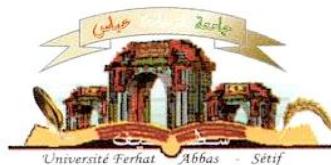


الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي والبحث

Université Sétif 1, Ferhat Abbas
Faculté des Sciences de la
Nature et de la Vie



جامعة سطيف 1، فرحات عباس
كلية علوم الطبيعة والحياة

DEPARTEMENT D'AGRONOMIE

N°/SNV/2025

THÈSE

Présentée par

ZEREG Salima

Pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Spécialité : PROTECTION VÉGÉTALE

THÈME

**Etude des peuplements arthropodologiques inféodés au Cèdre de l'Atlas
(*Cedrus atlantica* Manetti) dans le Parc national de Belezma (Batna,
Algérie).**

Soutenue publiquement le 11/ 06/2025

DEVANT LE JURY

Présidente	Pr. BOULAACHEB Nacira	Université Ferhat Abbas Sétif 1
Rapporteur	Dr. MOUANE Aicha	Université El Oued
Examineurs	Pr. CHAFAA Smail	Université de Batna 2
	Dr. NEFFAR Fahima	Université de Batna 2
	Dr. MISSAOUI khaled	Université Ferhat Abbas Sétif 1
	Dr. SOFRANE Zina	Université Ferhat Abbas Sétif 1

Remerciements

الحمد لله حتى يبلغ الحمد منتهاه

À l'issue de ce travail de thèse, je rends tout d'abord grâce à DIEU, Tout-Puissant, qui m'a accordé la volonté, le courage et la patience nécessaires pour mener à bien ce modeste travail scientifique.

Je tiens à exprimer mes remerciements les plus sincères à Madame le Dr MOUANE Aïcha, directrice de cette thèse, pour avoir accepté de m'encadrer avec bienveillance, rigueur et générosité. Je lui suis profondément reconnaissante pour ses conseils avisés, sa disponibilité constante, sa patience et son accompagnement tout au long de ce parcours. Qu'elle trouve ici l'expression de ma reconnaissance la plus profonde.

Mes vifs remerciements s'adressent également aux membres du jury, pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant d'évaluer ce travail :

- Pr. BOULAACHEB Nacira, présidente du jury, Université Ferhat Abbas Sétif 1,
- Pr. CHAFAA Smail, examinateur, Université Batna 2,
- Dr. SOFRANE Zina, examinatrice, Université Ferhat Abbas Sétif 1,
- Dr. MISSAOUI Khaled, examinateur, Université Ferhat Abbas Sétif 1,
- Dr. NEFFAR Fahima, examinatrice, Université Batna 2.

Qu'ils trouvent ici l'expression de toute ma gratitude pour le temps qu'ils ont bien voulu consacrer à l'évaluation de ce travail.

Mes remerciements les plus profonds vont à ma famille, véritable pilier moral et psychologique, qui m'a soutenue avec amour et ardeur tout au long de cette aventure.

Enfin, je tiens à remercier toutes les personnes, de près ou de loin, ayant contribué à la réalisation de ce travail.

Table des matières

Liste des tableaux et figures.....	L
Introduction	02
Chapitre I : Revue de littérature sur le Cèdre de l'Atlas	
1- Classification du cèdre de l'Atlas	07
2. Caractères botaniques et dendrologiques.....	07
3. Développement et cycle de reproduction des cônes du Cèdre de l'Atlas	13
3.1 Phases de développement des inflorescences.....	13
3.2 Cycle de reproduction du Cèdre.....	14
4. Longévité du Cèdre de l'Atlas	15
5. Répartition géographique	16
5.1. Aire de répartition dans le monde.....	16
5.2. Aire de répartition en Algérie	17
5.2.1 Atlas Tellien sublittoral.....	18
5.2.2. Ouarsenis et Atlas Blidéen.....	18
5.2.3. Monts des Aurès, du Belezma et du Hodna	18
5.3. Adaptation aux conditions climatiques.....	19
6. Ecologie du Cèdre de l'Atlas	19
6.1. Altitude	19
6.2. Climat.....	20
6.3. Précipitations	20
6.4. Températures	20
6.5. Humidité	21
6.6. Résistance du Cèdre de l'Atlas aux conditions hivernales	21
6.7. Résistance du Cèdre de l'Atlas à la sécheresse	21
6.8. Exposition	21

6.9. Substrat	21
7. Association végétale du Cèdre de l'Atlas.....	21
7.1. Faciès humide	21
7.2. Faciès sec	21
7.3. Diversité floristique et mycologique	22
7.4. Variabilité selon l'altitude et le substrat	22
8. Dépérissement et déclin des forêts de Cèdre	22
8.1. Le Dépérissement des peuplements forestiers	22
8.2. Causes du dépérissement du Cèdre de l'Atlas en Algérie.....	22
8.3. Cas de la cédraie des Aurès.....	23
9. Facteurs aggravants.....	23
10. Facteurs du dépérissement	23
10.1 Les facteurs prédisposant : définition et impact.....	23
10.2. Conditions environnementales et leur rôle dans la vulnérabilité	24
10.3. L'âge des peuplements de cèdre	24
11. Facteurs déclenchant	24
11.1. Nature des facteurs déclenchant : abiotique et biotique.....	24
11.2. Impact de la pollution et des facteurs chimiques.....	24
12. Pression biotique et abiotique sur les cédraies	24
12.1. Insectes ravageurs du Cèdre de l'Atlas	24
12.2. Ravageurs adaptés localement.....	25
12.3. Champignons pathogènes.....	25
12.4 Espèces inféodées aux cônes	26
12. 5. Animaux nuisibles.....	26
12. 6. Activités humaines sur les cédraies	26
12. 7. Incendies	26

Chapitre II : Présentation générale de la zone d'étude

1. Présentation générale de la zone d'étude	28
1.1. Aspect général	28
1.2. Situation géographique et administrative	28
1.3. Relief.....	29
1.4. Altitude.....	30
1.5. Pente.....	30
1.6. Exposition	31
1.7. Géologie	32
1.8. Pédologie	33
1.9. Hydrologie	34
1.10. Ecologie Floristique	34
1.11. Faune	35
2. Choix et description des stations d'étude.....	36
2.1. Djebel Tuggurt	37
2.2. Djebel Bordjem.....	28
3. Etude climatique	39
3.1. Température	39
3.2. Amplitude thermique	39
3.3. Pluviométrie	41
3.4. Gradient pluviométrique	41
4. Synthèse climatique	43
4.1. Diagrammes Ombrothémique de BAGNOLS et GAUSSEN.....	43
4.2. Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger	44

Chapitre III : Matériel et Méthodes

1. Méthodes d'échantillonnage.....	47
1.1. Méthode d'échantillonnage des arthropodes.....	47
1.2. Exploitation des résultats par la qualité d'échantillonnage et par des indices écologiques	50
1. 2.1. Qualité de l'échantillonnage.....	51
1.2.2. Exploitation des résultats par des indices écologiques de composition.....	51
1.2.2.1. Richesse totale (S) appliquée aux espèces arthropodes piégées.....	51
1.2.2.3. Fréquence centésimale (F %) des espèces d'arthropodes capturées.....	51
1.2.2.4. Fréquence d'occurrence des espèces d'arthropodes capturées.....	52
1.2.3. Indices écologiques de structure appliqués à l'arthropodofaune capturée dans les trois stations	52
1.2.3.1. Indice de diversité spécifique de Shannon – Weaver (H') appliqué aux arthropodes des trois stations	52
1.2.3.2. Diversité maximale.....	53
1.2.3.3. Indice d'équitabilité ou d'équirépartition.....	53
1.2.4. Exploitation statistique.....	54
1.2.4.1. Analyse factorielle des correspondances.....	54
1.2.4.2. Analyse en composantes principales (A.C.P.).....	54
1. 2.4.3. Diagramme de Venn..... ; ;.....	54
1.3. Méthode d'échantillonnage de la <i>Dynanaspidiotus regnieri</i>	54

Chapitre IV : Résultats

1. Inventaire systématique.....	60
1.1. Importance en nombre d'espèces des ordres d'arthropodes recensés dans le Parc National de Belezma.....	66
1.2. Statut trophique des arthropodes recensés.....	66

2. Exploitation des résultats par le calcul de la qualité d'échantillonnage et par des indices écologiques..	67
2.1. Qualité de l'échantillonnage.....	67
2.2. Exploitation des résultats par des indices écologiques de Composition.....	68
2.2.1. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par station...	68
2.2.2. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par saison...	74
2.2.3. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par type de pièges.....	80
2.3. Exploitation des résultats par des indices écologiques de structure.....	86
2.3.1. Diversité des peuplements par station.....	86
2.3.2. Diversité des peuplements par saison	86
2.3.3. Diversité des peuplements par type de piège utilisé.....	87
2.3.4. Diversité des peuplements par mois.....	88
2.3.5. Diversité des peuplements par catégorie trophique.....	89
3. Modalités de répartition suivants A.F.C et A.C.P.....	90
3.1. Analyse factorielle des correspondances (A.F.C) pour les différentes stations, saisons et types de pièges	90
3.2. Analyse en composantes principales (A.C.P.)	94
3.3 Similitude spatio- temporelle des peuplements étudiés.....	96
4. Dynamique des populations de <i>Dynaspidiotus regnieri</i>	99
4.1. Dynamique globale des populations de <i>Dynaspidiotus regnieri</i>	99
4.2. Dynamique des populations de <i>Dynaspidiotus regnieri</i> en fonction des orientations et stations.....	104
4.3. Dynamique des différents stades de développement en fonction des saisons.....	105
4.4. Pontes globales.....	106
4.5. Variation de pontes suivant les orientations.....	107

Chapitre V : Discussion

1. Inventaire taxonomique et statut trophique des populations arthropodiennes.....	110
1.1. Inventaire taxonomique global et importance en nombre d'espèces des ordres d'insectes recensés.....	111
1.2. Statuts trophiques des insectes recensés.....	113
2. Exploitation des résultats par la qualité d'échantillonnage et par des indices écologiques.....	115
2.1. Qualité de l'échantillonnage.....	115
2.2.1. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par station.....	116
2.2.2. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par saison.....	118
2.2.3. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par type de pièges.....	119
2.3. Exploitation des résultats par des indices écologiques de structure.....	120
2.3.1. Diversité des peuplements par stations.....	120
2.3.2. Diversité des peuplements par saison	121
2.3.3. Diversité des peuplements par type de piège utilisé.....	122
2.3.4. Diversité de peuplements par mois.....	123
2.3.5. Diversité des peuplements par le régime alimentaire	123
3. Dynamique globale des populations de <i>Dynaspidiotus regnieri</i>	125
3.1. Dynamique des populations de <i>Dynaspidiotus regnieri</i> en fonction des orientations et stations	127
3.2. Dynamique et des différents stades de développement en fonction des saisons.....	128
3.3. Pontes globales.....	129
3.4. Variation de pontes suivant les orientations.....	130

Conclusion	132
Références bibliographiques	136
Résumé	

Liste des tableaux et des figures

Liste des tableaux	Page
Tableau 01 : Quelques caractéristiques botaniques des différents organes de <i>Cedrus atlantica</i>	08
Tableau 02 : Répartition du cèdre dans les Aurès.	19
Tableau 03 : Climat du cèdre dans les Aurès	20
Tableau 04 : Répartition des terres par classe d'altitude en % par rapport à la superficie totale.....	30
Tableau 05 : Répartition des terres par classe de pente par rapport à la superficie totale.	30
Tableau 06 : Caractérisations générales des trois stations d'étude.	37
Tableau 07 : Données thermométriques mensuelles moyennes en (C°) dans les trois stations d'étude calculées par extrapolation sur la période (1983-2017).	40
Tableau 08 : Précipitations moyennes mensuelles des régions d'étude calculées après l'extrapolation sur la période (1983-2017). P/moyennes mensuelles des pluviométries	42
Tableau 09 : Quotient pluviothermique d'Emberger (Q2) et l'étage Bioclimatique de chaque station.	44
Tableau 10 : Liste systématique globale des espèces arthropodiennes inventoriées dans les trois stations	61
Tableau 11 : Importance des différents ordres d'arthropodes recensés dans les trois stations d'étude.	66
Tableau 12 : Valeurs utilisées pour le calcul de la qualité d'échantillonnage des arthropodes.....	67

Tableau 13 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des ordres d'arthropode recensés par station.	69
Tableau 14 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des Familles d'arthropode recensés par station.	71
Tableau 15 : Variation globale de la richesse totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des ordres d'arthropode recensés par saison.	75
Tableau 16 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des familles d'arthropode recensés par saison.....	77
Tableau 17 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des ordres d'arthropode recensés par type de piège.....	81
Tableau 18 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des familles d'arthropode recensés par type de piège.....	83
Tableau : 19 Indice de Shannon (H'), Diversité maximale (H'max) et équitabilité (E) des peuplements recensés dans les 3 stations d'étude.....	86
Tableau 20 : Paramètres de diversité et équitabilité des peuplements d'arthropodes dans les 3 stations. (H') indice de Shannon, (H max) diversité maximale, (E) indice d'équitabilité, selon les saisons.....	87
Tableau 21 : Paramètres de diversité et équitabilité des peuplements d'insectes dans les 3 stations. (H') indice de Shannon, (H max) diversité maximale, (E) indice d'équitabilité, selon les saisons.....	88
Tableau 22 : Indice de diversité (H'), Diversité maximale (H'max) et équitabilité (E) des peuplements recensés en fonction des mois dans la région d'étude.....	89

Tableau 23 : Indice de Shannon (H') et indice d'équitabilité (E) du peuplement d'arthropodes recensé selon le statut trophique.....	90
Tableau 24 : Dynamique des effectifs des différents stades de développement en fonction des orientations.....	105
Tableau 25 : Dynamique des effectifs des différents stades de développement de <i>Dynaspidiotus regnieri</i> en fonction des saisons	106
Tableau 26 : Evolution de la ponte moyenne dans les deux stations d'étude.....	107
Tableau 27 : Ponte en fonction des expositions dans les deux stations d'étude.....	108

Liste des figures	Page
Figure 01 : Photo de la cédraie à Belezma.....	06
Figure 02 : Caractères botaniques (a-Port, b-Racine, c- Ecorce, Aiguillée, e-Cône, f-Graine).	12
Figure 03 : Inflorescences du Cèdre de l'Atlas.....	14
Figure 04 : Evolution morphologique des organes de reproduction femelles.....	15
Figure 05 : Répartition naturelle du Cèdre de l'Atlas	17
Figure06: Distribution du Cèdre de l'Atlas, <i>Cedrus atlantica</i> dans son aire d'origine:.....	18
Figure 07 : Carte de localisation du Parc National de Belezma.....	28
Figure 08 : Carte des pentes du Parc National de Belezma.....	31
Figure 09 : Carte géologique du Parc National de Belezma.....	32
Figure 10 : Carte pédologique du Parc National de Belezma	33
Figure 11 : Carte hydrologique du Parc National de Belezma	34
Figure 12 : Carte des Unités Ecologiques du Parc National de Belezma	35
Figure 13 : Position géographique des trois stations d'échantillonnage dans le Parc National de Belezma.....	36
Figure 14 : Les forêts de Cèdres de l'Atlas (<i>Cedrus atlantica</i>), Algérie. ; A. Djebel Bordjem ; B, C. Djebel Tuggurt.....	38
Figure 15 : Diagramme ombrothermique de BAGNOLS et GAUSSEN de la région d'étude (1983-2017) (S1 Dj Bordjem, S2 et S3 Dj Tuggurt.....	43
Figure 16 : Climagramme d'Emberger des trois stations d'étude.....	45
Figure 17 : Disposition des pièges trappes, des pièges colorés et pièges suspendus.....	49
Figure 18 : Exemple des arthropodes étalés dans la boîte de Pétri.....	50

Figure 19 : Dispositif expérimental de dénombrement de la <i>Dynaspidiotus regnieri</i> (Photo personnelle). Aiguillées de Cèdre infestées par <i>Dynaspidiotus regnieri</i> (A) ; Boucliers sur Aiguillées de cèdre (B) ; Loupe binoculaire (C) ; (D) Cahier de dénombrement (E).	56
Figure 20 : Différents stades de <i>Dynaspidiotus regnieri</i>	58
Figure 21 : Nombre de l'importance en espèces des différents statuts trophiques des espèces (Pol) Polyphages (Phy) Phytophages (Pre.) Prédateurs (Par) Parasite / Parasitoïdes (Sap) : Saprophages (Cop). Coprophages.....	67
Figure 22 : Carte factorielle des correspondances (A.F.C.) des ordres recensés selon les stations.....	91
Figure 23 : Carte factorielle des correspondances (A.F.C.) des ordres recensés selon les saisons.....	92
Figure 24 : Carte factorielle des correspondances (A.F.C.) des ordres recensés selon les types de piège.....	93
Figure 25 : Analyse des composantes principales (ACP) appliquée à la composition d'arthropodes dans les trois stations d'étude.....	94
Figure 26 : Analyse des composantes principales (ACP) appliquée à la composition d'arthropodes recensés selon les saisons climatiques.....	95
Figure 27 : Analyse des composantes principales (ACP) appliquée à la composition d'arthropodes recensés selon les types de pièges.....	96
Figure 28 : Diagramme de Venn montrant les espèces d'arthropodes inventoriés dans les stations d'étude.....	97
Figure 29 : Diagramme de Venn montrant les espèces d'arthropodes inventoriés pendant les périodes d'étude.....	97
Figure 30 : Diagramme de Venn montrant les espèces d'arthropodes inventoriés selon le type de pièges.....	98
Figure 31 : Evolution des pourcentages du stade L ₁ de <i>Dynaspidiotus regnieri</i> dans les deux stations d'étude.....	99
Figure 32 : Evolution des pourcentages du stade L ₂ de <i>Dynaspidiotus regnieri</i> dans les deux stations d'étude.....	100
Figure 33 : Evolution des pourcentages du stade Jeune Femelles de <i>Dynaspidiotus regnieri</i> dans les deux stations d'étude.....	101

Figure 34 : Evolution des pourcentages du stade femelles de <i>Dynaspidiotus regnieri</i> dans les deux stations d'étude.....	102
Figure 35 : Evolution des pourcentages du stade Nymphes de <i>Dynaspidiotus regnieri</i> dans les deux stations d'étude.....	103
Figure 36 : Evolution des pourcentages du stade mâles adulte de <i>Dynaspidiotus regnieri</i> dans les deux stations d'étude.....	104

INTRODUCTION

Introduction

Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* (Endl.) Manetti (Carrière, 1855)) est une espèce de conifère d'importance économique, écologique et culturelle, endémique de l'Afrique du Nord. (Slimani, 2014) Cette espèce habite les régions montagneuses de haute altitude du Maghreb, notamment le Rif, le Moyen Atlas, le Haut Atlas et l'Atlas Saharien en Algérie, à des altitudes généralement comprises entre 1500 et 1700 m (Quézel, 1998 ; Keriem et *al.*, 2018).

En Algérie, les forêts de cèdres couvrent environ 27 000 hectares dans plusieurs régions fragmentées, notamment le Ouarsenis, Teniet el Had, l'Atlas Mitidjien, le Djurdjura, les Babors, le Hodna, le Belezma et les Aurès (Bentouati, 2008). Malheureusement, ce conifère subit un déclin alarmant depuis le début des années 1980, en particulier dans la région des Aurès (Bentouati, 2008 ; Fennane & Ibn Tattou, 2012). Le cèdre de l'Atlas est menacé par plusieurs facteurs, tels que les sécheresses, les incendies et le changement climatique (Slimani et *al.*, 2014 ; Bouahmed et *al.*, 2019). De plus, des coléoptères xylophages comme *Phaenops marmottani* (Fairmaire, 1868) et d'autres dendroctones du pin ont été impliqués dans le déclin et le dépérissement des populations de cèdre de l'Atlas, car ces insectes peuvent infester et tuer les arbres, surtout lorsqu'ils sont déjà affaiblis par d'autres facteurs de stress (Mouna, 2009 ; Beghami et *al.*, 2020). Dans la région des Aurès, Belezma a été durement touchée par de multiples facteurs conduisant au dépérissement (Bentouati, 2008), entraînant ainsi une diminution drastique de plus de 40 % de sa superficie initiale entre 1986 et 2021 (Ait Medjber et *al.*, 2024).

Le Parc National de Belezma est une aire protégée dominée par une couverture forestière et comprenant plusieurs unités écologiques, chacune divisée en types d'écosystèmes afin d'assurer une gestion optimale de ces habitats. Parmi ces unités, les différentes formations forestières occupent la majeure partie de la surface. Malheureusement, à l'instar de nombreuses autres régions du pays, peu de travaux scientifiques ont été réalisés pour décrire la composition biocénétique de ces écosystèmes complexes, mettre en valeur leurs principales ressources et identifier les facteurs de menace et de dégradation. Ces connaissances sont des outils essentiels pour la mise en place de toute démarche de gestion et d'aménagement (Sahli, 2003).

Les arthropodes sont des éléments clés des réseaux trophiques et contribuent à la décomposition des matières organiques du sol, ainsi qu'au cycle des nutriments (Soesanto, 2008). Leur présence et leurs activités sont donc intrinsèquement liées à la santé et au fonctionnement de ces écosystèmes. Historiquement, la recherche sur les forêts Algériennes se

sont principalement concentrées sur des groupes spécifiques tels que les coléoptères (Moumeni et *al.*, 2021), Syrphidae (Djellab et *al.*, 2019) et araignées (Chaib et *al.*, 2023), plutôt que de mener des recherches approfondies, études à grande échelle des assemblages de populations d'arthropodes.

Malgré leur importance écologique, des études sur la faune arthropode associée aux forêts de cèdres du Parc National de Belezma restent rares. Alors que les recherches antérieures se sont concentrées sur des aspects tels que le climat (Abdessemed, 1981 ; Bentouati & Bariteau, 2006 ; Bentouati, 2008 ; Slimani et *al.*, 2014 ; Kherchouche et *al.*, 2019), phyto-écologie (Abdessemed, 1981), et certains groupes d'insectes comme les espèces xylophages (Boukerker & Si Bachir, 2015), une compréhension globale de la diversité globale des arthropodes et de leurs schémas spatio-temporels dans les forêts de cèdres font défaut.

