	31	24
317	16	49,159	13,755	5	24	5	52
318	15	46,449	14,489	15	18	15	37
319	14	39,734	16,305	31	46	31	28
320	13	19,335	21,825	1	217	1	92
321	12	19,239	21,851	31	39	31	46
322	11	14,327	23,180	50	165	50	22
323	10	11,443	23,960	3	11	3	46
324	9	-0,610	27,221	1	15	1	129
325	8	-25,648	33,995	5	126	5	71
326	7	-29,221	34,962	118	254	118	3
327	6	-78,244	48,225	19	118	19	19
328	5	-106,156	55,777	19	50	19	41
329	4	-151,760	68,116	19	31	19	87
330	3	-255,257	96,118	1	5	1	200
331	2	-414,320	139,154	1	19	1	287
332	1	-496,928	161,504	1	3	1	333

Final Partition

Number of clusters: 10

	Average	Maximum		
	Within distance	distance		
	Number of	cluster sum	from	from
	observations	of squares	centroid	centroid
Cluster1	92	89,939	0,94063	1,90164
Cluster2	46	130,760	1,52104	4,10256
Cluster3	52	100,736	1,24328	3,48415
Cluster4	37	92,819	1,48563	3,66176
Cluster5	16	79,604	2,10611	3,96368
Cluster6	46	250,843	2,19226	4,36957
Cluster7	22	186,848	2,83802	4,38398

Cluster8	1	0,000	0,00000	0,00000
Cluster9	19	85,443	1,93392	4,54381
Cluster10	2	3,183	1,26160	1,26160

Cluster Centroids

Variable	Cluster1	Cluster2	Cluster3	Cluster4	Cluster5	Cluster6
Hauteur	-0,078525	-0,07807	-0,076009	-0,079455	-0,07760	-0,07958
Circ	-0,194539	-0,50252	0,973512	-0,666711	-0,46155	-0,56176
He	-0,113083	-0,17759	0,197264	-0,150707	-0,00728	-0,17359
Ce	-0,098439	0,25796	-0,694209	0,583326	0,45245	0,31539
Df 08	-0,321241	1,68427	-0,554829	-0,193404	0,15649	-0,07528
Df 09	-0,302949	-1,56397	-0,230198	0,685422	1,74622	1,04032
Df10	-0,297364	-1,37369	-0,235268	-0,035554	2,93162	1,05974
Df11	-0,114331	-1,34246	-0,114331	-0,147523	-1,34246	1,70117
Df12	-0,092807	-1,18790	-0,106994	-0,012739	-1,18790	1,41727
tot trous	-0,402627	0,35094	-0,389023	-0,381782	0,45192	-0,22887
surf m2	-0,215673	-0,40772	0,682220	-0,505758	-0,29902	-0,44830
densité trous	-0,415003	0,53630	-0,411913	-0,391180	0,39477	-0,17558

Variable	Cluster7	Cluster8	Cluster9	Cluster10	Grand centroid
Haut	-0,07693	-0,0772	-0,06897	12,8451	0,0000000
Circ	-0,27047	0,3550	2,84319	-0,0702	-0,0000000
He	-0,06057	16,3977	0,36308	0,0147	0,0000000
Ce	0,08529	12,4417	-1,28284	0,0074	0,0000000
Df 08	-0,09076	-0,1699	-0,35311	-1,0402	0,0000000
Df 09	0,32756	-0,3029	0,16164	0,3276	-0,0000000
Df10	0,33865	-0,2974	0,09918	-0,2974	-0,0000000
Df11	0,89050	-0,1143	0,40278	-0,1143	0,0000000
Df12	0,83671	-0,1274	0,20751	0,4029	0,0000000
tot trous	2,85447	-0,4164	-0,17028	-0,2979	-0,0000000
surf m2	-0,22368	11,2250	2,16317	-0,0818	0,0000000
densité trous	2,69444	-0,4281	-0,36785	-0,3483	-0,0000000

Distances Between Cluster Centroids

	Cluster1	Cluster2	Cluster3	Cluster4	Cluster5	Cluster6	Cluster7
Cluster1	0,0000	3,3487	1,6389	1,3578	4,3977	3,1200	4,8009
Cluster2	3,3487	0,0000	4,0775	3,8373	5,6513	5,7186	5,4592
Cluster3	1,6389	4,0775	0,0000	2,6219	4,7807	3,7435	5,0959
Cluster4	1,3578	3,8373	2,6219	0,0000	3,7810	2,6379	4,7502
Cluster5	4,3977	5,6513	4,7807	3,7810	0,0000	4,5797	5,3966
Cluster6	3,1200	5,7186	3,7435	2,6379	4,5797	0,0000	4,4685
Cluster7	4,8009	5,4592	5,0959	4,7502	5,3966	4,4685	0,0000
Cluster8	23,6870	23,8658	23,3815	23,5411	23,7724	23,8368	24,0460
Cluster9	4,1598	5,9875	2,6048	4,8892	6,0735	5,1203	6,0628
Cluster10	12,9714	13,5942	13,0375	13,0014	13,6536	13,2361	13,7387