Dans un contexte où les forêts de cèdres subissent un déclin alarmant, il devient crucial de mieux comprendre les facteurs influençant la dynamique de ces écosystèmes. En particulier, les interactions entre les populations entomologiques et le cèdre de l'Atlas restent peu étudiées, alors qu'elles jouent un rôle fondamental dans l'équilibre écologique de ces forêts (Mouna & Avcı, 2016). La recherche sur ces interactions pourrait révéler des informations essentielles pour la conservation et la gestion durable de ces forêts, en permettant d'identifier les espèces clés et leurs impacts sur la santé des cèdres (Arar et *al.*, 2020).

Cette étude a pour objectif de combler les lacunes existantes en réalisant un inventaire complet de la faune arthropodienne des cèdres du Parc National de Belezma. Elle vise à évaluer la diversité, la composition et les statuts trophiques des différents groupes d'arthropodes, ainsi qu'à analyser leurs modèles de distribution spatiaux et temporels. En outre, ce travail a pour but d'étudier les particularités du cycle de développement de la cochenille *Dynaspidiotus regnieri* et d'examiner la dynamique de ses populations au cours de ses différents stades de développement dans les cédrais de l'Atlas au Parc National de Belezma.

Cette thèse est structurée en plusieurs chapitres :

- **Chapitre I** : Revue de littérature sur le cèdre de l'Atlas, son écologie et les menaces qui pèsent sur lui.
- **Chapitre II** : Présentation de la zone d'étude et description des stations échantillonnées.
- **Chapitre III** : Matériel et méthodes utilisés pour l'étude entomologique et écologique des cédraies.

- **Chapitre VI** : Présentation et analyse des résultats obtenus.
- **Chapitre V** : Discussion et comparaison avec les travaux antérieurs.
- **Conclusion générale et perspectives** pour la gestion durable des forêts de cèdre de l'Atlas.

Chapitre I :

Revue de littérature sur le

Cèdre de l'Atlas

Chapitre I : Revue de littérature sur le cèdre de l'Atlas

Le Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* (Endl.) Manetti (Carrière, 1855)) est une espèce endémique des hautes montagnes d'Algérie et du Maroc, couvrant une aire estimée à environ 140 000 hectares (Quézel & Médail, 2003). Ce conifère emblématique, qui peut atteindre jusqu'à 40 mètres de hauteur, présente des châtonfs mâles jaune pâle et des connes femelles verdâtres. Il se développe naturellement entre 1 500 et 2 500 mètres d'altitude et est également cultivé, démontrant une bonne adaptation aux sols argileux et limoneux (Fig. 1). Cette espèce résiste bien aux conditions climatiques rigoureuses, notamment la sécheresse et le froid, et en Algérie, elle se retrouve dans les montagnes de l'Aurès, de la Kabylie et de l'Ouarsenis (M'hirit & Blerot, 1999).

Le Cèdre de l'Atlas est très apprécié pour ses nombreuses qualités forestières et ornementales. Faiblement inflammable et robuste, il possède un bois de meilleure qualité par rapport les pins méditerranéens, tout en offrant un attrait esthétique et touristique dans les forêts de loisirs (Toth, 1980 ; Barriteau & Ferrandes, 1992). Historiquement, le genre *Cedrus* est très ancien. Des études paléontologiques indiquent qu'il existait déjà au tertiaire et couvrait des régions bien plus étendues, avec des fossiles découverts en France et en Sibérie (Boudy, 1950).



Figure 01 : Photo de la cédraie à Belezma (Zereg, 2017)

1-Classification du cèdre de l'Atlas

La position taxonomique du Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) est :

Embranchement :	Spermaphytes
Sous-Embranchement :	Gymnospermes
Classe :	Vectrices
Ordre :	Coniférales
Sous Ordre :	Abiétales
Famille :	Pinacées
Sous-famille :	Abiétées.
Genre :	<i>Cedrus</i>
Espèce :	<i>Cedrus atlantica</i> (Endl.) Manetti (Carrière, 1960)
Nom commun	Cèdre de l'Atlas.
Nom vernaculaire	- Arabe : Meddad ou El-Arz. - Berbère : Beguenoun ou Inguel. - Français : Cèdre de l'Atlas.

2. Caractères botaniques et dendrologiques

On distingue plusieurs autres espèces de cèdres, telles que :

- Le Cèdre de l'Himalaya (*Cedrus deodara*)
- Le Cèdre du Liban (*Cedrus libani*)
- Le Cèdre de Chypre (*Cedrus brevifolia*).

Ces espèces, toutes appartenant au genre *Cedrus*, se caractérisent par des aires de répartition spécifiques et des caractéristiques propres à chacune (Fig. 2 ; Tab. 1), tout en ayant des rôles écologiques et économiques notables dans leurs régions respectives étude menée par (Boukerker, 2016).

Tableau 01 : Quelques caractéristiques botaniques des différents organes de *Cedrus atlantica*

Organe	Description	Références
Port	Le Cèdre de l'Atlas présente des caractéristiques distinctes en fonction de son âge : • Jeune arbre : Son port est conique et pyramidal. • Arbre âgé : Il développe de grosses branches étalées et une cime tabulaire. En termes de taille : • Hauteur : Il peut atteindre de 50 à 60 mètres. • Circonférence du tronc : Elle varie généralement de 1 à 2 mètres, mais peut atteindre des dimensions impressionnantes allant jusqu'à 8 mètres à Azrou et même 15 mètres en Algérie.	Boudy, 1950 ; Boudy, 1952 ; Sabatier et barthelemy, 1994.
Aiguilles	Longueur des aiguilles : De 1 à 2 cm Couleur des aiguilles : Vert ou glauque Persistance : Environ 3 ans Forme des aiguilles : Raides, fines, peu aiguës et généralement arquées. Disposition : Organisées en rosettes denses contenant entre 30 et 40 aiguilles (mésoblaste).	Boudy, 1950 et 1952 ; M'hirit & Benzyane, 2006

Graines	Forme de la graine : Ovale ou conique. Couleur : Brune. Coque : Enveloppée dans une coque ligneuse dure. Dispersions : ● Par le vent (anémochorie). ● Par les animaux (oiseaux, rongeurs). Germination : ● Il se produit généralement au printemps. ● Nécessite des conditions spécifiques : sol bien drainé, humidité et température optimales. Vitesse de germination : Relativement lente, dépendant des conditions environnementales.	Toth (1973,1980) Sabatier & Barthelemy (1994) Khanfouci (2005)
Branches	Forme : Les branches émergent individuellement sur le tronc et soutiennent de nombreux petits rameaux, tous disposés dans un même plan. Cette disposition contribue à donner à l'arbre une silhouette étalée, tabulaire et irrégulière.	Boudy (1950 ; 1952) ; M'hirit & Benzyane (2006).
Fleurs	La fructification et les inflorescences du Cèdre de l'Atlas (<i>Cedrus atlantica</i>) : ● Fructification précoce : L'arbre commence à produire des fruits entre 15 et 20 ans. ● Inflorescences :	Boudy (1950 ; 1952) ; M'hirit (2006).

	○ Essence monoïque : L'arbre possède des inflorescences mâles et femelles sur le même individu. ○ Chaton mâle : ■ Forme : ovoïde ■ Couleur : jaune-orange ■ Cycle de maturité : apparaît vers la mi-juin et atteint sa maturité à la mi-septembre. ○ Chaton femelle : ■ Taille : plus petit que le chaton mâle ■ Forme : ovoïde ■ Couleur : vert-bleuâtre ■ Apparition : environ trois mois après le chaton mâle.	
Fruits	Les caractéristiques du cône du cèdre de l'Atlas ● Forme : Cône ovoïde. ● Longueur : Mesure entre 5 et 8 cm. ● Couleur : Passe du vert-bleuâtre au marron foncé à maturité. ● Poids : Varie entre 41,49 et 65,91 g. ● Orientation : Dressés vers le ciel, portés par des rameaux courts et robustes. ● Désarticulation : Commence en octobre, influencée par l'alternance de l'humidité et de la chaleur.	Boudy (1950 ; 1952) ; Derridj (1990).

Organes reproducteurs	Structure des cônes : Les cônes sont constitués d'écailles disposées de manière spirale. Cônes mâles et femelles : Les cônes mâles et femelles sont distincts, mais ils se trouvent sur les mêmes spécimens. Plante monoïque : L'espèce est monoïque, ce qui signifie que les deux types de cônes (mâles et femelles) sont portés par un même individu.	Madjour (2015).
Ecorce	Couleur : L'écorce du Cèdre de l'Atlas (<i>Cedrus atlantica</i>) est initialement de couleur grise, et elle devient plus foncée, allant du brun au noirâtre, en vieillissant. Forme : Elle est lisse et écailleuse au début, mais avec l'âge, elle se fissure, formant des crevasses, ce qui aide à protéger l'arbre contre les conditions climatiques difficiles et les incendies.	M'Hirit (2006) ; Farjon (2008) ; Linares et <i>al.</i> (2011).
Racine	Le système racinaire du cèdre de l'Atlas est bien développé, bien que rarement pivotant. Cependant, il assure une stabilité efficace de l'arbre.	Boudy, (1950, 1952)

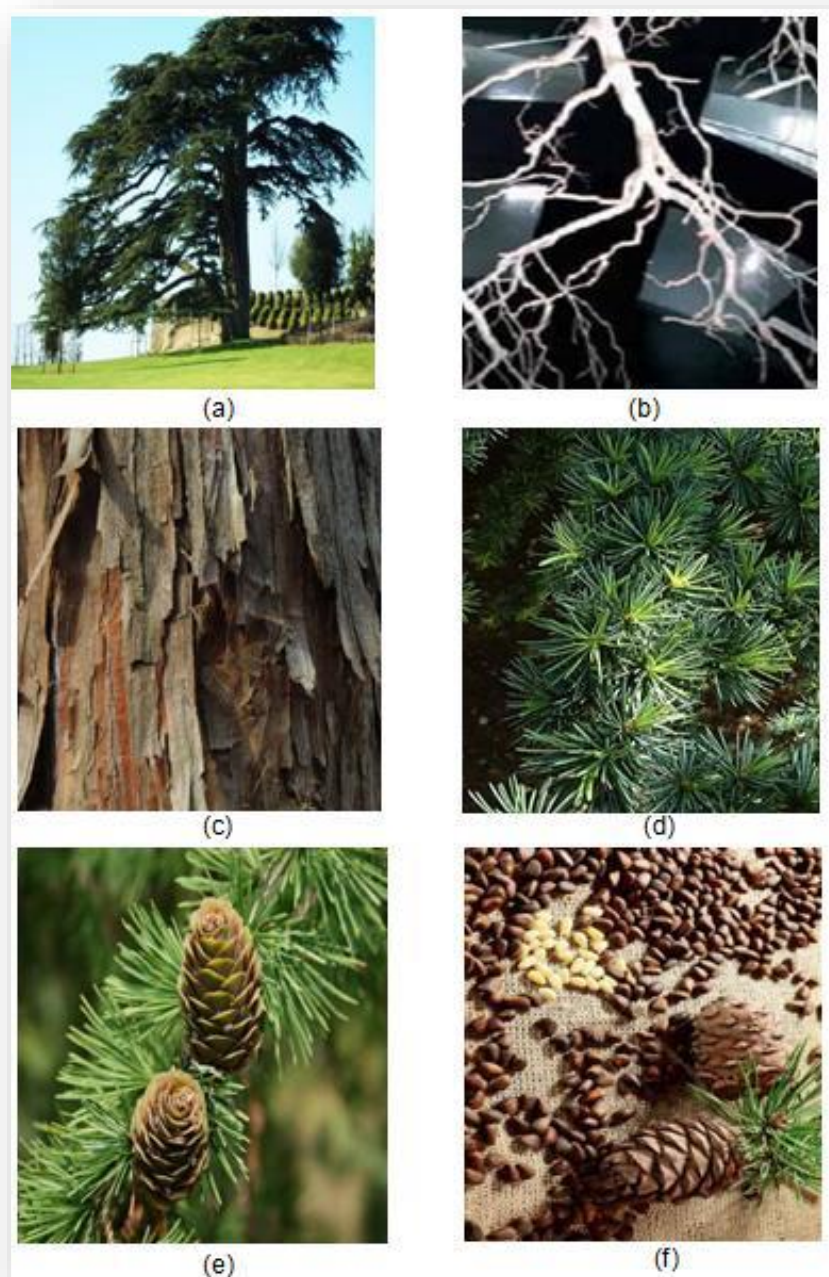


Figure 02 : Caractères botaniques (a-Port, b-Racine, c- Ecorce, Aiguillé, e-Cône, f-Graine)
(Tahanout, 2017)

3. Développement et cycle de reproduction des cônes du Cèdre de l'Atlas

Les cônes du cèdre de l'Atlas, représentent l'évolution des inflorescences femelles chez les Gymnospermes. Ces cônes, constitués d'écaillés ovulifères portées à l'aisselle des bractées, subissent une lignification après la fécondation, formant ainsi des structures typiques de reproduction (Roques, 1983).

3.1 . Phases de développement des inflorescences

Les cônes du cèdre de l'Atlas, représentent l'évolution des inflorescences femelles chez les Gymnospermes. Ces cônes, constitués d'écaillés ovulifères portées à l'aisselle des bractées, subissent une lignification après la fécondation, formant ainsi des structures typiques de reproduction (Roques, 1983).

3.1.1. Inflorescences mâles

Apparition et développement initial : Les inflorescences mâles apparaissent vers la fin juin sous forme de petits bourgeons verts arrondis, nichés au cœur d'une rosette d'aiguilles (Toth, 1978 ; Bared, 2016). En grandissant, elles prennent une teinte jaune verdâtre et atteignent leur taille adulte en septembre, mesurant entre 1 cm de diamètre et 2 à 5 cm de longueur (Fig. 3).

Dispersion du Pollen en septembre, les inflorescences mâles arrivent à maturité et libèrent le pollen, qui est dispersé par le vent pour la pollinisation. Après ce processus, les inflorescences mâles se dessèchent et tombent généralement à la fin de l'automne ou en hiver (Derridj, 1990 ; Krouchi, 2010).

3.1.2. Inflorescences femelles

Structure et apparition Les inflorescences femelles apparaissent plus tardivement, vers la fin d'août, sous la forme de structures dressées et solitaires situées à l'extrémité des rameaux courts. Elles atteignent rapidement leur taille adulte d'environ 0,5 cm de diamètre et 1,5 cm de longueur d'ici mi-septembre, période optimale pour recevoir le pollen (Derridj, 1990 ; Ezzahiri & Belgazi, 2000).

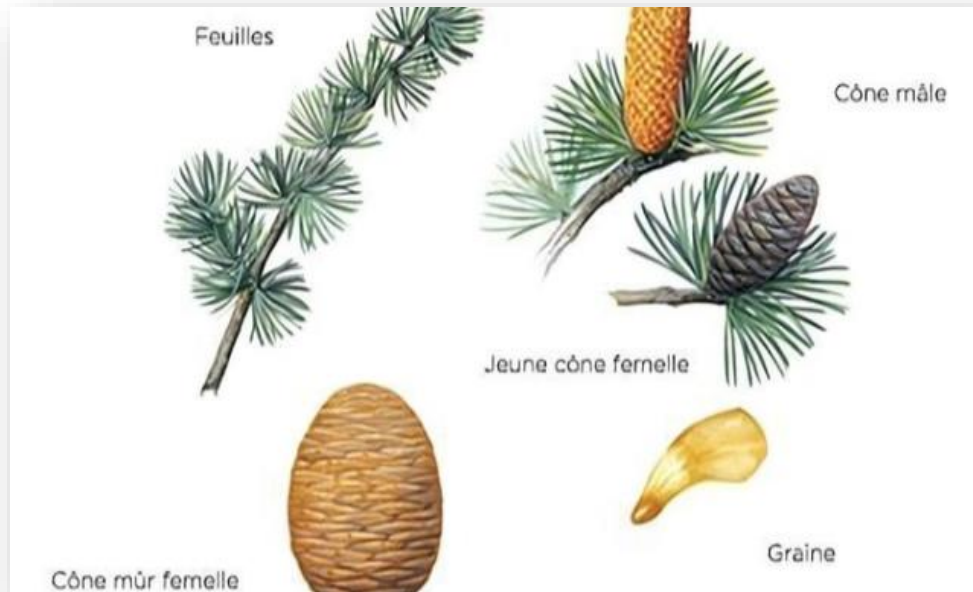


Figure 03 : Inflorescences du Cèdre de l'Atlas (Ezzahiri & Belgazi, 2000)

3.2. Cycle de reproduction du cèdre

Le cycle reproductif du cèdre de l'Atlas s'étale généralement sur trois à quatre ans, en fonction des conditions écologiques locales (Fig .04) (Ezzahiri & Belgazi, 2000) .

- **Première Année :** Les inflorescences apparaissent, la pollinisation se déroule, et les inflorescences femelles se referment pour former des cônelets.
- **Deuxième Année :** La fécondation survient au printemps, déclenchant le développement des cônelets en cônes matures. La croissance des cônes continue jusqu'à l'automne, puis ils se déshydratent pour atteindre leur maturité morphologique en décembre. À ce stade, les graines, qui incluent l'embryon, l'endosperme et le tégument, sont déjà bien formées.
- **Troisième Année :** Les cônes poursuivent leur déshydratation jusqu'en août, où ils atteignent leur maturité physiologique. En septembre, les écailles des cônes s'ouvrent, permettant à l'humidité d'initier le détachement des graines, prêtes pour la dissémination.
- **Quatrième Année (optionnelle) :** Dans des conditions défavorables, la dissémination peut être retardée, prolongeant ainsi le cycle de reproduction (Ezzahiri & Belgazi, 2000).

Les graines du cèdre de l'Atlas nécessitent des conditions de froid pour lever leur dormance, avec une température de germination optimale d'environ 04°C (Ezzahiri & Belgazi, 2000). Ce cycle complexe, adaptatif et étalé dans le temps permet une régénération progressive et résiliente des forêts de cèdres, contribuant à leur survie dans des environnements aux conditions variables.

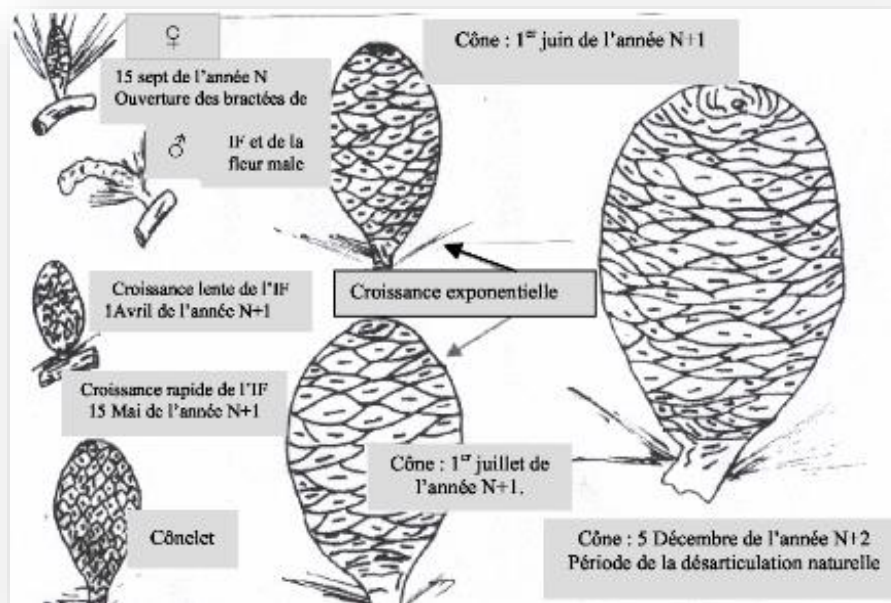


Figure 04 : Evolution morphologique des organes de reproduction femelles (Khanfouci, 2005).

4. Longévité du cèdre de l'Atlas

Le cèdre de l'Atlas est remarquable par sa longévité, qui peut dépasser 600 à 700 ans, avec des individus parfois âgés de 1000 ans ou plus, continuant de produire des graines fertiles jusqu'à un âge avancé (Boudy, 1952 ; Abdessemed, 1981). Au Maroc, des spécimens de plus de 300 ans, mesurant jusqu'à 50 mètres de hauteur et ayant une circonférence de 5 à 6 mètres, ont été observés (Toth, 1980).

En Algérie, un spécimen mesurant 1,60 mètre de diamètre a été estimé à 310 ans dans la région de Théniet El Had, (Khanfouci, 2005). Ces données soulignent la capacité exceptionnelle de l'espèce à atteindre un âge avancé tout en maintenant sa capacité de reproduction.

5. Répartition géographique

5.1. L'aire de répartition dans le monde

Le cèdre de l'Atlas a été largement introduit hors de son aire naturelle, initialement à des fins ornementales, puis pour le reboisement. En France, son acclimatation a permis la formation de peuplements importants, notamment dans le sud où il couvre environ 20 000 ha, avec une croissance annuelle de 1 000 ha, grâce à une bonne régénération naturelle (Toth, 2005). L'introduction date de 1886 et la surface atteignait déjà 10 000 ha selon plusieurs auteurs (Toth, 1980 ; M'Hirit, 1982, 1993 ; Aussenac, 1984).

Il a aussi été introduit :

- En Italie dès 1864, dans des zones favorables,
- En Bulgarie en 1890,
- Puis en Crimée, dans le Caucase, et en URSS dès les années 1890 pour des programmes de reboisement (M'Hirit & Blerot, 1999 ; Boukarkare, 2016),
- Au Portugal, en Belgique, en Allemagne et aux États-Unis (Pennsylvanie, New York, côte Pacifique) (Toth, 1980 ; M'Hirit, 1982, 1994).

Principaux pays d'introduction et leurs caractéristiques (Fig. 5) :

- Maroc:
 - Rif : ~15 000 ha dès 1 500 m d'altitude (M'hirit, 1982),
 - Tazekka : 850 ha sur schistes non calcaires (M'hirit, 1982),
 - Moyen Atlas : plus grande cédraie (~120 000 ha) sur substrats calcaires (Quézel, 1976),
 - Haut Atlas oriental : ~26 000 ha, sur marno-schistes (Quézel, 1976).
- France:
 - Introduit en 1862 au Mont Ventoux, devenu l'un des pays les plus riches en cèdres hors aire naturelle.
 - Présent dans 25 départements du sud (Barriteau & Ferrandes, 1992).
 - Potentiel de colonisation estimé à 200 000 ha (Fabre et al., 1994).
- Italie:
 - Introduit au 19^e siècle en Toscane, ~1 000 ha actuellement (Michele et al., 2001).
 - Présent aussi dans les Marches (Andrea & Roberto, 1994 ; Pandolf et al., 1996).
- Bulgarie:
 - Introduction en 1876, avec adaptation dans divers endroits (Delkov & Grozev, 1994).
- Hongrie:
 - Bonne adaptation, notamment dans le nord-est du Danube (Csaba, 1994).

- Russie:
Utilisé pour le reboisement sans précision géographique (Lasram, 1994).
- Portugal:
Introduction en 1935 (Toth, 2005), sans données sur sa pérennité.
- États-Unis:
Plantations signalées dans plusieurs États (M'hirit, 1994).
- Crimée et Caucase:
Reboisements massifs dès la fin du 19e siècle (M'hirit, 1994).

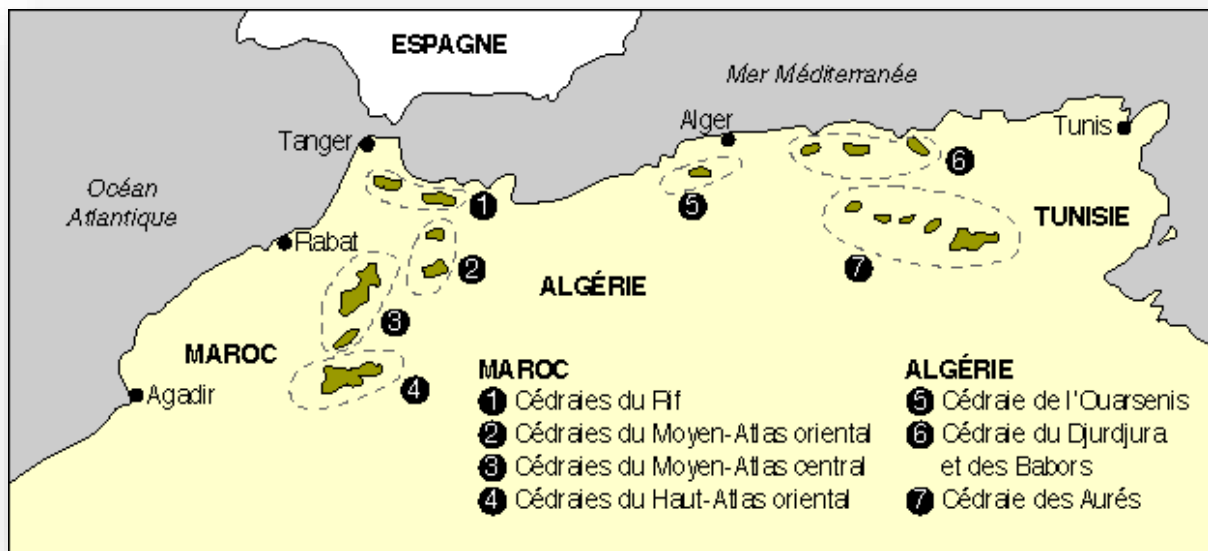


Figure 05 : Répartition naturelle du Cèdre de l'Atlas (Oswald, 1992)

5.2. Aire de répartition en Algérie

Le cèdre de l'Atlas, espèce représentative des montagnes du Maghreb, couvre environ 30 400 hectares en Algérie, répartis en différents peuplements isolés. Cette répartition permet d'identifier des adaptations variées à des conditions écologiques locales (M'hirit, 1994) (Fig .06).

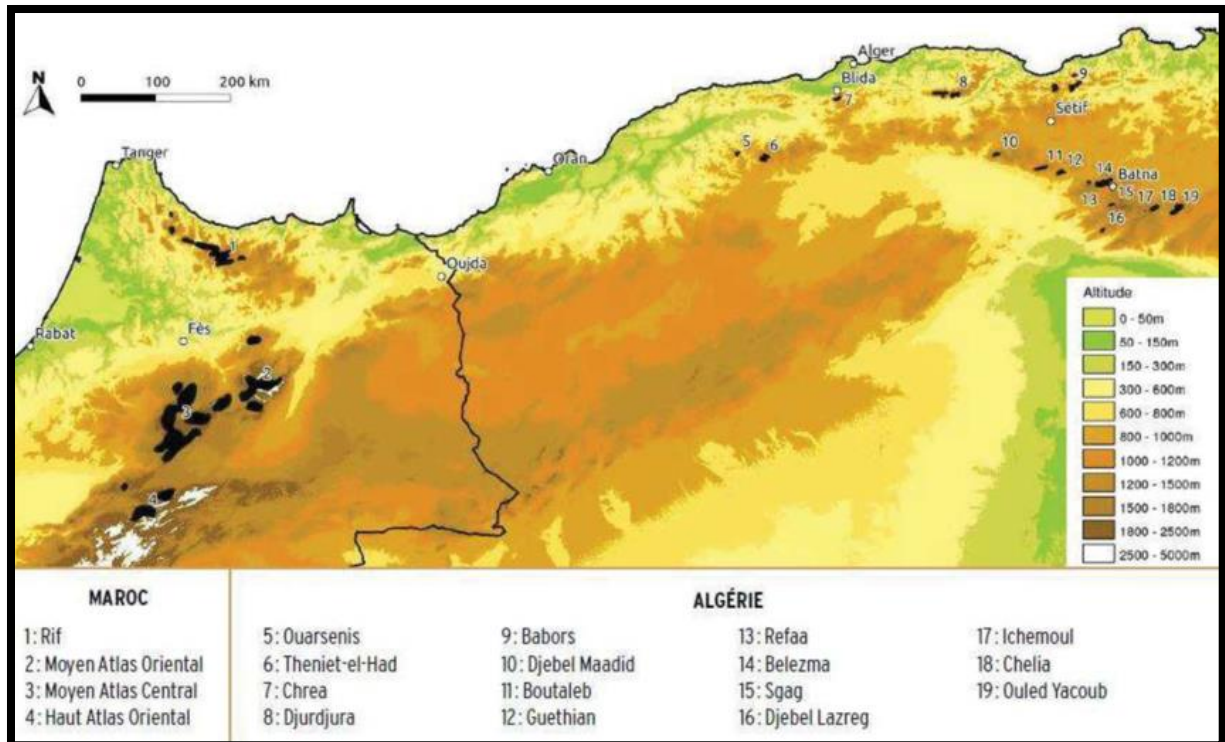


Figure 06 : Distribution du cèdre de l'Atlas dans son aire d'origine (en noir sur la carte).

(Courbet et *al.*, 2012).

5.2.1 Atlas Tellien sublittoral

- Les forêts de cèdres dans cette région s'étendent sur environ 3 300 hectares.
- Ce secteur inclut les montagnes des Babors, de Tababort, et du Djurdjura (Boudy, 1950-1952).

5.2.2. Ouarsenis et Atlas Blidéen

Cette région abrite environ 2 500 hectares de cèdres, couvrant des zones telles que Chréa et Theniet-El-Had (Boudy, 1950-1952).

5.2.3. Monts des Aurès, du Belezma et du Hodna

- **Aurès et Belezma :** Environ 17 000 hectares de cèdres, constituant les peuplements les plus étendus en Algérie (Tab. 2).
- **Monts du Hodna :** Environ 8 000 hectares, où le climat plus sec dû à la proximité du Sahara affecte la végétation (Halitim, 2006).

5.3. Adaptation aux conditions climatiques

- **Cédrais sèche** : Située dans les Aurès, cette zone subit des influences sahariennes. Le cèdre s'adapte aux conditions climatiques rigoureuses, limitant sa croissance dans certaines zones (M'hirit, 1994).
- **Cédrais humide** : Plus proche de la mer, cette zone bénéficie d'un climat plus favorable au développement du cèdre, permettant à l'espèce de se maintenir dans de meilleures conditions (M'hirit, 1994).

Tableau 02 : Répartition du cèdre dans les Aurès (Houamel, 2012).

Stations	Faurel et Affite (1949)	F.A.O (1971)
Belezma	8.000 ha	4.254 ha
Chélia	7.000 ha	2.375 ha
Ouled yagoub	4.000 ha	3.300 ha
S'gag	500 ha	2.039 ha
Dj Azreg g et Dj Taghda	550 ha	0 ha
Superficie	20.050 ha	10.629 ha

6. Écologie du Cèdre de l'Atlas

La répartition du cèdre de l'Atlas est influencée par divers facteurs écologiques, notamment le climat, l'altitude, l'exposition et les caractéristiques édaphiques. Ces éléments, combinés à l'impact de l'activité humaine, jouent un rôle déterminant dans les zones où cette essence montagnarde prospère (Faurel & Laffitte, 1949 ; Boudy, 1950 ; Derridj, 1990 ; M'Hirit, 1994 ; Yahi & Mediouni, 1997).

Essentiellement adapté aux régions de montagne, le cèdre de l'Atlas présente une répartition variée selon des conditions écologiques précises, incluant des variations d'altitude et d'exposition qui influencent fortement son développement (M'Hirit, 1994 ; Quézel, 2000). L'influence humaine a souvent modifié ces conditions naturelles, affectant les peuplements dans plusieurs régions (Houamel, 2012).

6.1. Altitude

La répartition altitudinale du cèdre varie selon les régions :

- **Dans son aire naturelle** :
 - En Algérie : entre 1 200 m (Theniet El Had) et 2 200 m (Aurès).

- Au Maroc : entre 1 500 m et 2 600 m, optimum entre 1 800 m et 2 000 m (Benabid, 1993 ; M'Hirit, 1982).
- **En dehors de son aire naturelle :**
 - En France : entre 300 m et 800 m, optimum à 600–750 m (Toth, 1980 ; Sabatier et al., 2003).

6.2. Climat

Le cèdre s'adapte à une large gamme climatique, particulièrement dans les zones de transition méditerranéennes (Aussenac, 1984).

Tableau 03 : Climat du cèdre dans les Aurès (Houamel, 2012)

Climats	Zones
Semi-aride à hiver froid et humide	Djebel Azreg
Subhumide à hiver froid	Belezma, Chelia, S'gag
Humide à hiver froid	Djurdjura, Theniet El Had, Babors

Le cèdre remplace *Pinus halepensis* dans les climats froids et humides et cède la place à *Juniperus thurifera* dans les zones plus sèches (Halimi, 1980 in Talbi, 2010).

6.3. Précipitations

6.3.1. Dans l'aire naturelle:

- Zones sèches (Aurès, Hodna) : 500–700 mm/an.
- Zones humides (Djurdjura, Babors, Chréa) : 1 100–2 100 mm/an (Derridj, 1990).

6.3.2. Pluviométrie optimale : 800–1 200 mm/an, climat méditerranéen à hiver frais et été sec (Aussenac, 1984).

6.3.3. Impact de la sécheresse : affecte fortement la régénération naturelle, surtout en cas de sécheresses estivales prolongées.

6.4. Températures

6.4.1. Adaptabilité

- Supporte -25°C à +39°C (Boudy, 1950 ; Nedjahi, 1988).
- Moyenne annuelle : 08–10°C (Algérie), 10–12°C (Maroc).

6.4.2. Influence sur le métabolisme : Résilience thermique élevée, favorisant son établissement dans divers bioclimats méditerranéens à montagneux.

6.5. Humidité

Taux moyen d'humidité de l'air : 60–70 %, favorable au développement (Hadji, 1991). La neige protège les jeunes plants, avec 22 à 32 jours d'enneigement annuel.

6.6. Résistance du Cèdre de l'Atlas aux conditions hivernales

Le cèdre supporte bien la neige grâce à sa ramure étalée. Toutefois, il est vulnérable aux gelées précoces, qui compromettent les jeunes pousses (Krüssmann, 1981 ; Riou-Nivert, 2001).

6.7. Résistance du Cèdre de l'Atlas à la sécheresse

Grâce à un enracinement profond, *Cedrus atlantica* supporte des stress hydriques sévères (jusqu'à -40 bars), bien qu'il manifeste déjà du stress dès -16 bars, avec fermeture stomatique vers -30 bars (Ducrey, 1993).

6.8. Exposition

Les versants nord et nord-ouest, plus humides et protégés des vents secs, sont préférés par le cèdre en Algérie. Au Maroc, l'exposition à l'ouest et au nord-ouest favorise aussi la régénération (Ezzahiri & Belghazi, 2000).

6.9. Substrat

Le cèdre croît sur des substrats variés : granites, quartzites, calcaires, basaltes. Il privilégie les sols profonds, meubles et bien drainés. Les substrats calcaires pauvres limitent son développement (Ripert & Boisseau, 1993). Les carences minérales affectent la survie des jeunes semis (Alexandrian, 1992 in Belloumi, 2002).

7. Association végétale du Cèdre de l'Atlas

La flore des cédraies de l'Atlas comprend environ 1 000 espèces, dont 10 % d'arbres, 15 % d'arbustes et 75 % de plantes herbacées, annuelles ou pérennes (M'hirit & Belerd, 1999 ; Boukarakare, 2016). La composition de cette végétation varie selon les conditions bioclimatiques et peut être distinguée en deux faciès principaux : humide et sec.

7.1. Faciès humide

Le faciès humide est caractéristique des régions de Chréa, Theniet El Had, les Babors en Algérie, ainsi que du Moyen Atlas marocain. Ce type de cédraie se distingue par une grande densité floristique, où dominant le chêne vert (*Quercus ilex*), le chêne zéen (*Quercus canariensis*) et l'if (*Taxus baccata*). Le genévrier thurifère (*Juniperus thurifera*) y est en revanche absent (Boudy, 1950 ; Yah, 2007).

7.2. Faciès sec

Le faciès sec se retrouve principalement dans les Aurès, les Monts de Hodna et le Grand Atlas oriental. Il est dominé par des espèces xérophiles comme le pin d'Alep (*Pinus halepensis*), le genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus*), le frêne dimorphe (*Fraxinus dimorpha*),

l'aubépine monogyne (*Crataegus monogyna*) et l'érable de Montpellier (*Acer monspessulanum*) (Houamel, 2012).

7.3. Diversité floristique et mycologique

Les cédraies présentent une flore mycologique riche, comprenant environ 64 espèces de champignons et lichens. Parmi eux, les champignons ectomycorhiziens sont essentiels pour la protection des racines, via des barrières mécaniques et des substances antibiotiques (Lanier, 1994). Cette flore se retrouve tant en Algérie qu'en France, confirmant leur rôle écologique primordial.

7.4. Variabilité selon l'altitude et le substrat

La composition floristique des cédraies varie aussi selon l'altitude et la nature du sol. Dans le Moyen Atlas marocain, sur substrat basaltique entre 1900 et 2000 m, on retrouve *Cedrus atlantica*, *Buplerum montanum*, *Acer monspessulanum* et *Rosa canina*. Sur sol calcaire à plus basse altitude, on observe *Quercus rotundifolia* et *Paeonia coralina* (Ezzahiri & Belghazi, 2000).

8. Dépérissement et déclin des forêts de cèdre

Le terme de « dépérissement » ou « déclin » des forêts désigne un processus alarmant caractérisé par une perte progressive de la vitalité des arbres. Ce phénomène commence par une mortalité anormale des éléments essentiels comme les feuilles, bourgeons, brindilles et branches, ce qui affaiblit progressivement la vigueur des arbres (Delatour, 1990). En l'absence de rétablissement, le dépérissement devient plus sévère, conduisant à la mort isolée de certains arbres. Il évolue ensuite en zones localisées (ou « par taches ») pour finalement s'étendre à l'ensemble du peuplement forestier. Les conséquences sont une diminution de la productivité ligneuse et une dégradation générale de la santé forestière (Auclair et al., 1997).

8.1. Le dépérissement des peuplements forestiers

Les problèmes de santé des forêts remontent à la fin du XIX^e siècle, lorsque des cas de dépérissement ont été observés dans divers pays, notamment en Europe et en Amérique du Nord. Cependant, ce phénomène s'est intensifié dans les années 1980, avec des signes de déclin particulièrement sévères dans les forêts de feuillus et de conifères, suscitant de vives préoccupations (Delatour, 1990 ; Bonneau & Landmann, 1988).

8.2. Causes du dépérissement du cèdre de l'Atlas en Algérie

Le dépérissement du cèdre de l'Atlas a touché une large partie des cédraies algériennes. Selon Boudy (1950), environ 1 500 hectares de vieilles futaies étaient déjà en déclin sur le versant sud du Djurdjura, tandis que 500 hectares sur le versant nord présentaient également un

état critique. À la même époque, la cédraie de Theniet El Had, constituée d'arbres de tous âges et associée au chêne vert et au chêne zéen, était encore en bon état. Depuis, le phénomène s'est amplifié, affectant la majorité des peuplements des Aurès, en particulier dans la région de Belezma (Bentouati, 2008).

8.3. Cas de la cédraie des Aurès

Le dépérissement de la cédraie des Aurès a été observé pour la première fois dans les années 1980. Les principales causes identifiées sont :

1. Défoliations répétées dues à la processionnaire du cèdre (*Thaumetopoea bonjeani*) (Bentouati & Bariteau, 2006 ; Bentouati, 2008).
2. Parasites associés, notamment un champignon lignivore du genre *Armillaria* et un insecte xylophage de la famille des Buprestidae (Guezlane, 1982).

Les zones les plus affectées sont situées à la limite sud des Aurès : Belezma, Taghda et Djebel Lazreg, où les peuplements soumis aux influences sahariennes sont les plus vulnérables. Plus d'un tiers des 5 000 hectares de la cédraie de Belezma est actuellement gravement touché, toutes classes d'âge confondues (Bentouati, 2008). Les peuplements en mélange avec le chêne vert sur substrats marneux sont également plus sensibles.

9. Facteurs aggravants

Le dépérissement ne se limite pas aux arbres situés sur des sols superficiels ou en pente, mais affecte aussi ceux en stations plus humides comme les bas-fonds ou les abords de cours d'eau. Plusieurs facteurs aggravent ce phénomène

- **Action humaine** : absence de gestion sylvicole, surpâturage, exploitation forestière non contrôlée, et coupes illicites.
- **Nature des substrats** : les marnes, peu rétentrices d'eau, rendent difficile la régénération naturelle.

Des images datant de 2010 montrent clairement l'ampleur du dépérissement dans des régions telles que Djebel Boumerzoug, Tuggurt et Bordjem, où la cédraie a pratiquement disparu. Seuls quelques individus subsistent sur des versants nord-ouest à basse altitude.

10. Facteurs du dépérissement

10.1. Les facteurs prédisposants : définition et impact

Les facteurs prédisposants sont des éléments à effet prolongé qui fragilisent les arbres, les rendant plus sensibles à d'autres agents de stress. Ils incluent les conditions environnementales (climat, sol), la structure des peuplements et les antécédents sylvicoles (Roy, 1998 ; Roy & Gagnon, 1991 ; Moore, 1999).

10.2. Conditions environnementales et leur rôle dans la vulnérabilité

La qualité du sol, le climat et la végétation environnante figurent parmi les principaux facteurs. Des sols pauvres, mal drainés ou sujets à la sécheresse peuvent provoquer un dessèchement foliaire, limitant la photosynthèse et altérant le métabolisme de l'arbre (Sarmoum, Gharbi & Zennir, 2018).

10.3. Âge des peuplements de cèdres

L'âge avancé des peuplements constitue un facteur aggravant. Les cédraies vieillissantes, telles que celles des Aurès, composées d'arbres âgés en moyenne de 300 ans, montrent une vulnérabilité accrue face aux stress climatiques (Pradal, 1979 ; Roy, 1998).

11. Facteurs déclenchants

Les facteurs déclenchants (ou incitatifs) sont des éléments défavorables à action brève mais intense, qui provoquent un stress immédiat pour l'arbre. Contrairement aux facteurs prédisposants, ils ont un effet rapide, souvent exacerbé lorsqu'ils agissent conjointement avec les premiers (Anonyme, 2008).

11.1. Nature des facteurs déclenchants : abiotiques et biotiques

Les principaux facteurs déclenchants sont de nature abiotique, notamment les sécheresses, les gels intenses, ou encore la pollution (Mühlemann, 1994). La sécheresse peut être d'origine édaphique (liée aux propriétés du sol) ou climatique (réduction des précipitations, hausse des températures) (Cheddadi, 2004). L'impact est particulièrement marqué dans les sols superficiels ou insuffisamment irrigués.

11.2. Impact de la pollution et des facteurs chimiques

La pollution atmosphérique, en particulier l'ozone et les dépôts acides, nuit aux aiguilles des cèdres. Elle entraîne des perturbations physiologiques, des pertes en éléments minéraux (potassium, calcium, magnésium) et des altérations des cires épicuticulaires (Huttunen & Laine, 1983 in Adoui, 1991 ; Garrec et al., 1989 in Adoui, 1991).

12. Pressions biotiques et abiotiques sur les cédraies de l'Atlas

Les cédraies subissent de multiples pressions d'origine climatique, écologique et anthropique, en plus des attaques d'ennemis naturels. Ces facteurs sont présentés comme suit :

12.1. Insectes ravageurs du Cèdre de l'Atlas

- **Insectes foreurs** : Ils s'attaquent au bois des arbres affaiblis. Parmi eux : *Phaenops marmottani* (Buprestidae), des espèces de Cerambycidae et de Scolytinae. Leurs galeries favorisent les infections secondaires fongiques.