	Cluster8	Cluster9	Cluster10
Cluster1	23,6870	4,1598	12,9714
Cluster2	23,8658	5,9875	13,5942
Cluster3	23,3815	2,6048	13,0375
Cluster4	23,5411	4,8892	13,0014
Cluster5	23,7724	6,0735	13,6536
Cluster6	23,8368	5,1203	13,2361
Cluster7	24,0460	6,0628	13,7387
Cluster8	0,0000	23,1220	26,8232
Cluster9	23,1220	0,0000	13,5302
Cluster10	26,8232	13,5302	0,0000

Cluster Analysis of Variables:

Correlation Coefficient Distance, Ward Linkage
Amalgamation Steps

Step	Number of clusters	Similarity level	Distance level	Number of obs. joined	Clusters	New cluster	in new cluster
1	11	96,0698	0,07860	10	12	10	2
2	10	90,4521	0,19096	6	7	6	2
3	9	89,6768	0,20646	8	9	8	2
4	8	88,9628	0,22074	3	11	3	2
5	7	67,4719	0,65056	2	3	2	3
6	6	57,8536	0,84293	4	5	4	2
7	5	52,7744	0,94451	6	8	6	4
8	4	44,6410	1,10718	1	4	1	3
9	3	32,0659	1,35868	1	10	1	5
10	2	-7,7099	2,15420	1	2	1	8
11	1	-20,1080	2,40216	1	6	1	12

Final Partition

Cluster 1

Haut

Cluster 2

Circ He surf m2

Cluster 3

Ce Df08

Cluster 4

Df09 Df10 Df11 Df12

Cluster 5

tot trous densité trous

Principal Component Analysis : ACP

Valeurs propres = Eigenanalysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue	3,0419	2,8378	1,8301	1,1811	1,0187	0,9122	0,6273	0,2015
Proportion	0,253	0,236	0,153	0,098	0,085	0,076	0,052	0,017
Cumulative	0,253	0,490	0,642	0,741	0,826	0,902	0,954	0,971

Eigenvalue	0,1773	0,1067	0,0534	0,0121
Proportion	0,015	0,009	0,004	0,001
Cumulative	0,986	0,995	0,999	1,000

Contributions

Variable	PC1	PC2	PC3
Haut	-0,012	0,022	0,052
Circ	-0,505	0,152	-0,216
He	-0,256	0,090	-0,181
Ce	0,410	-0,105	0,138
Df08	0,162	-0,347	-0,150
Df09	0,169	0,453	0,102
Df10	0,180	0,424	0,044
Df11	0,127	0,481	-0,000

Df12	0,143	0,442	-0,025
tot trous	0,236	0,023	-0,652
surf m2	-0,498	0,156	-0,247
densité trous	0,289	-0,017	-0,615

Correlations entre variables

	Haut	Circ	He	Ce
Circ	-0,002 0,975			
He	0,013 0,809	0,344 0,000		
Ce	0,002 0,968	-0,808 0,000	0,088 0,110	
Df 08	-0,081 0,141	-0,270 0,000	-0,140 0,011	0,230 0,000
Df 09	0,026 0,643	-0,066 0,233	-0,024 0,663	0,094 0,087
Df10	-0,023 0,672	-0,078 0,159	0,013 0,813	0,127 0,021
Df11	-0,009 0,869	0,004 0,937	-0,017 0,762	-0,011 0,846
Df12	0,031 0,574	-0,031 0,579	-0,039 0,483	0,011 0,840
tot trous	-0,023 0,681	-0,104 0,060	0,008 0,882	0,096 0,082
surf m2	-0,001 0,987	0,920 0,000	0,656 0,000	-0,602 0,000
densité trous	-0,027 0,621	-0,199 0,000	-0,096 0,082	0,181 0,001

	Df 08	Df 09	Df10	Df11
Df 09	-0,266 0,000			
Df10	-0,233 0,000	0,809 0,000		
Df11	-0,338 0,000	0,500 0,000	0,442 0,000	
Df12	-0,311 0,000	0,423 0,000	0,342 0,000	0,793 0,000
tot trous	0,185 0,001	0,038 0,485	0,108 0,049	0,089 0,108
surf m2	-0,251	-0,063	-0,055	0,004

	0,000	0,255	0,316	0,937
densité trous	0,240	0,006	0,075	0,069
	0,000	0,916	0,176	0,210

	Df12	tot trous	surf m2
tot trous	0,123		
	0,026		
surf m2	-0,034	-0,079	
	0,535	0,151	
densité trous	0,115	0,929	-0,186
	0,037	0,000	0,001