- **Insectes défoliateurs** : Les chenilles de la processionnaire du cèdre (*Thaumetopoea bonjeani*) et celle du pin (*T. pityocampa*) consomment les aiguilles, nuisant à la photosynthèse (Auclair et al., 1997).
- **Parasites des structures reproductives** : Des lépidoptères (Tortricidae), hyménoptères (Torymidae) et pucerons (*Cinara spp.*, *Illinoia morrisoni*) affectent la fructification et la physiologie des arbres.
- **Cochenilles** : Présence de *Coccus rusci*, *C. hesperidum* (Coccidae), *Pseudococcus longispinus* et *Phenacoccus arambourgi* (Pseudococcidae), ainsi que plusieurs *Diaspididae* tels que *Carulaspis minima* et *Leucaspis pusilla* (Jean-François, 2013).
- **Xylophages** : Insectes saproxyliques contribuant à la décomposition du bois mort, mais aggravant la vulnérabilité des arbres en créant des ouvertures pour les pathogènes (Belanger-Morin, 2012).
- **Pucerons spécifiques** : *Cinara cedri* (gros puceron peu nuisible) et *Cedrobium laportei*, plus dangereux, provoquant un rougissement puis une chute des aiguilles, surtout sur les jeunes plants (Nageliesen, 2007).

12.2. Ravageurs adaptés localement

En France, certains ravageurs indigènes se sont adaptés au cèdre, notamment :

- *Thaumetopoea pityocampa* (processionnaire du pin) dans les peuplements mixtes.
- *Choristoneura murinana* (tordeuse du sapin), défoliatrice.
- *Epinotia cedricida*, ravageur opportuniste ciblant les arbres affaiblis (Riou-Nivert, 2005).

12.3. Champignons pathogènes

- *Polyporus officinalis* : Dégrade la structure du bois.
- *Armillaria mellea* : Affecte les racines et le collet, provoquant un dépérissement lent (Boudy, 1952).
- *Cronartium flaccidum* ou *Peridermium pini* : Responsable du « cancer du goudron » sur les troncs anciens. Traitement : désinfection au sulfate de cuivre 5 % et protection à la peinture à l'huile (Sinclair et al., 2005).
- *Tan rouille des galles* : Provoque des excroissances brunes de 5 cm, parfois avec des « antennes » orangées. Cycle souvent partagé avec des fruitiers (Chisholm & Krastin, 2002).
- *Phellinus chrysoloma* : Cause une pourriture interne du bois (Bakry et al., 2011).
- *Pythium*, *Phytophthora*, *Fusarium* : Affectent les semis en s'attaquant aux racines (M'Hirit & Blerot, 1999).

12.4. Espèces inféodées aux cônes

Les cônes du cèdre hébergent *Megastigmus suspectus* var. *pinsapinis*, un hyménoptère chalcidien s'attaquant aux graines, avec un taux de parasitisme pouvant atteindre 70 %. Actuellement, son impact est limité en raison de la faible fructification, mais il pourrait devenir problématique en vergers à graines (Nageliesen, 2007).

12.5. Animaux nuisibles

- **Sangliers** : Détruisent les jeunes pousses et racines par piétinement (Riou-Nivert, 2005).
- **Bétail** : Bœufs et chèvres broutent les jeunes plants et compactent les sols (Belkhiri, 1993).
- **Lagomorphes** : Lapins et lièvres peuvent occasionner des dégâts moindres.

12.6. Activités humaines

Les cédraies sont fragilisées par :

- **Exploitation forestière et défrichement** : Altèrent la régénération et exposent les arbres aux stress (El Yousfi, 1994).
- **Pâturage excessif** : Empêche l'établissement des jeunes plants (Roy, 1998).
- **Pollution atmosphérique et dégradation des sols** : Acidification et appauvrissement des sols en éléments nutritifs essentiels (Manion, 1981 in Moore, 1999 ; Rice & Lewis, 1988 ; Dessureault, 1986 in Moore, 1999).

12.7. Incendies

Le cèdre, bien que résistant au feu, peut être touché par les incendies, surtout en cas de forte biomasse herbacée. Il tend à éliminer la strate herbacée autour de lui, réduisant ainsi la propagation des flammes (Boudy, 1950 ; Toth, 1980)

Chapitre II

Présentation générale de la zone d'étude

Chapitre II : Présentation générale de la zone et les stations d'étude

1. Présentation générale de la zone d'étude

1.1. Aspect général

Le Parc National de Belezma a été créé par le décret 84-326 du 03 Novembre 1984. Il se situe dans la partie orientale de l'Algérie du Nord, dans le massif montagneux du Belezma qui se trouve à l'extrémité Ouest de Monts des Aurès (Khanfouci, 2005). Son environnement recèle d'énormes potentialités naturelles en termes de paysages, d'espèces végétales et animales dont la préservation s'impose ; En effet des ressources inestimables et variées sont soumises à de fortes contraintes et donc facilement destructibles (Houamel, 2012).

L'équilibre écologique de cette région est en effet menacé par sa position biogéographique proche du désert, par son relief montagneux et une orogénèse récente et par la pression anthropique (Houamel, 2012).

1.2. Situation géographique et administrative

La superficie du Parc est de 26.250 ha dont 16091.9 ha constituant la zone périphérique. Il est situé sur la partie orientale de l'Algérie du nord, exactement au Nord -Ouest de Batna, dans la partie boisée du massif montagneux de Belezma. Il représente un territoire de configuration allongée, d'orientation Sud- Ouest / Nord-Est (Beloula, 2010) (Fig.07).

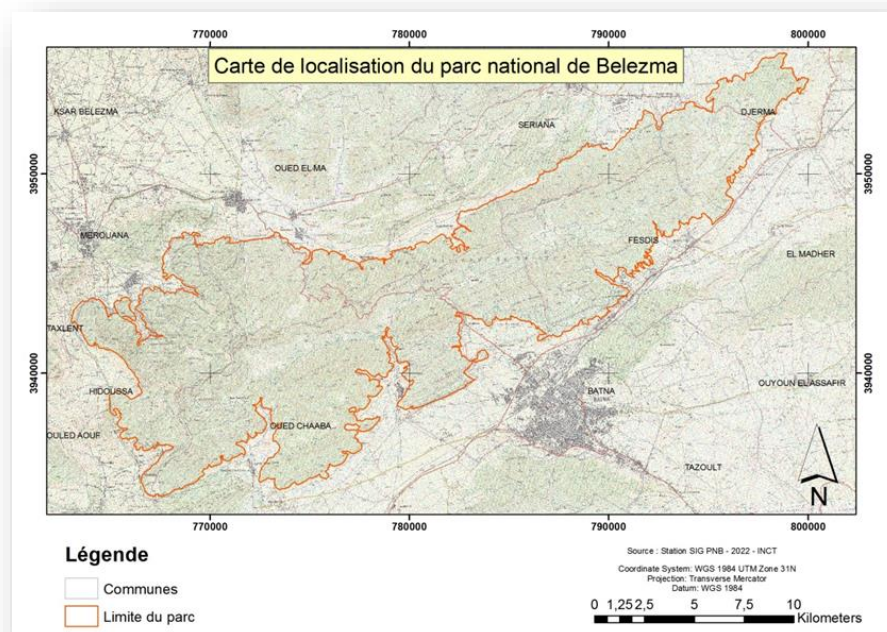


Figure 07 : Carte de localisation du Parc National de Belezma (PNB, 2020).

***Coordonnées géographiques**

Il est compris entre :

35°31'02.38" à 35°42'11.28" de latitudes Nord ;

05°54'11.32" à 06°18' 55.33" de longitudes Est.

*Coordonnées Lambert :

Nord		X = 790,00
	Y = 273,00	Sud
		Y = 250,00
	X = 817,10	X = 782,00
Est		Ouest
	Y = 271,90	Y = 259,00

***Limites administratives**

Il est limité au :

- **Nord** : La plaine de Mérouana & Ain Djasser, (Daïra de Merouana : Commune de Merouana, Ouled -El-Ma & Hidoussa).
- **Est** : La plaine d'ElMadher (Daïra de d'El -Maâdher : commune de Djerma).
- **Ouest** : Daïra de Batna : communes de Fesdis, Batna Oued Chaâba).
- **Sud** : L'Oued de Barika (B.N.E.F, 1986).

1.3. Relief

Le Parc National du Belezma correspond à une chaîne de montagne très accidentée marquant le début du massif des Aurès et s'étend sur des zones montagneuses de hautes et moyennes altitudes : Djebel Refâa (2178 m), Djebel Tichaou (2136 m), Djebel Tuggurt (2090 m), Djebel Kasrou (1641 m), Djebel Maâgel (1500 m). 11,4% de la superficie du parc se trouve à une altitude supérieure à 1400 m (B.N.E.F, 1986).

La topographie du site est globalement orientée Nord/Sud avec un relief très accidenté et des pentes supérieures à 75%. Ce sont des barres rocheuses, des falaises sur les deux versants, et des vallées étroites formées de deux (02) lignes de crête de 60 km de longueur, ces chainons de montagne sont en altitude décroissante en allant du Sud au Nord en tout point du territoire du parc (Beloula, 2010).

1.4. Altitude

Dans tout le territoire du parc de Belezma l'altitude dépasse les 1000 m, le tableau suivant illustre la répartition des terres par classe d'altitude et leurs pourcentages respectifs par rapport à la superficie totale (Tab.04).

Tableau 04 : Répartition des terres par classe d'altitude en % par rapport à la superficie totale (B.N.E.F, 1986).

Altitude en m	Pourcentage (%)
1000-1200	1,4
1200-1400	21,2
1400-1600	37,1
1600-1800	30
1800-2000	9,6
>2000	0,7

1.5. Pente

Le tableau ci -dessous résume les superficies en relation avec les pentes qui caractérise le terrain du Parc National de Belezma.

Tableau 05 : Répartition des terres par classe de pente par rapport à la superficie totale (B.N.E.F, 1986).

Classe de pente (%)	Superficie en ha	Pourcentage
0-3%	0	0 ,0
3-12,5%	798,75	7,1
3-12,5%	652,50	5,8
>25%	9.798,75	87,1
Total	11.250,00	---

Ce Tableau montre que 87,1% de la superficie totale de parc est caractérisée par des pentes fortes supérieures à 25 % ; de même, environ 50% sur le haut des versant de Djebel Tuggurt, Djebel Bordjem & Djebel Boumerzoug, la pente est supérieure 30 % (Fig. 08) (B.N.E.F, 1986).

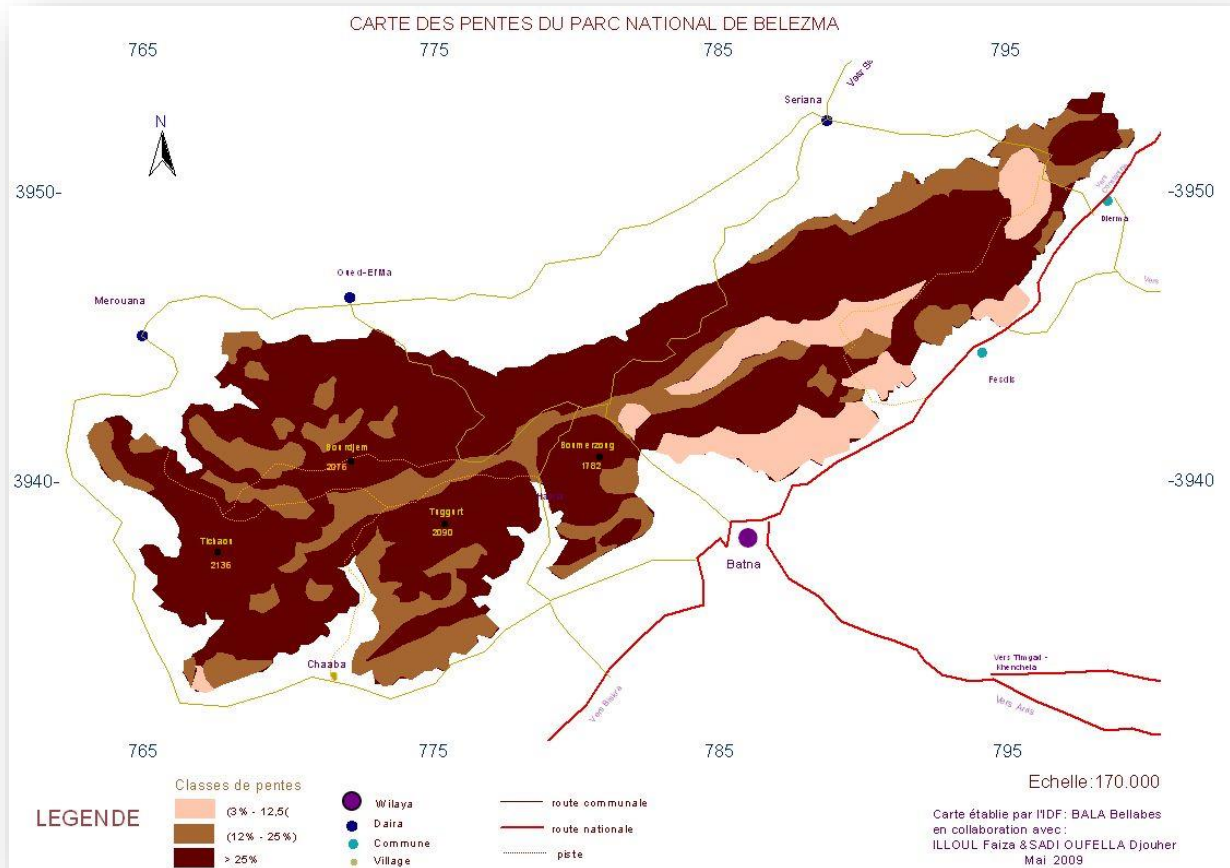


Figure 08 : Carte des pentes du Parc National de Belezma (PNB, 2010).

1.6. Exposition

- L'orientation de pentes est comme suit (F.A.O ,1990).
 - Nord-ouest : 53 % du total.
- Nord -est : 29,1 %.
- Nord : 1,6%.
- Est, Ouest, Sud-ouest,
- Sud- Est : 15,6 %.

L'exposition dominante des versants est Nord et reconnaissable à l'état satisfaisant de la couverture végétale, en revanche sur les versants Sud la densité du reboisement est plus faible et dégradée (signe d'érosion apparent) (Khenfouci, 2005).

1.7. Géologie

Les terrains du massif de Belezma sont de formation géologique secondaire appartenant au triasique, jurassique et crétacé (Fig.09) (Bentouati, 1993).

Les principales structures géologiques dans la région du Parc National de Belezma sont :

- Des marnes dans sa partie inférieure et du gré dans sa partie supérieure, cette structure se trouve dans la région de Bumerzoug.
- Des marnes dans la partie inférieure, des grés dolomitiques dans sa partie centrale et du gré au sommet au niveau du djebel Tuggurt (2010 m) d'altitude (Abdessemed, 1981).
- Des grés dans la partie inférieure, du calcaire dolomitique dans la partie centrale et des grés au sommet qui domine la région de Bordjem et Chllaala (Faurel et *al.*, 1949 in Khanfouci, 2005).

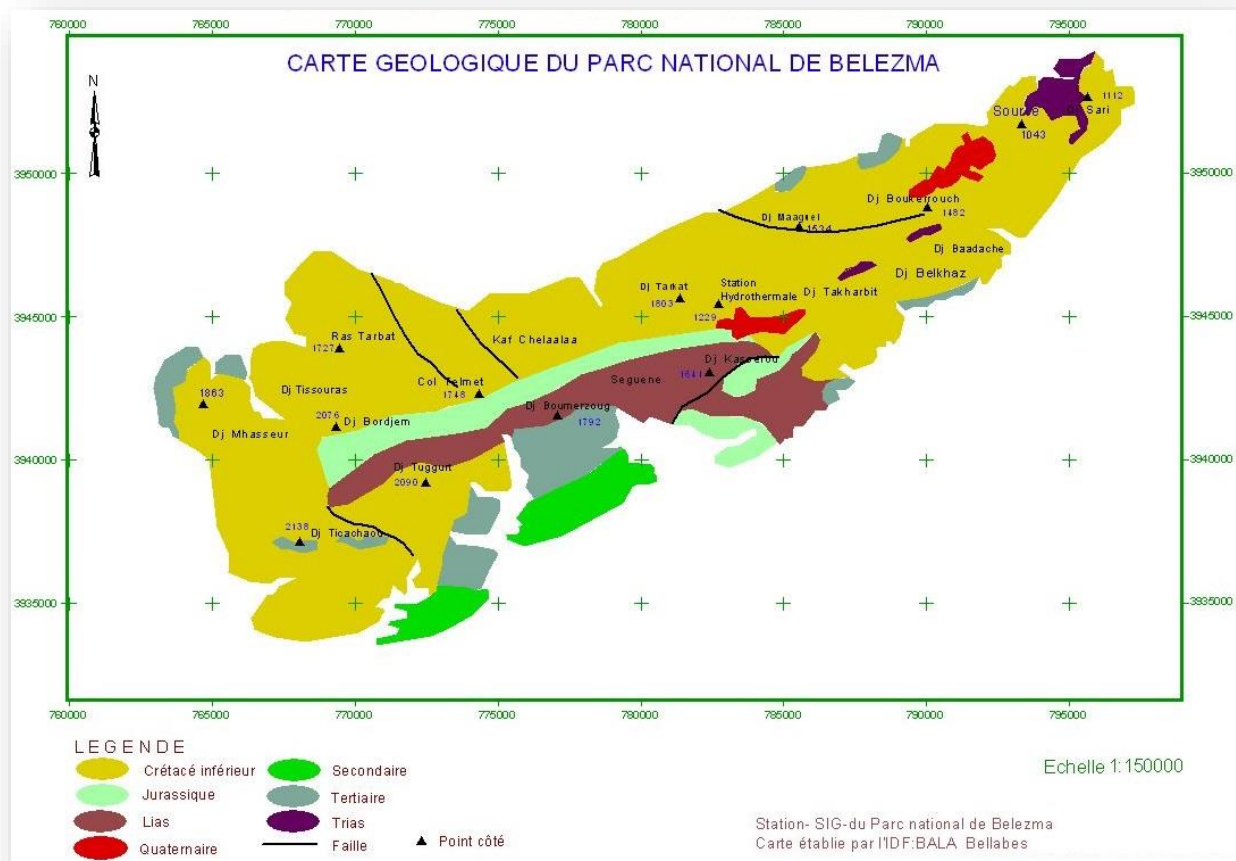


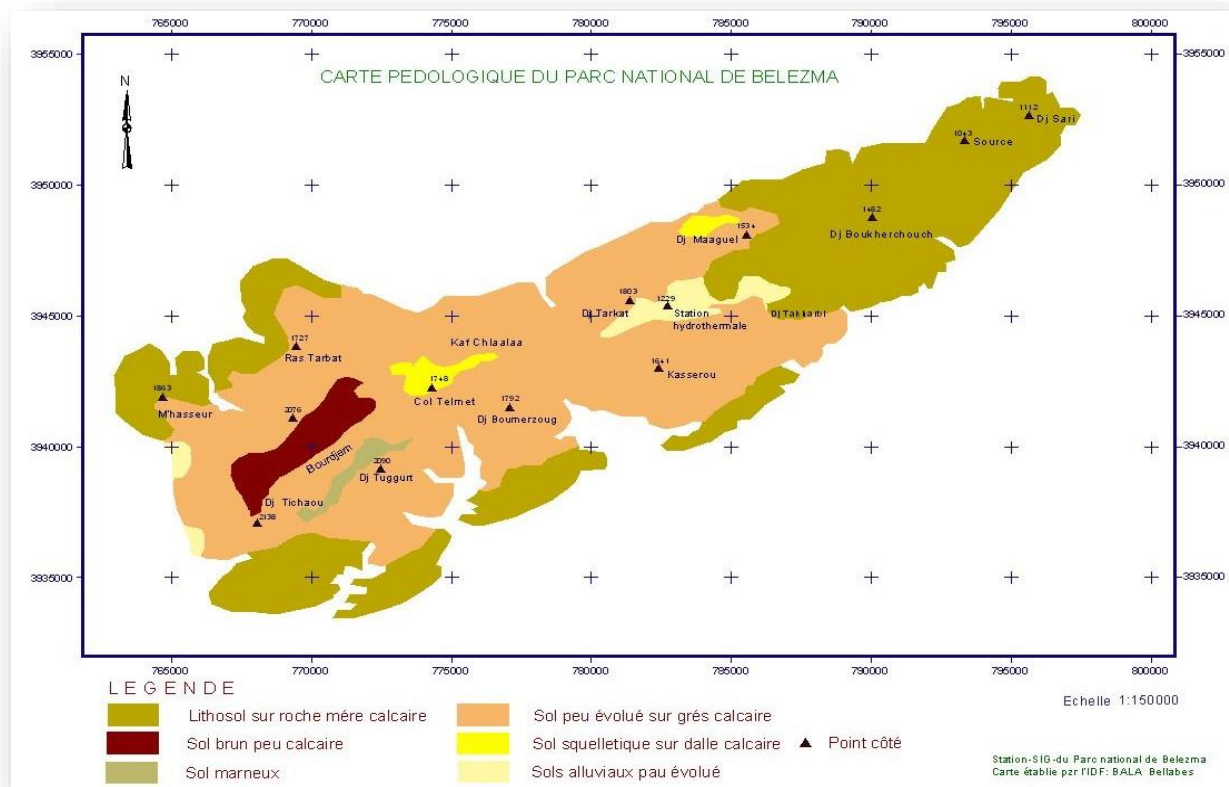
Figure 09 : Carte géologique du Parc National de Belezma (PNB, 2010).

1.8. Pédologie

D'après Abdessemed, 1981 les sols typiques du massif de Belezma sont :

- **Sols bruns calcaires** : se localisant sur un support de substrat marneux-calcaire au niveau des bas versants des djebels Boumerzoug et Tuggurt au sein d'un spectre altitudinal de 1400 m et 1600 m.
- **Sols bruns faiblement calcaires** : qui se localisent essentiellement au niveau du djebel Bourdjem, Chelaala et Theneit El-Gontos sur substrat gréseux, et dans un spectre altitudinal allant de 1600 m à 2000 m.
- **Rendzines** : ils évoluent à partir d'une altitude de 1600 m sur pentes fortes à djebel Tuggurt et Tichaou, sur substrat calcaire.

Les sols du territoire du Parc National sont caractérisés par leur jeunesse relative, leur épaisseur ainsi que leur faible degré d'érosion, absence de lessivage et érodé par endroit (Schoenberger, 1970 & Abdessemed, 1981) (Fig.10).



1.9. Hydrologie

Le réseau hydrographique du Parc National est simple et peu dense, il est essentiellement alimenté par plusieurs sources (Fig.11).

Les deux lignes de crêtes des monts de Belezma matérialisent deux principales lignes de partage des eaux, déterminant ainsi deux réseaux hydrographiques distincts :

- **Au Nord** : les réseaux se répartissent sur le versant Nord de la deuxième ligne de crête. Les cours d'eau constituent les affluents de deux principaux oueds : Oued Ketami (Dj Maâgal & Dj Tarkat) et oued Hrakta (Dj Tichaou, Bourdjem & Kef Chellala).
- **Au Sud** : les Oueds s'écoulent en direction Sud. Ils prennent naissance au centre du massif et au bas versant Nord de la première ligne de crête et débouchent sur la dépression de Batna par les affluents suivants : Oued Nefla, Oued Hamla, Oued Sken, Oued Eddechera et Bouilef. Le débit des oueds est relativement important en hiver et au printemps mais presque nul durant la période estivale (B.N.E.F, 1986).

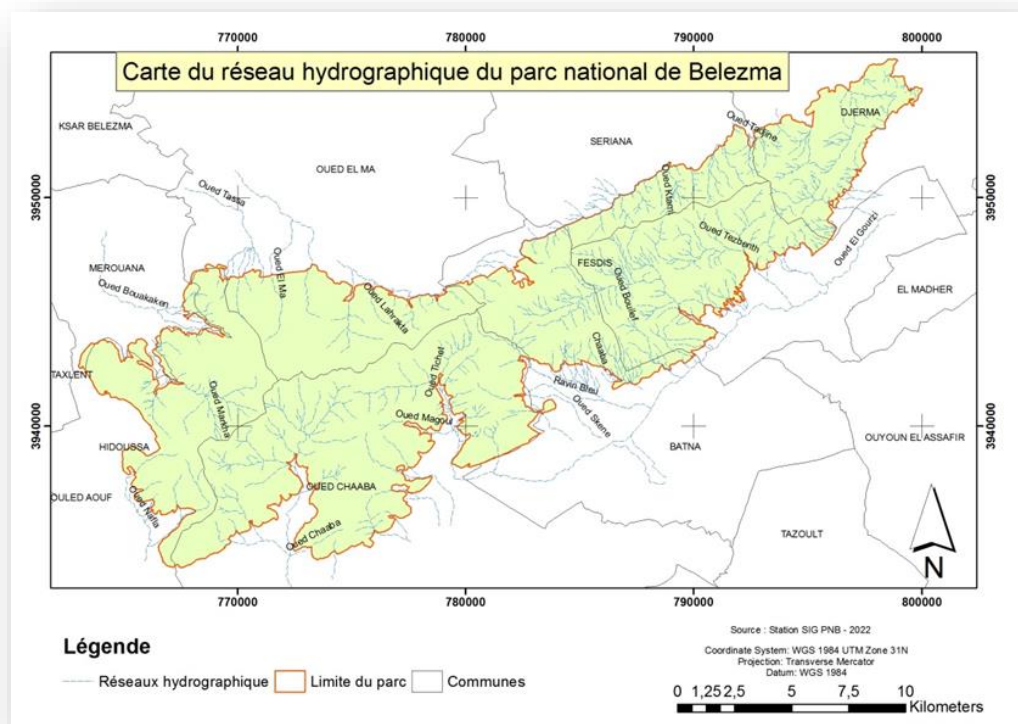


Figure 11 : Carte hydrologique du Parc National de Belezma (PNB, 2020).

1.10. Ecologie Floristique

L'Ecologie floristique du Parc National divisé en 7 classes suivantes (Fig.12) :

- **La Cédraie** : répartie au versant nord du Dj Tuggurt ; Dj Bourdjem et Boumerzoug.
- **La Chênaie** : représente la plus grande partie des unités écologiques.

- **Le Genévrier** : se répartie au versant sud de Dj Tuggurt et Djerma.
- **Pineraie** : se trouve généralement au versant sud au long du parc à partir de Chaaba jusqu'à Djerma.
- **Les Pelouses** : répartissant sous forme des Parcelles au niveau de tout le parc.
- **Friche et culture** et les **terrains incultes** se trouvant l'un à coté de l'autre à Djerma et à l'Est de Chaaba.

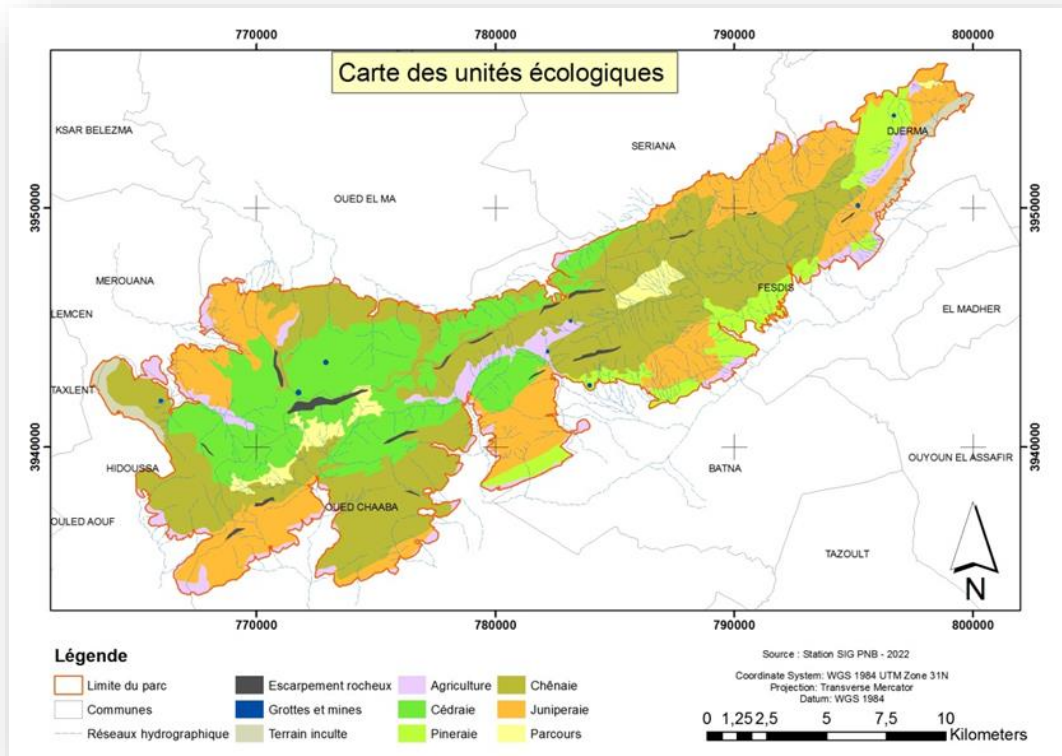


Figure 12 : Carte des unités écologiques du Parc National de Belezma (PNB, 2020)

1.11. Faune

La faune du Parc est riche et très variée. Ainsi, plus du 1/5 des espèces protégées se trouvent présentes sur le territoire du Parc, ce qui démontre l'importance inestimable du capitale faunistique. La faune mammalienne est riche de 18 espèces, dont 9 sont protégées. Du grand et solitaire sanglier au furtif et fantomatique lynx caracal. Des espèces aux mœurs très différentes colonisent le Parc comme la mangouste, la genette, la belette, le porc-épic, très énigmatique hyène rayée dont le retour est très perceptible et le chat sauvage vivent en parfaite symbiose dans le Parc et en constituent l'essence même de sa biodiversité (Anonyme, 2010).

L'avifaune est représentée par 106 espèces dont 35 sont protégées par la législation algérienne, parmi lesquels la perdrix gabra, le rare aigle de bonellie, le milan noir, la tourterelle des bois, le merle noir, l'alouette des champs, l'Hirondelle de cheminée, le troglodyte, le rouge-gorge, la mésange bleue, la mésange noire et la fauvette à tête noire les rapaces diurnes et nocturnes. Une forte colonie d'insectes peuple le territoire du parc. 177 espèces sont recensées actuellement dont 13 sont protégées. Les amphibiens et les reptiles sont aussi du lot. Sur 09 espèces recensées, 02 sont protégées en Algérie, le caméléon commun et la tortue grecque (Anonyme, 2010).

2. Choix et description des stations d'étude

Sur la base des données forestières et leurs importances et la sortie de prospection nous avons été conduits à choisir le mont de Bordjem et Tuggurt. Pour aboutir à une étude entomologique plus au moins représentative sur le cèdre de l'Atlas (Fig13).

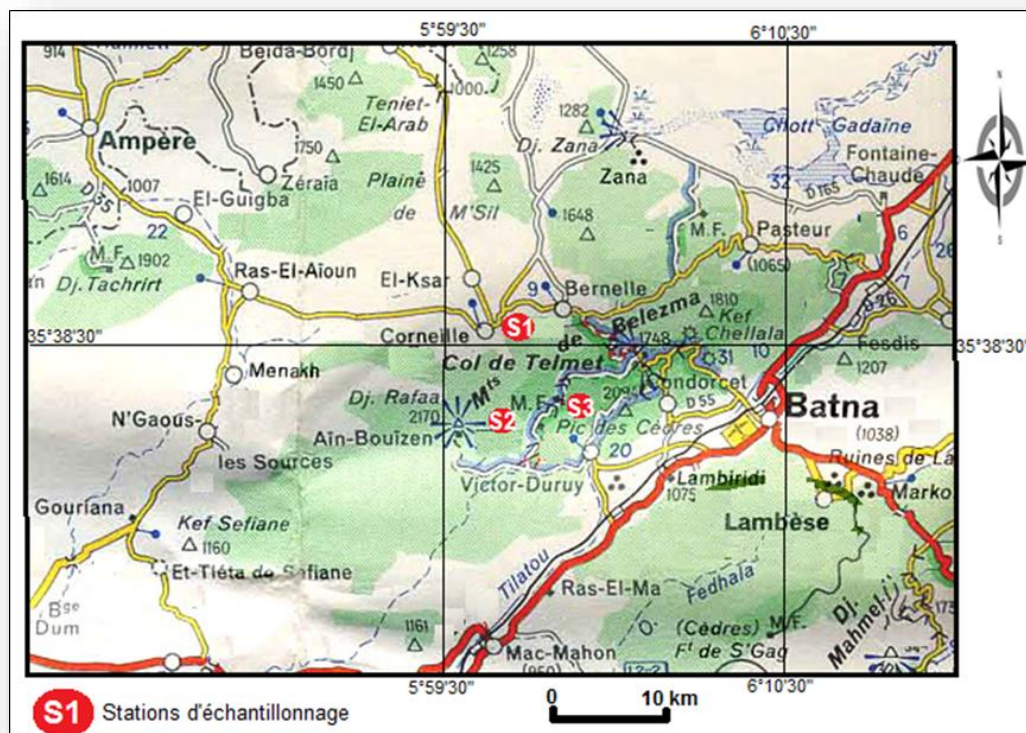


Figure 13 : Position géographique des trois stations d'échantillonnage dans le Parc National de Belezma (Zereg, 2017).

Nous avons recouru au choix des trois stations localisées dans le Parc National de Belezma. Ces trois stations sont homogènes, accessibles qui présentent une superficie suffisamment grande pour permettre une étude de plusieurs paramètres (Tab.06).

Tableau 06 : Caractérisations générales des Trois stations d'étude.

Stations	Nom	Coordonnées Géographiques	Altitude	Exposition	Degré de Dépérissement
Station 01	Bordjem	35°35'12"N, 6°02'41"E,	1650 m	Sud	100%
Station 02	Tuggurt	35°34'28"N, 6°02'22"E,	1620 m	Nord	± 0%
Station 03	Tuggurt	35°35'18"N, 6°04'04"E,	1440 m	Nord	50%

2.1. Djebel Tuggurt

Dans cette localité qui se trouve à une altitude comprise entre 1200 et 2094 mètres, le cèdre est présent sur une superficie de 680 hectares dans les versants Nord et Nord-Ouest.

Le dépérissement touche en général les arbres de plus de 50 ans en moyenne et se présente sous forme diffuse et de la manière suivante :

- Des taches constituées généralement de plus d'une dizaine des sujets morts sur pied.
- Des taches où sont mêlées des arbres morts et des arbres vivants.

L'observation des arbres en voie de dépérissement concorde avec le témoignage des forestiers sur le fait que le dessèchement des arbres commence toujours par la cime avant d'attendre les branches basses. Par ailleurs, les sondages effectués à Djebel Tuggurt ont permis de constater que la couleur et la densité du feuillage des arbres dépérissant sont particulièrement différentes de celles des sujets sains. En effet, la couleur verte des aiguilles tend vers un vert clair et le feuillage est plus clairsemé (Fig.14) (Houamel, 2012). Le cortège floristique du Cèdre de l'Atlas est représenté par les espèces suivantes : *Acer monspessulanum*, *Calycotome spinosa*, *Cistus albidus*, *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus phoenicea*, *Pinus halepensis*, *Malva sylvestris*, *Ophrys apifera* Huds, et *Thapsia garganica* (Ait Medjber et al., 2024).

2.2. Djebel Bordjem

Cette zone renferme l'unique association de haute altitude de 1466 m de la cédraie à grand houx (*Ilex aquifolium*) dans la réserve intégrale. Le cèdre s'individualise en belles futaies et en multiples formes (Cèdres en fourches, Cèdres tabulaires et longiformes) dépassant les 32 m de hauteur avec un tronc de plus d'un mètre de diamètre et un chêne vert d'une hauteur de 27 m se situant dans les ravins. Des sujets de cèdre d'Atlas dépassant les 300 ans, c'est le lieu d'une luxuriante végétation constituée du cortège floristique de cèdre de l'Atlas à faciès sec, telque « *Acer monspessulanum*, *Lonicera etrusca*, *Ilex aquifolium*, *Cotoneaster racemiflora*, *Berberis hispanica*, *Crataegus oxyacantha* et *Crataegus monogyna*, *Ophrys lutea*, *Epicpatis helliborine* » (Fig.14) (B.N.E.F,1986).

A



B



C

Figure 14 : Les forêts de Cèdres de l'Atlas, Algérie. ; A. Djebel Bordjem ; B , C. Djebel Tuggurt.
(Zereg, 2017).

3. Etude climatique

Le climat est un facteur très important qui agit directement sur les êtres vivants d'un certain nombre d'organismes vivants. En effet, les êtres vivants ne peuvent se maintenir en vie, que sur des limites bien précises de température, de pluviosité et d'humidité (Dajoz ,1985), Selon Lacoste et Salanon (2001), le climat est l'une des composantes fondamentales d'un écosystème terrestre. Il joue, de ce fait, un rôle fondamental dans la distribution des êtres vivants, car ces derniers ne peuvent se maintenir en vie qu'entre certaines limites précises des différents facteurs climatiques (Dajoz, 1996).

L'absence d'une station météorologique au niveau de la région d'étude, nous a contraints à utiliser pour ce travail des mesures d'une station, dont la localisation est indiquée par les coordonnées géographiques suivantes :

Historical climatic data: Batna. Algeria

Weather station : 604680 (DABT)

Latitude : 35,75

Longitude : 6,18

Altitude : 821

3.1. Température

La température est un facteur climatique de toute première importance car elle contrôle l'ensemble des phénomènes métaboliques et conditionne la répartition de la totalité des espèces et des communautés d'êtres vivants dans la biosphère, un mois est dit chaud lorsque sa température moyenne est supérieure à 20°C et froid lorsque sa température moyenne est inférieure à 20°C (Ramade, 1984).

3.2. Amplitude thermique

On appelle amplitude thermique l'écart entre la température minimale et maximale en un même lieu pendant une durée de temps déterminée, renseigne sur le degré de continentalité (Ramade, 1984).

Le climat a une incidence sur le développement des végétaux, mais son étude dans la région de Belezma est difficile à cause du manque de données météorologiques, complètes et fiables, nous a contraint à utiliser pour ce travail des mesures après l'extrapolation de la station référence d'Ain Skhoua (Batna), dont la localisation est indiquée par les coordonnées géographiques (35°44'20''N, 06°21'95''E) pour une altitude de 812 m (Lacoste & Salanon, 2001).

Selon Seltzer, 1946, le gradient thermique est de 0,7 pour 100 m pour la moyenne des maximal (M) et de 0,45 pour la moyenne des minima (m). A l'aide des valeurs, une extrapolation des données de Batna a été faite pour évaluer les valeurs de M et m de la région d'étude à différentes altitudes.

Ces opérations seront réalisées en considérant trois altitudes différant de trois stations d'étude (1650 m ; 1620 m et 1440 m).

Les températures maximales, minimales et moyennes, calculées par extrapolation des données fournies par la station météorologique de Batna, sont mentionnées dans le (Tab.07).

Tableau 07 : Données thermométriques mensuelles moyennes en (C°) dans les trois stations d'étude calculées par extrapolation sur la période (1983-2017), (M : moyenne des températures maximales ; m : moyenne des températures minimales ; $(m+M)/2$: Moyenne mensuelles).

Altitude (mètre)	Bordjem : 1650			Tugurt : 1620			Tugurt : 1440		
	M	m	$(M+m)/2$	M	M	$(M+m)/2$	M	m	$(M+m)/2$
Jan	8,27	-1,55	3,36	8,15	-1,89	3,13	10,82	-1,37	4,72
Fév	9,29	-1,14	4,08	9,03	-1,41	3,81	10,74	-1,08	4,83
Mar	11,91	0,68	6,29	11,73	0,42	6,07	11,49	0,73	6,11
Avr	14,89	2,51	8,70	14,72	2,41	8,57	13,94	1,51	7,72
Mai	17,81	4,69	11,25	17,91	4,61	11,26	17,71	2,79	10,25
Juin	25,78	10,16	17,97	25,88	10,30	18,09	22,37	6,57	14,47
Juill	30,58	12,92	21,75	30,75	13,01	21,88	29,49	10,75	20,12
Août	30,15	13,33	21,74	30,23	13,35	21,79	30,42	11,26	20,84
Sept	25,99	11,67	18,83	25,87	11,57	18,72	28,56	10,95	19,75
Oct	22,12	8,99	15,56	21,93	8,78	15,36	25,67	9,16	17,42
Nov	15,86	3,72	9,79	15,54	3,47	9,50	17,93	6,39	12,16
Déc	10,47	-0,82	4,82	10,19	-1,10	4,54	12,43	-0,69	5,87

Les températures maximales et minimales montrent une forte saisonnalité. En juillet et août, les températures moyennes dépassent les 21°C dans toutes les stations, ce qui indique une période chaude estivale. En revanche, en janvier et décembre, les températures minimales descendent en dessous de 0°C, notamment à Bordjem Sud et Tuggurt 1. Les différences de température sont également liées à l'altitude, la station de Bordjem Sud enregistrant les températures les plus froides, suivie de Tuggurt 1 et Tuggurt2.

- Température la plus chaude : juillet et août (environ 21,75°C à 21.88°C pour la moyenne) pour toutes les stations.
- Température la plus froide : janvier (-1,55°C pour Bordjem Sud) et décembre (-1,10°C pour Tuggurt 1).
- Variation mensuelle : Les températures montrent une forte saisonnalité, avec des températures minimales négatives en hiver et des températures maximales supérieures à 30°C en été.

Les résultats montrent des similitudes globales entre les stations, mais aussi des variations fines, particulièrement au niveau des températures, influencées par l'altitude et la proximité des reliefs. Ces tendances peuvent avoir un impact direct sur les écosystèmes locaux et les pratiques agricoles.

3.3. Pluviométrie

La répartition spatiale de la pluviométrie moyenne annuelle varie selon plusieurs paramètres locaux caractéristiques de chaque région dont l'altitude, l'exposition et l'orientation jouent le rôle principal (Seltzer, 1946). Le régime des pluies en Algérie est le régime méditerranéen, mais il est loin de présenter un caractère uniforme. Ainsi, pour la région de Batna, la répartition des pluies sur les différents mois varie en général dans les trois stations de la région.

3.4. Gradient pluviométrique

Il est généralement connu que la pluviométrie augmente avec l'altitude selon un gradient altitudinale qui varie avec l'exposition. Ce gradient est de 40 mm par an pour 100 m d'altitude de dénivelée pour le versant Nord et de 20 mm pour le versant Sud (Seltzer, 1946).

Les données pluviométriques de la région d'étude durant la période 1983-2017 calculés après l'extrapolation sont mentionnées dans le tableau (07).

Tableau 08 : Précipitations moyennes mensuelles des régions d'étude calculées après l'extrapolation sur la période (1983-2017). P/moyennes mensuelles des pluviométries.

Mois	Station 01 (Pmm)	Station02(Pmm)	Station 03 (Pmm)	Total
Jan	53,03	55,13	51,90	160,06
Fev	44,13	45,1	44,13	133,36
Mar	51,97	53,82	51,92	157,71
Avr	39,82	41,79	39,90	121,51
Mai	42,15	43,15	42,21	127,51
Juin	21,85	22,69	21,82	66,36
Juill	9,05	9,05	8,97	27,07
Aout	18,33	18,26	18,31	54,90
Sep	41,82	41,62	41,77	125,21
Oct	37,44	39,28	37,46	114,18
Nov	53,92	56,03	53,82	163,77
Dec	58,18	60,26	58,21	176,65

Les précipitations suivent un schéma saisonnier, avec des mois les plus pluvieux en novembre (163,77 mm) et décembre (176,65 mm). Les mois les moins pluvieux sont juillet (27,07mm), où les précipitations sont faibles, caractéristiques d'une saison sèche estivale.