Coefficient correlation Pearson
P-Value

Résumé : L'étude menée dans un jeune peuplement artificiel de chêne-liège de la forêt de M'Sila (Oran) démasclé en été 2007 a montré une infestation importante par le redoutable xylophage *Platypus cylindrus* causant des mortalités d'arbres considérables. Sa biologie dans les galeries a été étudiée entre mai 2008 et juillet 2010. La répartition temporelle montre la coexistence durant toute l'année d'au moins 2 écophases : les adultes et les larves (69%). Les œufs et les nymphes, sont par contre presque absents pendant la période hivernale mais apparaissent en printemps. La caractérisation épidémiologique de cette infestation montre entre juillet 2008 et juillet 2012 un taux d'infestation cumulé de 37,5%. L'analyse statistique multi variée a mise en évidence la relation du ravageur avec son arbre-hôte favorisant son installation massive. Il s'agit des jeunes sujets (< 70cm), excessivement démasclés ($Ce > 2.5$) et moins vigoureux ($Df > 30\%$). Ce xylophage entretient des relations symbiotiques avec 42 espèces de champignons identifié phénotypiquement et sur la base de l'ADN ribosomal (ITS, nLSU et β tubuline). Parmi elles, 17 sont nouvelles à cette association. Cette mycoflore sert de nourriture pour les adultes et les larves mais aussi interviennent dans les mécanismes d'installation de l'insecte en affaiblissant l'arbre-hôte. Elle est composée essentiellement des Ophiostomatales, champignons ambrosia primaires comme (*Raffaelea montetyi*, *R. ambrosiae*, *Ophiostoma stenoceras* et *O. nigrocarpum*).

Mots-clés : *Platypus cylindrus*, *Quercus suber*, biologie, épidémiologie, mycétophage,

Fungi associated with *Platypus cylindrus* (Col., Platypodinae) in a young stand of cork oak forest of M'sila (Oran): Study specific of the insect biology and epidemiology.

Abstract: The study in young artificial stands of cork oak in the forest of M'Sila (Oran) decorked in summer 2007, showed a heavy infestation by the pinhole borer *Platypus cylindrus* causing considerable tree's mortality. Its biology in the galleries was studied between May 2008 and July 2010. The temporal distribution throughout the year shows the coexistence at least, 2 ecophases: adults and larvae (69%). Eggs and nymphs are against almost absent during the winter, but appear in spring. Epidemiological characterization of the infestation shows between July 2008 and July 2012 a cumulative infection rate of 37.5%. Multivariate statistical analysis has highlighted the relationship between the pest and its host tree favoring its massive installation. These young subjects (<70cm), excessively decorked ($Ce > 2.5$) and less vigorous ($Df > 30\%$). This xylophagus maintain symbiotic relationships with 42 fungal species identified phenotypically on the basis of ribosomal DNA (ITS and β tubulin nLSU). Among them, 17 are new to this association. This mycoflora serves to feed adults and larvae but also in the mechanisms of its establishment involved in weakening the host tree. It is composed mainly of Ophiostomatales, primary ambrosia fungi (*Raffaelea montetyi*, *R. ambrosiae*, *Ophiostoma stenoceras* and *O. nigrocarpum*).

Keywords: *Platypus cylindrus*, *Quercus suber*, biology, epidemiology, mycetophagy.

الفطريات المرتبطة بحشرة *Platypus cylindrus* في غابة بلوط الفلين بمسيلة (وهران): دراسة خاصة لبيولوجية وعدوى الحشرة

الدراسة التي أجريتها في غابة بلوط الفلين بالمسيلة وهران لأشجار نزعت قشرة الفلين فيها في صيف 2007، أظهرت تفشي حشرة *Platypus cylindrus* التي تتسبب في خسائر كبيرة. دراسة بيولوجية الحشرة في الأنفاق المحفورة داخل الخشب أظهرت وجود على الأقل أفراد من جيلين مختلفين في نفس الفترة: الحشرات الكبيرة و اليرقات (69%). البيض و الحوريات تكاد تنعدم في الشتاء لتظهر في الربيع. الوصف الإبيدميولوجي لهذه العدوى بين جويلية 2008 و جويلية 2012 أظهر نسبة إصابة 37.5% التحليل الإحصائي المتعدد المتغيرات أظهر علاقة الحشرة بالشجرة المضيفة المساعدة على العدوى. فهي الأشجار الفتية (>70سم) ذات الاستغلال المفرط ($Ce < 2.5$) والضعيفة (<30%). هذه الحشرة تبني علاقات تعايش مع 42 فطر عفن حدد نوعها اعتمادا على خصائصها المرفولوجية و DNA الريبوزومي. من بينها 17 عفن جديد في هذا النوع من العلاقات. تستعمل هذه الأعفان في غذاء الحشرة في جميع مراحل حياتها وفي مساعدتها في نجاح العدوى بإضعاف الشجرة المضيفة. تتمثل خاصة في الأعفان الأمبروزية الأساسية (*Raffaelea montetyi*, *R. ambrosiae*, *Ophiostoma stenoceras* و *O. nigrocarpum*)

الكلمات المفاتيح: حشرة *Platypus cylindrus* - شجرة بلوط الفلين - بيولوجية - عدوى - الأعفان