Les précipitations moyennes sont similaires entre les stations, bien qu'il existe de légères variations, notamment en décembre et en janvier où Tuggurt Nord 1 enregistre des valeurs légèrement plus élevées que les autres stations.

- Mois les plus pluvieux : décembre (176,6 mm) et novembre (163,7 mm) pour toutes les stations.
- Mois les moins pluvieux : juillet (27,07 mm) pour toutes les stations.
- Variation mensuelle : Les précipitations montrent une tendance saisonnière typique des régions méditerranéennes, avec des pluies abondantes en automne et en hiver et une baisse marquée en été.

4. Synthèse climatique

L'établissement d'une synthèse des facteurs climatiques à savoir la pluviométrie et la température fait appel à l'étude des deux paramètres suivants : le diagramme Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN ; le quotient pluviométrique d'Emberger.

4.1. Diagrammes Ombrothermique de BAGNOLS et GAUSSEN

Le diagramme Ombrothermique de GAUSSEN permet de déterminer les périodes sèches et humides de n'importe quelle région à partir de l'exploitation des données des précipitations mensuelles et des températures moyennes mensuelles (Dajoz, 2003).

D'après Bagnouls et Gaussen, 1957 un mois sec est défini comme un mois où le total des précipitations (P) exprimé en mm est égal ou inférieur au double de la température moyenne (T) du mois exprimé en degrés ou en centigrades. Le diagramme représente pour les douze mois les courbes des températures et des précipitations. L'ordonnée doit être graduée de telle sorte que $P=2T$. Cela permet de représenter le déroulement annuel des précipitations, des températures et laisser apprécier le rapport entre précipitations et températures.

Nous avons établi le diagramme Ombrothermique pour la région d'étude pour la période 1983-2017. Le graphique présente deux périodes climatiques distinctes : de janvier à juillet, la température moyenne augmente jusqu'à un pic estival, tandis que la seconde variable diminue. De juillet à décembre, la température baisse progressivement, tandis que la seconde variable remonte. Cette évolution met en évidence les interactions saisonnières entre température et précipitation (Fig .15).

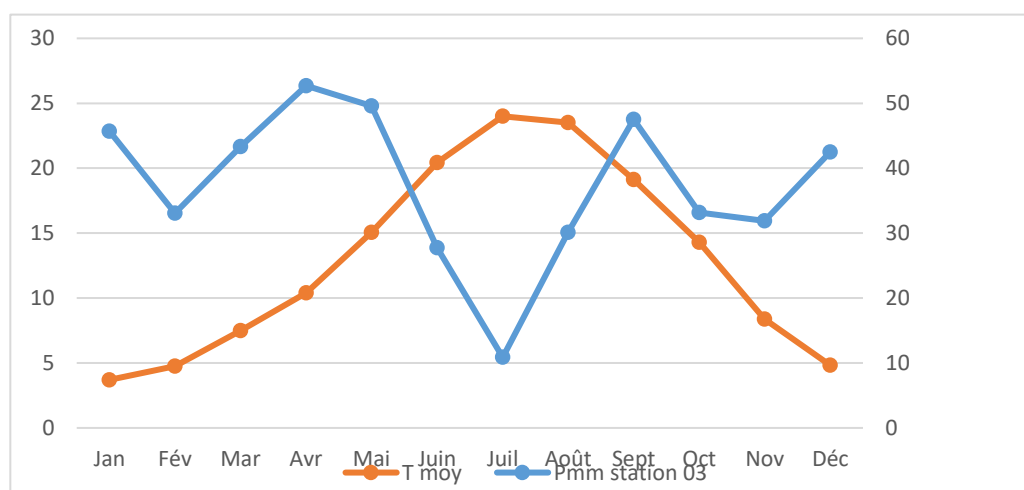


Figure 15 : Diagramme ombrothermique de BAGNOLS et GAUSSEN de la région d'étude.

4.2. Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger

Emberger (1955) s'intéressant aux extrêmes thermiques M et m entre lesquelles se déroule la période végétative et qui peuvent constituer des seuils écologiques pour les différentes espèces végétales (Stewart, 1969). Les climagrammes servent de cadre bioclimatique à la répartition des différentes formations végétales climatique.

Le quotient pluviométrique d'Emberger (1952) nous permet de déterminer l'étage bioclimatique de la région d'étude, selon la formule :

$$Q_2 = 2000P / (M^2 - m^2)$$

La formule du quotient pluviométrique d'Emberger a été modifiée par (Stewart, 1969) est comme suit :

$$Q_2 = 3,43 * P / (M - m).$$

M : la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud m : la moyenne des températures minimales du mois le plus froid. P : les précipitations annuelles en mm.

En fonction des valeurs de ce quotient on distingue les étages bioclimatiques suivants :

- ✓ Étage bioclimatique de végétation humide pour $Q_2 > 100$.
- ✓ Étage est la moyenne des températures Subhumides pour $100 > Q_2 > 50$.
- ✓ Étage est la moyenne des températures Semi-arides pour $50 > Q_2 > 25$.
- ✓ Étage est la moyenne des températures aride pour $25 > Q_2 > 10$.
- ✓ Étage est la moyenne des températures Saharien pour $Q_2 > 10$.

Par extrapolation des résultats des stations météorologique pour différents gradients altitudinaux, il en ressort dans le (Tab.08), les quotients Q_2 pour les deux stations d'études et les étages bioclimatiques correspondants aux régions d'étude.

Tableau 09 : Quotient pluviométrique d'Emberger (Q_2) et l'étage Bioclimatique de chaque station.

Stations	Exposition	Altitude (m)	M (°C)	m (°C)	P (mm)	Q_2	Etage Bioclimatique	Variante Thermique
Stations 01	Sud	1650	18,59	5,43	471,7	122,9	Sub-humide	Tempéré
Stations 02	Nord	1620	18,49	5,29	486,18	126,3	Sub-humide	Tempéré
Stations 03	Nord	1440	19,29	4,71	470,4	110,09	Sub-humide	Tempéré

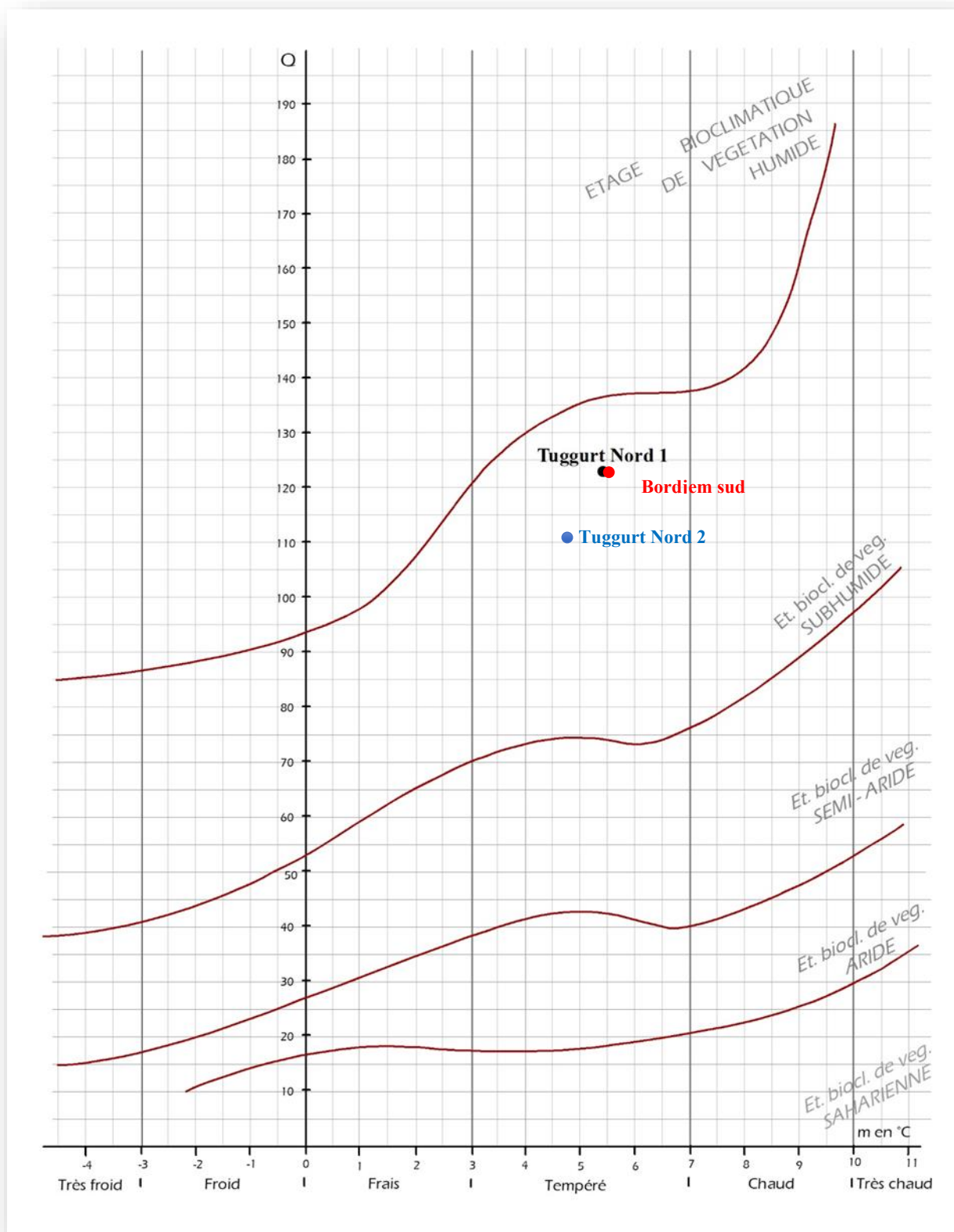


Figure 16 : Climagramme d'Emberger des trois stations d'étude

Chapitre III

Matériel et Méthodes

Chapitre III : Matériel et Méthodes

1. Méthodes d'échantillonnage

1.1. Méthode d'échantillonnage des arthropodes

La méthode d'échantillonnage exige souvent la mise en œuvre de plusieurs techniques de collecte de données complémentaires. Nous avons utilisé trois méthodes de piégeages des arthropodes dans notre travail se sont : Les pièges à trappe (nommé Pots de Barber) ; Piège coloré et les pièges aériens colorés suspendus sur arbre.

1.1.1. Pièges trappes (Barber)

Ces pièges sont constitués de boîtes métalliques ou en matière plastique qu'on remplit au trois quarts d'eau savonneuse (Laamari, 1991), pour capturer principalement des insectes de moyenne et de grande taille se déplaçant sur le sol et accidentellement des insectes volants qui viennent se poser à la surface ou y tombent ainsi que des reptiles et des petits mammifères (Fig.17) (Si Bachir, 2007). Les pièges utilisés dans notre étude sont des boîtes de conserve en métal de 1 kg, de 10 cm de diamètre et de 12 cm de profondeur. Ces pots sont enfoncés dans le sol et remplis au 2/3 d'eau et d'un liquide conservateur (détergent) empêchant les invertébrés piégés de s'échapper et d'y être consommés par leurs prédateurs. Dans chaque station étudiée nous avons utilisé un total de neuf pots Barber disposés sur une parcelle homogène de forme carrée et d'une surface de 400 m² (Lamotte & Bourliere, 1969). Ces pièges sont alignés 3X3 sur 3 rangées distantes de 5m l'une de l'autre (Fig. 17). La période d'étude s'étale du mois de janvier jusqu'au mois de décembre 2017.

C'est une méthode facile à mettre en œuvre car elle ne nécessite pas beaucoup de matériel et elle permet la capture de toutes les espèces géophiles qui marchent plus qu'elles ne volent pas aussi bien diurnes que nocturnes. Les individus piégés sont noyés et de ce fait ne peuvent ressortir du pot en aucun cas.

Le plus grand inconvénient de cette technique provient des chutes de pluies lorsqu'elles sont trop fortes. Dans ce cas, l'excès d'eau peut inonder les boîtes dont le contenu déborde, entraînant vers l'extérieur les arthropodes capturés, le deuxième inconvénient est dû à la faiblesse du rayon de l'échantillonnage. Par ailleurs, il arrive que ce type de pièges soit déterré par des promeneurs ou des enfants trop curieux ou par le passage d'une charrue à disque ou d'un sanglier. Il est possible de réduire les risques en plaçant une pierre plate sur chaque pot, surélevée grâce à 2 ou 3 petits cailloux. Ce dispositif va limiter les risques de débordement en

cas de pluies fortes, va réduire l'évaporation de l'eau par temps trop chaud et va soustraire les pièges au regard des curieux.

1.1.2. Pièges colorés (bacs jaunes)

Beaucoup d'insectes pollinisateurs sont attirés par la couleur jaune, Les assiettes colorées en jaunes que nous avons utilisés, attirent de nombreux insectes qui volent. Notamment des ravageurs comme les pucerons, les aleurodes et les diptères ou d'auxiliaires comme les Coccinellidae et les Aphelinidae (Jourdheuil, 1991). Il suffit de les remplir d'eau contenant un produit mouillant (détergent) (Zahradnik ,1988.). Ce dernier permettant non seulement de diminuer la tension superficielle de l'eau mais aussi d'agir sur les téguments des insectes et de provoquer la noyade de ceux qui entre en contact avec le liquide. Dans notre cas, Il s'agit de bacs en plastique, de couleur jaune dont les dimensions avoisinent les 12 cm de diamètre sur 12 cm de la hauteur remplis d'eau et d'un détergent posé sur des pierres (niveau de la strate herbacée), (Fig.17).

C'est une méthode qui ne nécessite que peu de manipulations et qui est peu coûteuse et ne nécessite aucune source d'énergie. Elle permet de préciser les fluctuations des effectifs en fonction du temps, au cours d'une année ou d'une saison de différentes espèces (Lamotte et Bourliere, 1969). La période d'étude s'étale du mois de janvier jusqu'au mois de décembre 2017.

L'inconvénient reproché à cette méthode est une certaine sélectivité vis-à-vis des espèces. Ce phénomène empêche l'échantillon d'être bien représentatif quantitativement de la faune locale (Rabasse, 1976 ; Benkhelil, 1991). En effet, ce type de piège ne peut capturer que les insectes les plus actifs et qui sont attirés par la couleur jaune et par l'eau.

1.1.3. Les pièges Colorés Suspendus

Ce sont des pièges bacs colorés en jaune et accrochés à hauteur d'homme à partir de 1,50 m à 1,70 m ; Dans le but d'attirer les insectes volants par leur couleur, Ce système de piégeage se pratique également avec des bacs peint en blanc ou en bleu ciel dans le cadre des études sur les Apoides, chaque couleur de piège apportant un cortège d'espèces et des variations différents d'abondance de diversité (Fig.17), (Benkhelil, 1991). La période d'étude s'étale du mois de janvier jusqu'au mois de décembre 2017.

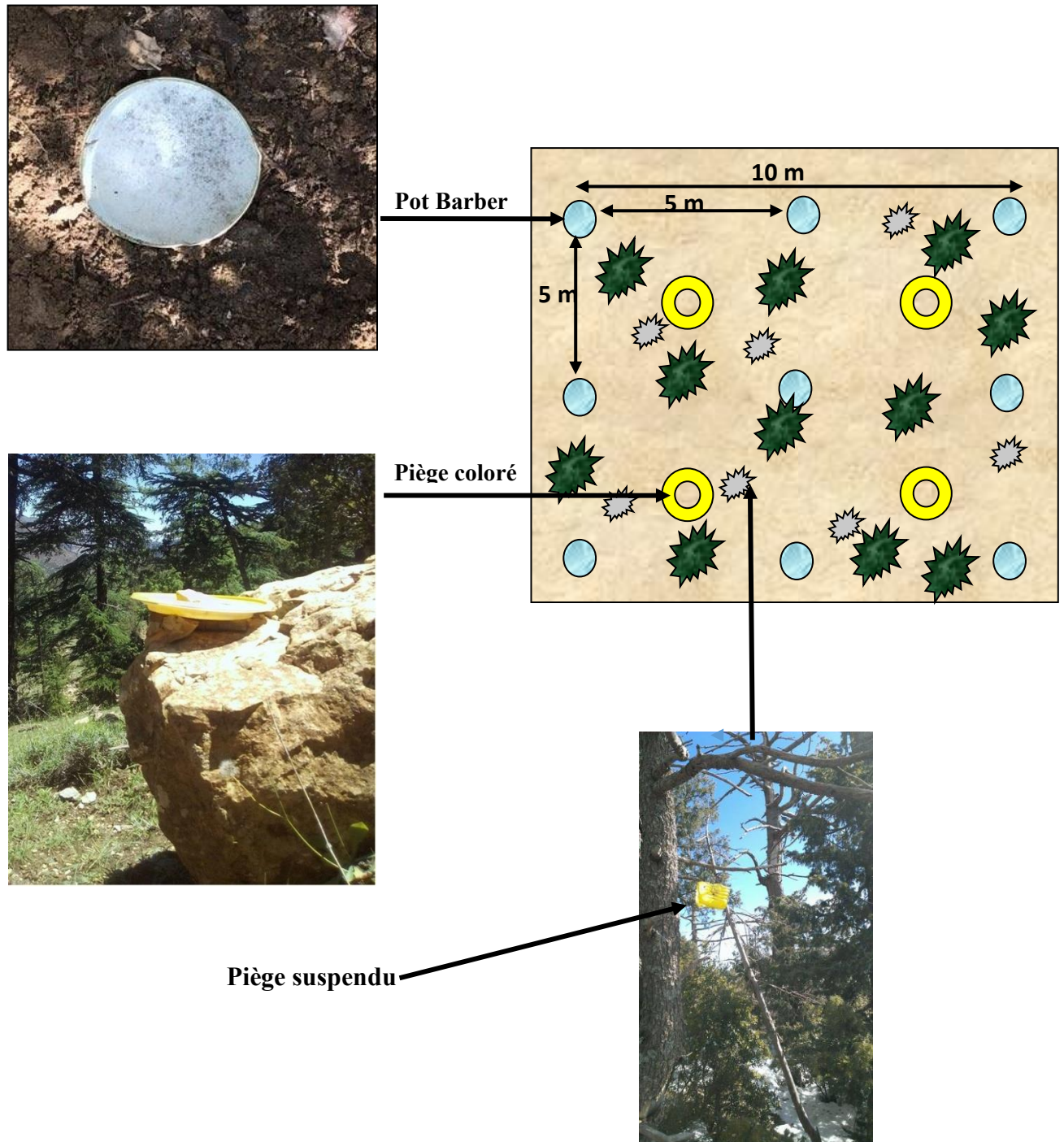


Figure 17 : Disposition des pièges trappes, des pièges colorés et pièges suspendus.

1.1.4. Méthode de tri et d'identification

Les insectes récoltés lors de chaque sortie sont triés au niveau du laboratoire. La méthode de tri consiste à les nettoyer avec de l'eau, puis de les étaler sur papier absorbant et les laisser à l'air pour sécher, Ils sont ensuite triés, selon l'ordre taxonomique dans des boîtes de Pétri tout en mettant de petits morceaux de naphthalène pour les conserver en attendant leur identification (Fig.18). L'identification de ces insectes se fait sous une loupe binoculaire grossissement X40, à l'aide de la comparaison à la collection déjà en place et à la consultation de clés et des guides d'identification Helgard (1984) ; D'aguilar et *al.* (1985) ; Delvare & Aberlenc (1989) ; Zahradnik (1988) ; Dorst (1999) ; Leraut (1992) & Auber (1999).

L'identification de toutes les espèces d'arthropodes a été confirmée au niveau du laboratoire d'écologie fonctionnelle de l'université de Batna, sous la supervision du professeur Si Bachir Abelkrim.



Figure 18 : Exemple des arthropodes étalés dans la boîte de Pétri (Photo personnelle).

1.2. Exploitation des résultats par le calcul de la qualité d'échantillonnage et par des indices écologiques

Les peuplements qui constituent une biocénose peuvent se définir par des descripteurs qui prennent en considération l'importance numérique des espèces qu'ils comportent. Il sera possible de décrire la biocénose à l'aide de paramètres telle que la richesse spécifique, l'abondance, la dominance et la diversité (Ramade, 1994). Pour pouvoir exploiter les résultats de la présente étude, la qualité de l'échantillonnage et des indices écologiques de composition et de structure sont utilisés.

1.2.1. Qualité de l'échantillonnage

Selon Blondel (1979), la qualité d'échantillonnage est donnée par la formule suivante :

$$Q = \frac{a}{N}$$

a : est le nombre des espèces constaté une seule fois en une seule exemplaire.

N : est le nombre de relevés.

Le rapport a/N correspond à la pente de la courbe entre le $n - 1^{\text{ère}}$ et le $n^{\text{ème}}$ relevé. Il met en évidence un manque à gagner. Il permet de savoir si la qualité de l'échantillonnage est bonne. Plus ce rapport a / N se rapproche de 0 plus la qualité est bonne (Ramade, 1984). Pour un peuplement entomologique il suffit que : a / N atteigne le niveau 1 (Doumandji, com. pers.).

1.2.2. Exploitation des résultats par des indices écologiques de composition

Les indices écologiques de composition retiennent l'attention sont les richesses totales (S) et la fréquence centésimale (F.C.)

1.2.2.1. Richesse totale (S) appliquée aux espèces arthropodes piégées

Selon Ramade (1984), la richesse totale (S) est le nombre des espèces présentes dans un écosystème. Dans le présent travail, la richesse totale est utilisée pour avoir des précisions sur la richesse de l'arthropofaune au niveau des trois stations.

1 2.2.2. Fréquence centésimale (F %) des espèces d'arthropodes capturées

L'abondance relative (AR%) est le rapport du nombre des individus d'une espèce ou d'une catégorie, d'une classe ou d'un ordre ni au nombre total des individus de toutes les espèces confondues N (Zaïme & Gautier, 1989). Elle est calculée selon la formule suivante :

$$AR (\%) = n_i / N \times 100$$

AR (%): est l'abondance relative.

n_i : est le nombre des individus de l'espèce prise en considération.

N: est le nombre total des individus de toutes les espèces confondues.

Cet indice est appliqué aux invertébrés capturés à l'aide des trois méthodes de piégeages au niveau des trois différentes plantations phoenicicoles.

1.2.2.4. Fréquence d'occurrence

La fréquence d'occurrence de l'espèce i (C_i), appelée aussi fréquence d'apparition ou indice de constance est le pourcentage du rapport du nombre de contenant au moins un individu de l'espèce i (r_i) au total relevé réalisés (R) (Dajoz, 1985 ; Dajoz, 2006).

La constance est calculée selon la formule suivante :

$$C_i = (r_i \times 100) / R$$

Bigot et Bodot (1973), distinguent des groupes d'espèces en fonction de leur fréquence d'occurrence :

Les espèces constantes (CN) sont présentes dans 50 % ou plus des relevés effectués.

Les espèces accessoires (CM) sont présentes dans 25 à 49 % des prélèvements.

Les espèces accidentelles (AC) sont celles dont la fréquence est inférieure à 25 % et supérieure ou égale à 10 %.

Les espèces très accidentelles (VA) qualifiées de sporadiques ont une fréquence inférieure à 10 %.

1. 2.3. Indices écologiques de structure appliqués à l'arthropodofaune capturée dans les trois stations

Les indices écologiques de structure sont représentés par la diversité de Shannon-Weaver, la diversité maximale et l'équirépartition.

1.2.3.1. Indice de diversité spécifique de Shannon – Weaver (H') appliqué aux arthropodes des trois stations

Selon Ramade (1984), il s'avère nécessaire de combiner l'abondance relative des espèces et la richesse totale afin d'obtenir une expression mathématique de l'indice général de la diversité. Le plus utilisé est celui de Shannon-Weaver :

$$H' = - \sum q_i \log_2 q_i$$

H' : Indice de diversité de Shannon-Weaver exprimé en bits

$q_i = n_i / N$: Rapport du nombre des individus de l'espèce i au nombre total des individus échantillonnés toutes espèces confondues.

n_i : Nombre des individus de l'espèce i

N : Nombre total des individus

Log_2 : Logarithme népérien à base d'une communauté sera d'autant plus diversifiée que l'indice H' sera plus grand (Blondel, 1979). Dans le présent travail, l'indice de diversité de Shannon–Weaver permet d'avoir des précisions concernant la diversité des peuplements des invertébrés.

1.2.3.2. Diversité maximale

La diversité maximale $H' \text{ max.}$ correspond à la valeur la plus élevée possible du peuplement, calculée sur la base d'une égale densité pour toutes les espèces présentes (Muller, 1985 ; Weesie & Belemsobgo, 1997). Cette diversité maximale $H' \text{ max.}$ est représentée par la formule suivante :

$$H' \text{ max.} = \text{Log}_2 S$$

S est le nombre total des espèces d'arthropodes présentes.

1.2.3.3. Indice d'équitabilité ou d'équirépartition

L'équitabilité est le rapport de la diversité observée à la diversité théorique maximale (Barbault, 1981).

$$E = H' / \log_2 S$$

L'équitabilité varie entre 0 et 1. Elle tend vers 0 quand la quasi-totalité de l'effectif est concentrée sur une ou deux espèces. Elle est égale à 1 lorsque toutes les espèces possèdent la même abondance. L'équitabilité dans le présent travail permet de connaître l'éventuelle présence de la dominance des espèces qui constituent le peuplement d'arthropode au niveau des trois types de palmeraie échantillonnées.

1.2.4. Exploitation statistique

Lors de ce travail, les méthodes d'exploitation statistique des résultats sont l'analyse factorielle des correspondances, l'analyse de la variance et la dominance.

1.2.4.1. Analyse factorielle des correspondances

D'après Dervin (1992), l'analyse factorielle des correspondances (A.F.C.) est une méthode descriptive qui permet l'analyse des correspondances entre deux variables qualitatives. C'est essentiellement un mode de présentation graphique d'un tableau de contingence ; Ce dernier doit être constitué de données provenant de mesures faites sur deux ensembles de caractères et sont disposés l'un en lignes et l'autre en colonnes.

1.2.4.2. Analyse en composantes principales (A.C.P.)

L'analyse en composante principale est une méthode de base de l'analyse multidimensionnelle. Elle permet de diminuer d'une dimension la taille du problème traité ce qui n'est pas évident avec les autres méthodes (Delagarde, 1983). L'A.C.P. permet de transformer un nombre de variables quantitatives (q) plus ou moins corrélées en (n) variables quantitatives indépendantes appelées composantes principales. Elle a pour objectif de présenter sous une forme graphique le maximum d'information contenue dans un tableau de données (Philippeau, 1992).

1.2.4.3. Diagramme de Venn

Diagrammes de Venn (Yan & Yan, 2023), illustrant le nombre de taxons uniques et partagés entre les sites, les saisons et les méthodes de piégeage respectivement. Un test de corrélation de Pearson a été réalisé pour identifier d'éventuelles relations entre différents aspects des indices de diversité. Ensuite, une matrice de corrélation a été générée en utilisant le package Performance (Peterson et al., 2018).

1.3. Méthode d'échantillonnage de la *Dynaspidiotus regenieri*

L'étude de la diversité des populations de *Dynaspidiotus regenieri* est effectuée de janvier 2017 à décembre 2018 avec une fréquence de deux relevés par mois comme suggéré par Vasseur & Schvester (1957) ; Benassy (1961), Fabres (1979), Biche & Sellami (2011, Belguendouz et al. (2013) ; Chafaa (2013)

La méthode d'échantillonnage sur le terrain est subjective, dans chaque station nous prenons 02 arbres pris au hasard sur lesquels nous prélevons 04 rameaux infestés de 20 cm à l'aide d'un sécateur, selon les quatre directions cardinales. Les échantillons prélevés sont placés

dans des sachets en papier sur lesquels nous mentionnons toutes les coordonnées des prélèvements (station, la date, et direction cardinale) et sont gardés à une température ne dépassant pas 5 °C au réfrigérateur.

Les échantillons prélevés (20 aiguilles de chaque rameau) sont ramenés au laboratoire et soigneusement examinés sous loupe binoculaire grossissement x40. A l'aide d'une épingle entomologique nous soulevons le bouclier des cochenilles pour faire : Le dénombrement des individus vivants, morts et parasités, et le dénombrement des différents stades de développement du ravageur (œufs, larves, pro nymphe, nymphe et adultes mâles et femelles). Ces résultats sont reportés sur des fiches de prélèvements puis exploités ultérieurement. Les cochenilles décomptées sont classées en individus vivants et morts (individus complètement desséchés) suivant leurs stades d'évolution et leurs sexes : œuf ; L1 (1er stade larvaire mobile et fixe) ; L2 (2ème stade larvaire mâle et femelle) ; pro nymphe et nymphe ; mâle adulte et femelle adulte.

Le montage et l'identification des premiers spécimens de cochenilles ont été réalisés au laboratoire de la santé des végétaux à Montpellier (France), par le Docteur Jean-François Germain, et le Professeur Chafaa Smail de l'Université de Batna (Algérie). (Fig .19 et 20).

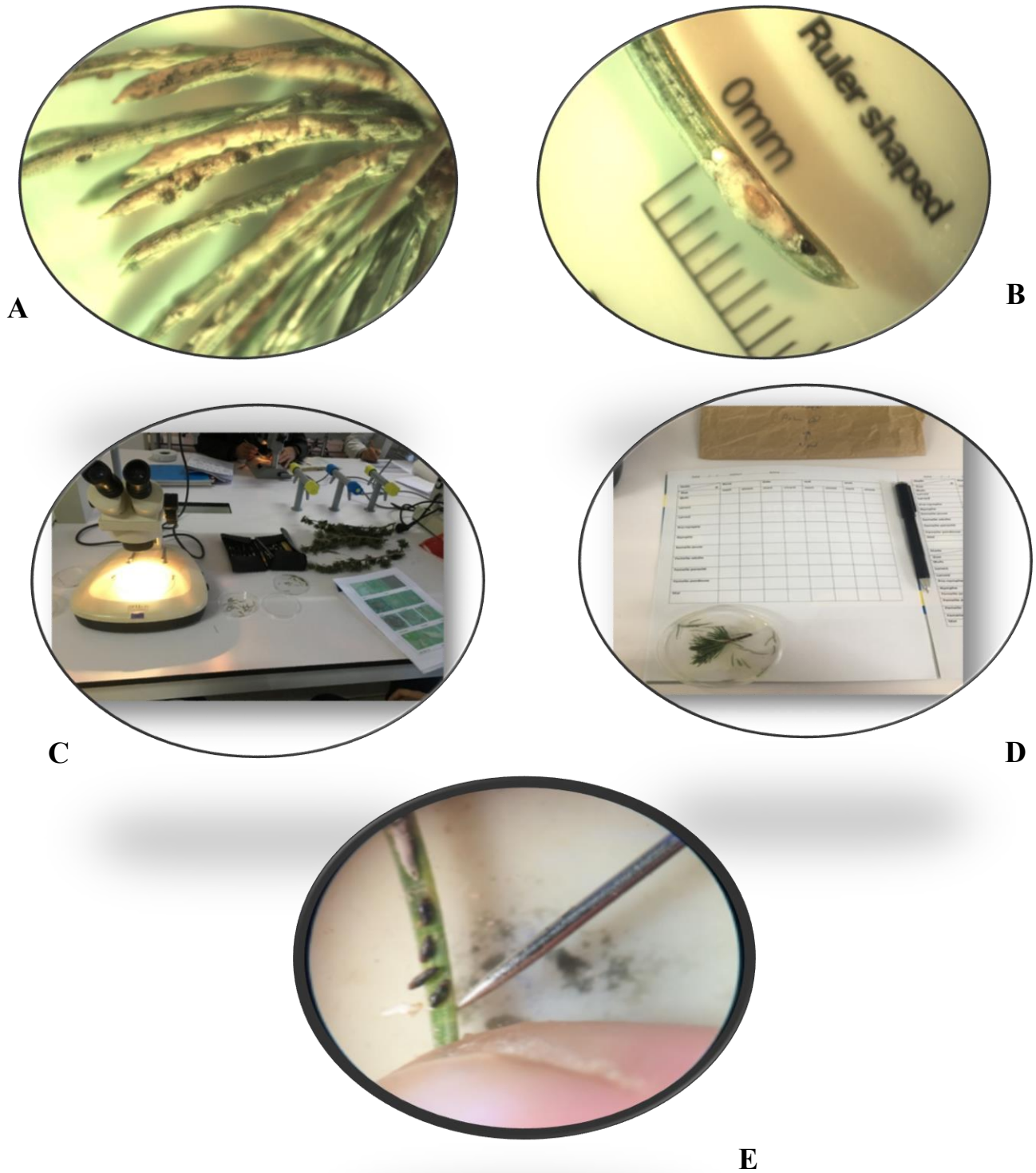


Figure19 : Dispositif expérimental de dénombrement de la *Dynaspidiotus regenieri* (Photo personnelle). Aiguillées de Cèdre infestées par *Dynaspidiotus regenieri* (A) ; Boucliers sur aiguillées de cèdre(B) ; Loupe binoculaire (C) ; Cahier de dénombrement(D) ; dénombrement de la cochenille (E).



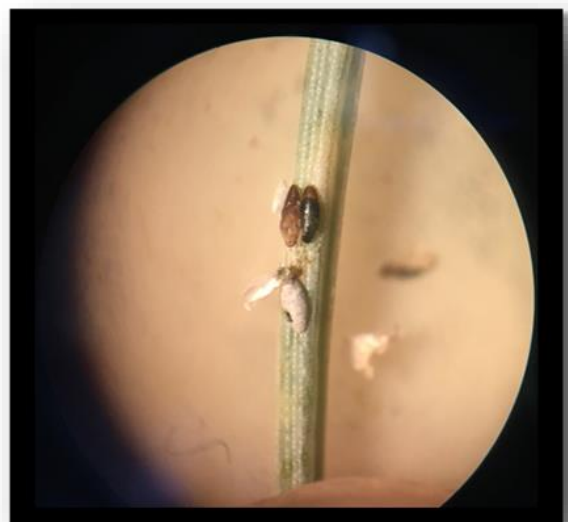
L1 mobile



L 2



Nymphe



Pronymphe



Femelle pondeuse



Femelle adulte



Mâle

Figure 20 : Différents stades de *Dynaspidiotus regnieri* (Photo personnelle).

Chapitre IV :

Résultats

Chapitre IV : Résultats

1. Inventaire systématique

Le dispositif d'échantillonnage appliqué dans les trois stations a permis de recenser 116 espèces d'arthropodes, issues d'un échantillon total de 4051 individus capturés. Les différentes espèces capturées sont classées par ordre systématique (classes, ordres, familles et espèces). L'inventaire des Arthropodes dans le Parc National de Belezma a permis de recenser 116 espèces, distribuées sur 4 classes qui sont les Arachnida, Crustacea, Myriapoda et Insecta, 13 ordres et 65 familles ; Parmi les espèces recensées nous signalons la présence de 4 espèces protégées en Algérie par le décret N°35 du 10 Juin 2012, selon journal officiel de la république algérienne Il s'agit de : *Cataglyphis Bicolor* (Fabricius, 1793) , *Vespula Germanica* (Fabricius, 1793) , *Polistes Gallicus* (Linnaeus, 1761) et *Aporia Crataegi* (Linnaeus, 1758) (Tab. 10) .

Tableau 10 : Liste systématique globale des espèces arthropodiennes inventoriées dans les trois stations.

Classes	Ordres	Familles	Espèces	S1	S2	S3	Total	RA
Arachnida	Aranea	Araneidae	Araneidae sp. ind.	47	61	65	173	Pre
	Scorpiones	Buthidae	<i>Buthus</i> sp.	3	0	0	3	Pre
Crustacea	Isopoda	Armadillidiidae	<i>Armadillidium</i> sp.	4	2	2	8	Pol
Insecta	Blattodea	Blattidae	<i>Blattella Germanica</i> (Linnaeus, 1767)	3	1	1	5	Pol
			<i>Blatta Orientalis</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	1	7	Pre
	Orthoptera	Gryllidae	<i>Gryllus</i> sp.	1	0	1	2	Phy
		Gryllotalpidae	<i>Gryllotalpa Gryllotalpa</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	1	Phy
		Acrididae	<i>Oedipoda</i> sp.	1	1	0	2	Phy
	Coleoptera	Carabidae	<i>Carabus</i> sp.	6	12	13	31	Pre
			<i>Zabrus</i> sp.	0	3	1	4	Pre
			<i>Callistus</i> sp.	13	14	1	28	Pre
			<i>Brachynus</i> sp.	0	13	0	13	Phy
			<i>Chlaenius</i> sp.	0	1	0	1	Pre
		Staphylinidae	<i>Staphylinus</i> sp.	8	12	31	51	Pre
			<i>Ocypus</i> sp.	3	1	10	14	Pre
		Histeridae	<i>Hister</i> sp.	0	1	0	1	Pre
		Cleridae	<i>Trichodes</i> sp.	8	15	5	28	Phy
		Buprestidae	<i>Capnodis Tenebrionus</i> (Linnaeus, 1761)	35	16	15	66	Phy
			<i>Capnodis</i> sp.	26	102	25	153	Phy
			<i>Ancylocheira</i> sp.	1	0	0	1	Phy
			<i>Chrysobothris</i> sp.	3	1	0	4	Phy

			Buprestidae sp.ind.	6	3	0	9	Phy
		Dermestidae	<i>Anthrenus</i> sp.	3	0	0	3	Sap
			<i>Dermestes</i> sp.	3	6	7	16	Sap
		Mycetophagidae	<i>Mycetophagus</i> sp.	134	105	115	354	Pol
		Anobiidae	<i>Anobiidae</i> sp.ind.	0	23	1	24	Phy
		Oedemeridae	Oedemeridae sp. ind.	1	0	0	1	
		Pyrochoridae	Pyrochoridae sp.ind.	2	4	6	12	Phy
		Meloidae	<i>Mylabris</i> sp.	1	1	1	3	Cop
		Tenebionidae	<i>Timarcha</i> sp.	5	6	1	12	Pol
		Scarabaeidae	<i>Cetonia</i> sp.	4	2	1	7	Phy
			<i>Aphodius</i> sp.	5	4	0	9	Sap
			<i>Geotrupes</i> sp.	0	2	1	3	Sap
			<i>Gymnopleurus</i> sp.	1	8	33	42	Sap
			<i>Onthophagus</i> sp,	0	11	8	19	Sap
			<i>Scarabaeus Saecer</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	1	Sap
		Cerambycidae	<i>Chatharis</i> sp.	0	17	0	17	Sap
			Cyrambycidae sp.ind.	4	1	1	6	Phy
			<i>Chrysomela</i> sp.	2	5	1	8	Phy
			Chrysomelidae sp.ind.	5	3	1	9	Phy
		Curculionidae	<i>Polydrosus</i> sp.	1	0	1	2	Phy
			<i>Hylobius</i> sp.	0	3	0	3	Phy
			<i>Scolytus</i> sp.	0	0	2	2	Phy
			<i>Pityogenes</i> sp.	3	0	1	4	Phy
			Curculionidae ind.	3	3	4	10	Phy
		Bruchidae	<i>Bruchus</i> sp.	15	6	0	21	Phy
		Scolytidae	<i>Ips</i> sp.	1	0	0	1	Phy
			<i>Scolytus</i> sp.	0	0	1	1	Phy
		Bastrychidae	Bastrychidae ind.	0	2	0	2	Phy
		Apionidae	<i>Apion</i> sp.	1	0	1	2	Phy
		Elatерidae	Elatерidae sp.ind.	4	0	2	6	Phy

		Coleoptera	Coleoptera sp.ind.	0	0	2	2	Phy
	Diptera	Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp	18	15	19	52	Pol
		Asilidae	<i>Asilus</i> sp	6	6	3	15	Pre
			Asilidae sp.ind.	4	2	8	14	Pre
		Syrphidae	<i>Eristalis</i> sp	0	4	0	4	Pol
			<i>Syrphus</i> sp	18	24	6	48	
		Drosophilidae	<i>Drosophila</i> sp	18	65	48	131	Pol
		Muscidae	<i>Musca</i> sp	10	16	14	40	Sap
			Muscidae sp.ind	53	33	35	121	Pol
		Calliphoridae	<i>Calliphora vicina</i> (Robineau-Desvoidy)	1	5	7	13	Pol
			<i>Lucilia Ceasar</i> (Linnaeus, 1758)	12	29	11	52	Pol
		Sarcophagidae	<i>Sarcophaga</i> sp.	68	61	49	178	Sap
			<i>Scatophaga</i> sp.	2	0	0	2	Cop
		Tachinidae	<i>Tachinus</i> sp.	152	56	71	279	Pol
		Culicidae	Culicidae sp.ind.	16	2	6	24	Pol
		Bombyliodae	<i>Bombylus</i> sp.	6	0	0	6	Pre
		Biobonidae	<i>Bibio</i> sp .	7	0	1	8	Phy
		Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.	0	0	2	2	Sap
		Tephritidae	Tephritidae ind.	1	1	1	3	Phy
		Dipterae	Dipterae sp.ind.	2	3	15	20	Pol
	Hemiptera	Cercopidae	Cercopidae sp.ind.	0	5	4	9	Phy
		Cicadidae	<i>Cicadella</i> sp.	0	3	4	7	Phy
		Issidae	<i>Issus</i> sp.	2	2	1	5	Phy
	Heteroptera	Pentatomidae	Pentatomidae sp.ind.	1	0	1	2	Phy
		Coreidae	Coreidae sp. ind.	2	0	0	2	Phy
		Lygaeidae	<i>Lygaeus Militaris</i>	0	0	3	3	Phy
		Pyrrhocoridae	<i>Pyrrhocoris Apteris</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	1	3	Phy
		Tingidae	<i>Tingis</i> sp.	0	0	1	1	Phy
		Miridae	<i>Lygus</i> sp.	0	4	0	4	Phy
	Hymenoptera	Cynipidae	Cynipidae sp.ind.	7	3	7	17	Phy

		Chrysididae	<i>Chrysis Viridula</i> (Linnaeus, 1761)	0	4	0	4	Par
			<i>Chrysis</i> sp.	2	7	1	10	Par
			<i>Pheidole pallidula</i> (Nylander, 1849)	28	11	17	56	Pre
			<i>Aphenogaster</i> sp.	29	52	24	105	Phy
		Formicidae	<i>Messor Barbara</i> (Linnaeus, 1767)	2	4	0	6	Phy
			<i>Monomorium Salamonis</i> (Linnaeus, 1767)	24	22	24	70	Phy
			<i>Camponotus Barbaricus</i> (Emery, 1905)	34	17	2	53	Pre
			<i>Tapinoma nigerinum</i>	0	0	1	1	Pre
			<i>Camponotus</i> sp.	216	18	46	280	Pre
			<i>Cataglyphis Bicolor</i> (Fabricius, 1793) *	103	198	81	382	Pre
		Pompilidae	<i>Anoplius</i> sp.	24	70	4	98	Pre
			Pompilidae sp.ind.	2	0	0	2	Pre
		Vespidae	<i>Vespula Germanica</i> (Fabricius, 1793) *	0	1	0	1	Pre
			<i>Polistes Gallicus</i> (Linnaeus, 1761) *	1	4	7	12	Pre
		Sphecidae	<i>Sphex Maxillosus</i> (Gussakovskij, 1934)	1	4	2	7	Pre
			<i>Ammophila Sabulosa</i> (Linnaeus, 1758)	3	16	6	25	Pre
			<i>Sphex</i> sp.	6	10	3	19	Pre
			Sphecidae sp.ind.	2	0	2	4	Pre
		Apoidae	<i>Halictus</i> sp.	21	36	0	57	Phy
			<i>Xylocopa</i> sp.	0	1	0	1	Phy
			<i>Bombus</i> sp.	3	1	0	4	Phy
			<i>Apis Mellifera</i> (Linnaeus, 1758)	38	41	20	99	Phy
			<i>Apis</i> sp	57	173	24	254	Phy
			Apidae sp1.ind.	13	18	3	34	Phy
			Apidae sp2.ind.	11	3	9	23	Phy
		Cynipidae	<i>Cynips</i> sp.	5	2	0	7	Par
		Hymenoptera	Hymenoptera ind.	26	23	20	69	Pol
	Lepidoptera	Pieridae	<i>Aporia Crataegi</i> (Linnaeus, 1758) *	0	1	0	1	Phy
			Pieridae sp.ind.	4	0	0	4	Phy
		Noctuidae	Noctuidae sp.ind.	15	9	11	35	Phy

		Sphingidae	Sphingidae sp. ind.	0	5	1	6	Phy
Myriapoda	Diplopoda	Diplopodae	<i>Myriapoda Diplopoda</i> (Johann Friedrich von Brandt en 1833.	2	4	2	8	Phy
			<i>Myriapoda Chilopoda</i> (Latreille, 1817)	8	8	19	35	Phy
			<i>Myriapoda</i> sp.	1	0	1	2	Ph
	Scolopendromorpha	Scolopendridae	<i>Scolopendra</i> sp.	0	0	5	5	Pre

S1 : Station 01, S2 : Station 02, S3 : Station 03, RA : régime alimentaire, Phy ; phytophage, Pre : prédateur, Sap : saprophage, Pol : polyphage, Par :

parasite/parasitoïde, Cop : coprophage). * : Espèce protégée par le décret N°35 du 10 Juin 2012, selon journal officiel de la république algérienne

1.1. Importance en nombre d'espèces des ordres d'arthropodes recensés dans le Parc National de Belezma dans les trois stations d'étude

L'étude de la composition des invertébrés révèle une biodiversité significative à travers les ordres et les espèces examinées. Au total, 116 espèces ont été recensées. Les Coléoptères constituent le groupe le plus représenté, avec 37,93 % des espèces inventoriées, suivis des Hyménoptères avec 24,14 % et des Diptères avec 16,38 %. Les autres ordres observés affichent des proportions marginales, chacune inférieure à 10 %, soulignant la prédominance des trois premiers groupes dans l'écosystème étudié (Tab.11).

Tableau11 : Importance des différents ordres d'arthropodes recensés dans les trois stations d'étude.

Ordres	Familles		Espèces	
	Nombre	%	Nombre	%
Scorpiones	1	1,54	1	0,86
Aranea	1	1,54	1	0,86
Diplopoda	1	1,54	3	2,59
Isopoda	1	1,54	1	0,86
Scolopendromorpha	1	1,54	1	0,86
Orthoptera	3	4,62	3	2,59
Blattodea	1	1,54	2	1,72
Heteroptera	6	9,23	6	5,17
Hemiptera	3	4,62	3	2,59
Coleoptera	21	32,31	44	37,93
Hymenoptera	9	13,85	28	24,14
Lepidoptera	3	4,62	4	3,45
Diptera	14	21,54	19	16,38
Totaux	65	100,00	116	100,00

1.2. Statut trophique des arthropodes recensés

L'inventaire réalisé met en évidence une prédominance des espèces phytophages, qui regroupent 58 espèces, représentant 34,94 % de la diversité totale. Les prédateurs constituent le deuxième groupe le plus important, avec 28 espèces et 16,86 %. Les autres catégories trophiques présentent des proportions plus modestes, incluant les Polyphages (14 espèces, 8,43 %), les saprophages (11 espèces, 6,62 %), les parasites (3 espèces, 1,8 %) et les coprophages (2 espèces, 1,2 %). Ces résultats reflètent une diversité fonctionnelle variée au sein des espèces recensées (Fig. 21).

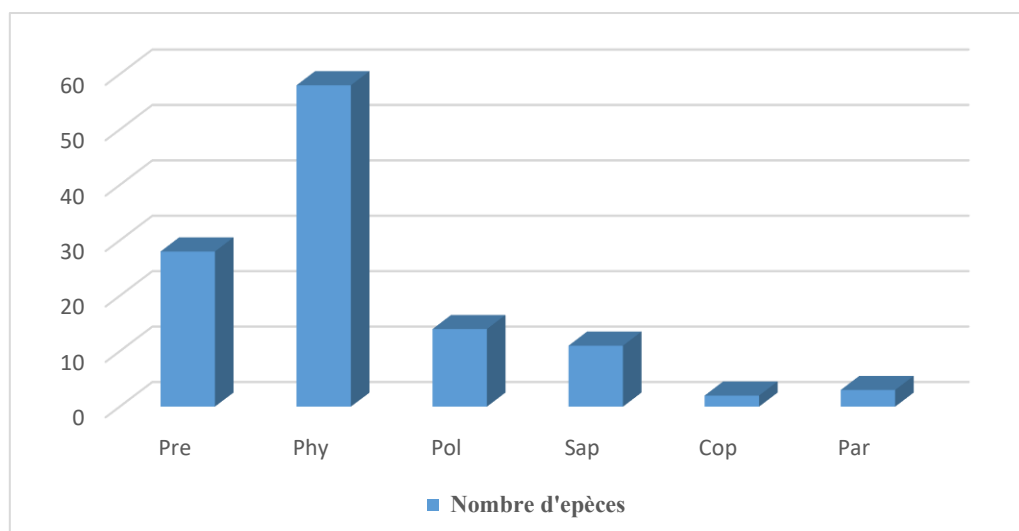


Figure 21 : Nombre de l'importance en espèces des différents statuts trophiques des espèces : (Pol) Polyphages, (Phy) phytophages, (Pre) prédateurs (Par) parasite / parasitoïdes, (Sap) saprophages, (Cop) coprophages.

2. Exploitation des résultats par la qualité d'échantillonnage et par des indices écologiques

2.1. Qualité de l'échantillonnage

La qualité de l'échantillonnage des insectes inventoriés pour les trois stations égale à 2,45 (Tab.12). Où **(a)** est le nombre total des espèces constatées une seule fois et en un seul exemplaire, **(R)** est le nombre total des relevés effectués.

Tableau 12 : Valeurs utilisées pour le calcul de la qualité d'échantillonnage des arthropodes

Paramètres	Résultats
(a)	13
(R)	24
Qualité d'échantillonnage (a / R)	0 ,54

2.2. Exploitation des résultats par des indices écologiques de Composition

2.2.1. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par station

➤ Répartition en fonction des ordres

L'analyse des données des invertébrés échantillonnés dans les trois stations révèle des variations notables en termes de richesse spécifique, d'abondance relative (AR %) et de fréquence d'occurrence (OCC%) (Tab. 12) .

Parmi les Ordre les plus dominants, les Hyménoptères et les Diptères se distinguent par une présence systématique dans toutes les stations (100% d'occurrence) et des taux d'abondance élevés (jusqu'à 46,86% pour les Hyménoptères et 29,16% pour les Diptères), Les Coléoptères sont également bien représentés avec une abondance relative oscillant entre 21,04% et 28,77%, et une occurrence élevée (75% à 91,67%).

En revanche, certains ordres, comme les Scolopendromorphes, montrent une distribution plus restreinte, étant absents dans deux des stations et faiblement représentés (0,49% d'abondance) dans la troisième ; D'autres ordre, tels que les Isopodes et les Orthoptères, affichent une faible abondance et une occurrence limitée ; Les Aranéides (Araignées), quant à elles, sont bien représentées dans toutes les stations, avec une abondance comprise entre 3,22% et 6,40%.

L'analyse comparée entre les stations montre que La station 01 présente une abondance marquée des Hyménoptères (45,10 %) et des Diptères (27,00 %), tandis que la station 02 enregistre une dominance des Coléoptères (25,81 %) et des Hyménoptères (46,86 %). La station 03, bien que caractérisée par une présence importante des Coléoptères (28,77 %) et des Diptères (29,16 %), montre une diminution des Hyménoptères (29,85 %) (Tab. 13).

L'analyse de l'occurrence des différents ordres d'arthropodes dans les trois stations met en évidence des variations significatives dans leur répartition spatiale. Certains groupes, comme les Hyménoptères et les Diptères, affichent une occurrence maximale (100 %) dans toutes les stations. Les Coléoptères, bien que légèrement moins constants, montrent également une large distribution avec une occurrence élevée (> 90. En revanche, certains groupes, tels que les Scorpiones et les Scolopendromorpha, présentent des occurrences nulles ou très faibles, L'ordre Aranea maintient une occurrence relativement homogène entre les stations.

Tableau 13 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des ordres d'arthropode recensés par station.

Ordre	Station 01					Station 02					Station 03				
	S	N	AR%	OCC	Ech	S	N	AR%	OCC	Ech	S	N	AR%	OCC	Ech
Scorpiones	1	3	0,21	16,67	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Aranea	1	47	3,22	83,33	CN	1	61	3,87	66,67	CN	1	65	6,40	83,33	CN
Diplopoda	3	11	0,75	25,00	CM	2	12	0,76	41,67	CM	3	22	2,17	41,67	CM
Isopoda	1	4	0,27	33,33	CM	1	2	0,13	8,33	VA	1	2	0,20	8,33	VA
Scolopendromorpha	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	5	0,49	8,33	VA
Orthoptera	3	3	0,21	25,00	CM	1	1	0,06	8,33	VA	1	1	0,10	8,33	VA
Blattoptera	2	6	0,41	16,67	AC	2	4	0,25	8,33	VA	2	2	0,20	16,67	AC
Heteroptera	3	5	0,34	25,00	CM	1	4	0,25	25,00	CM	4	6	0,59	25,00	CM
Hemiptera	1	2	0,14	16,67	AC	3	10	0,63	16,67	AC	3	9	0,89	33,33	CM
Coleoptera	30	307	21,04	75,00	CN	33	407	25,81	91,67	CN	29	292	28,77	91,67	CN
Hymenoptera	24	658	45,10	100,00	CN	25	739	46,86	100,00	CN	20	303	29,85	100,00	CN
Lepidoptera	2	19	1,30	75,00	CN	3	15	0,95	33,33	CM	2	12	1,18	33,33	CM
Diptera	17	394	27,00	100,00	CN	15	322	20,42	91,67	CN	16	296	29,16	91,67	CN

➤ **Répartition en fonction des familles**

L'étude de la diversité d'invertébré menée dans trois stations révèle des variations significatives dans l'abondance et la fréquence des différentes familles d'insectes. Parmi les familles dominantes, la famille des Formicidae affiche des valeurs particulièrement élevées avec une abondance de 436 individus dans la station 01, 322 dans la station 02 et 195 dans la station 03, soit des fréquences d'occurrence respectives de 91,67 %, 83,33 % et 83,3 %. Cette dominance s'explique par la capacité d'adaptation élevée des fourmis aux variations environnementales.

Les Apoidae sont particulièrement bien représentés, avec 143 individus (100 %) recensés dans la station 01, 273 individus (66,67 %) dans la station 02 et 56 individus (83,3 %) dans la station 03. Cette famille, essentielle à la pollinisation, témoigne d'une activité écologique significative. De même, les Muscidae affichent des effectifs notables, avec 63 individus (83,33 %) dans la station 01, 49 (58,33 %) dans la station 02 et 49 (66,7 %) dans la station 03, soulignant leur présence constante dans l'ensemble des stations (Tab. 14).

En revanche, certaines familles sont faiblement représentées voire absentes. Par exemple, les Buthidae ne sont recensés que dans la station 1 avec 3 individus (16,67 %), tandis qu'ils sont totalement absents dans les deux autres stations. De même, les Scolopendridae sont absents des stations 01 et 02 et n'apparaissent que dans la station 03 avec 05 individus (16,7 %).

L'analyse de l'occurrence des invertébrés dans les trois stations montre une variation significative selon les familles. Certaines, comme les Formicidae et les Apoidae, affichent une occurrence élevée, D'autres, comme les Buthidae et les Scolopendridae, présentent une occurrence nulle ou très faible.

Tableau 14 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des Familles d'arthropode recensés par station.

Famille	Station 01					Station 02					Station 03				
	S	N	AR%	Occ	Ech	S	N	AR%	Occ	Ech	S	N	AR%	Occ	Ech
Araneidae	1	47	3,22	83,33	CN	1	61	3,87	66,67	CN	1	65	6,4	91,7	CN
Buthidae	1	3	0,21	16,67	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Armadillidiidae	1	4	0,27	33,33	CM	1	2	0,13	16,67	AC	1	2	0,2	16,7	AC
Scolopendridae	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	5	0,5	16,7	AC
Diplopodae	3	11	0,75	25,00	CM	2	12	0,76	41,67	CM	3	22	2,2	41,7	CM
Blatidae	2	6	0,41	16,67	AC	2	4	0,25	8,33	VA	2	2	0,2	16,7	AC
Grylidae	1	1	0,07	8,33	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,1	8,3	VA
Gryllotalpidae	1	1	0,07	8,33	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Acrididae	1	1	0,07	8,33	VA	1	1	0,06	8,33	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Pentatomidae	1	1	0,07	8,33	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,1	8,3	VA
Coreidae	1	2	0,14	8,33	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Lygaeidae	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	3	0,3	16,7	AC
Pyrrhocoridae	1	2	0,14	16,67	AC	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,1	8,3	VA
Tingidae	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,1	8,3	VA
Miridae	0	0	0,00	0,00	VA	1	4	0,25	25	CM	0	0	0,0	0,0	VA
Cercopidae	0	0	0,00	0,00	VA	1	5	0,32	8,33	VA	1	4	0,4	16,7	AC
Cicadidae	0	0	0,00	0,00	VA	1	3	0,19	8,33	VA	1	4	0,4	8,3	VA
Issidae	1	2	0,14	16,67	AC	1	2	0,13	8,33	VA	1	1	0,1	8,3	VA
Carabidae	2	19	1,30	33,33	CM	5	42	2,66	83,33	CN	3	14	1,4	58,3	CN
Staphylinidae	2	11	0,75	33,33	CM	2	13	0,82	50,00	CN	2	41	4,0	33,3	CM

Histeridae	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,06	8,33	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Cleridae	1	8	0,55	33,33	CM	1	15	0,95	25,00	CM	1	5	0,5	16,7	AC
Buprestidae	5	71	4,87	50,00	CN	4	122	7,74	58,33	CN	2	40	3,9	58,3	CN
Dermentidae	2	6	0,41	25,00	CM	1	6	0,38	16,67	AC	1	7	0,7	33,3	CM
Mycetophagidae	1	134	9,18	66,67	CN	1	105	6,66	33,33	CM	1	115	11,3	50,0	CN
Anobiidae	0	0	0,00	0,00	VA	1	23	1,46	16,67	AC	1	1	0,1	8,3	VA
Oedemeridae	1	1	0,07	8,33	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Pyrochoridae	1	2	0,14	8,33	VA	1	4	0,25	8,33	VA	1	6	0,6	16,7	AC
Meloidae	1	1	0,07	8,33	VA	1	1	0,06	8,33	VA	1	1	0,1	8,3	VA
Tenebrionidae	1	5	0,34	8,33	VA	1	6	0,38	25,00	CM	1	1	0,1	8,3	VA
Scarabaeidae	3	10	0,69	33,33	CM	6	28	1,78	58,33	CN	4	43	4,2	33,3	CM
Cerambycidae	3	4	0,27	50,00	CN	4	18	1,14	58,33	CN	3	1	0,1	8,3	VA
Curculionidae	3	14	0,96	33,33	CM	2	14	0,89	25,00	CM	4	10	1,0	41,7	CM
Bruchidae	1	15	1,03	25,00	CM	1	6	0,38	16,67	AC	0	0	0,0	0,0	VA
Scolytidae	1	1	0,07	8,33	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,1	16,7	AC
Bastrychidae	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,13	8,33	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Apionidae	1	1	0,07	8,33	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,1	8,3	VA
Elateridae	1	4	0,27	16,67	AC	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,2	8,3	VA
Coleoptera	1	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,2	16,7	AC
Cynipidae	1	7	0,48	16,67	AC	1	3	0,19	33,33	CM	1	7	0,7	8,3	VA
Chrysidae	2	2	0,14	16,67	AC	2	11	0,70	41,67	CM	3	1	0,1	8,3	VA
Formicidae	7	436	29,88	91,67	CN	7	322	20,42	83,33	CN	5	195	19,2	83,3	CN
Pompilidae	2	26	1,78	25,00	CM	1	70	4,44	16,67	AC	1	4	0,4	8,3	VA
Vespidae	1	1	0,07	25,00	CM	2	5	0,32	16,67	AC	1	7	0,7	25,0	CM
Sphecidae	4	12	0,82	25,00	CM	3	30	1,90	66,67	CN	4	13	1,3	41,7	CN

Apoidae	6	143	9,80	100,00	CN	7	273	17,31	66,67	CN	4	56	5,5	83,3	CN
Cynipidae	1	5	0,34	16,67	AC	1	2	0,13	8,33	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Hymenoptera	1	26	1,78	58,33	CN	1	23	1,46	50,00	CN	1	20	2,0	50,0	CN
Pieridae	1	4	0,27	8,33	VA	1	1	0,06	8,33	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Noctuidae	1	15	1,03	66,67	CN	1	9	0,57	16,67	AC	1	11	1,1	41,7	CM
Sphingidae	0	0	0,00	0,00	VA	1	5	0,32	25,00	CM	1	1	0,1	8,3	VA
Tabanidae	1	18	1,23	41,67	CM	1	15	0,95	16,67	AC	1	19	1,9	33,3	CM
Asilidae	2	10	0,69	16,67	AC	2	8	0,51	16,67	AC	2	11	1,1	33,3	CM
Syrphidae	1	18	1,23	41,67	CM	2	28	1,78	33,33	CM	1	6	0,6	16,7	AC
Drosophilidae	1	18	1,23	58,33	CN	1	65	4,12	75,00	CN	1	48	4,7	75,0	CN
Muscidae	2	63	4,32	83,33	CN	2	49	3,11	58,33	CN	2	49	4,8	66,7	CN
Calliphoridae	2	13	0,89	50,00	CN	2	34	2,16	66,67	CN	2	18	1,8	41,7	CM
Sarcophagidae	2	70	4,80	66,67	CN	1	61	3,87	75,00	CN	1	49	4,8	75,0	CN
Tachinidae	1	152	10,42	100,00	CN	1	56	3,55	75,00	CN	1	71	7,0	50,0	CN
Culicidae	1	16	1,10	33,33	CM	1	2	0,13	8,33	VA	1	6	0,6	16,7	AC
Bombyliidae	1	6	0,41	8,33	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,0	0,0	VA
Biobonidae	1	7	0,48	8,33	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,1	8,3	VA
Tipulidae	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,2	8,3	VA
Tephritidae	1	1	0,07	8,33	VA	1	1	0,06	8,33	VA	1	1	0,1	8,3	VA
Dipterae	1	2	0,14	8,33	VA	1	3	0,19	16,67	AC	1	15	1,5	8,3	VA

2.2.2. Richesses totales (S), abondance en nombre (N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par saison.

➤ Répartition en fonction des ordres

L'étude de la diversité des arthropodes selon les saisons révèle des fluctuations marquées dans l'abondance et la composition des communautés. Les données collectées montrent une dominance des Hyménoptères, Coléoptères et Diptères, qui représentent les ordres les plus abondants et largement distribués au fil des saisons.

En hiver, une réduction significative de la diversité et de l'abondance est observée, probablement en raison des conditions climatiques rigoureuses. Malgré cela, les Diptères restent bien représentés avec 328 individus. Les Coléoptères et Hyménoptères, bien que moins nombreux qu'en été, maintiennent une présence significative,

Avec l'arrivée du printemps et de l'été, on observe une augmentation drastique du nombre d'individus et de la diversité des espèces. Les Hyménoptères atteignent leur pic d'abondance en été (749 individus, 48,26 % d'abondance relative), Les Coléoptères, représentant 387 individus en été (35,60 %), En automne, la diversité reste relativement élevée, mais une réduction progressive du nombre d'individus est enregistrée, particulièrement chez les Diptères et les Hyménoptères, qui affichent une décroissance en réponse aux changements climatiques et aux ressources disponibles (Tab. 15).

Les groupes moins abondants, comme les Scorpiones, Isopodes, et Scolopendromorphes, montrent une distribution saisonnière plus hétérogène. Par exemple, les Scorpiones sont totalement absents en hiver et en automne, alors que leur présence est enregistrée au printemps et en été, reflétant leur préférence pour des conditions plus chaudes et sèches.

L'analyse des occurrences des différents ordres d'arthropodes révèle une dominance marquée des Hymenoptera, Diptera et Coleoptera, avec des occurrences maximales tout au long des saisons, atteignant 100 % en certaines périodes. L'abondance saisonnière varie, avec un pic au printemps et en été pour ces groupes. À l'inverse, des ordres tels que Scorpiones, Scolopendromorpha et Isopoda présentent des occurrences faibles ou nulles selon les saisons

Tableau 15 : Variation globale de la richesse totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des ordres d'arthropode recensés par saison.

Ordre	Hiver					Printemps					Eté					Automne				
	S	N	AR%	Occ	Ech	S	N	AR%	Occ	Ech	S	N	AR%	Occ	Ech	S	N	FA	Occ	Ech
Scorpiones	0	0,00	0,00	0,00	VA	0,00	0	0,00	0,00	VA	1,00	3	0,28	22,2	CM	0	0	0	0	VA
Aranea	1	80,00	7,01	88,89	CN	1,00	60	3,87	100,00	CN	1,00	25	2,30	88,89	CN	1	8	2,96	44,44	CM
Diplopoda	3	9,00	0,79	55,56	CN	1,00	1	0,06	11,11	AC	1,00	1	0,09	11,11	AC	1	34	12,59	66,67	CN
Isopoda	1	3,00	0,26	0,00	VA	0,00	0	0,00	0,00	VA	1,00	3	0,28	22,22	AC	1	2	0,74	0,00	VA
Scolopendromorpha	1	4,00	0,35	33,33	CM	1,00	1	0,06	0,00	VA	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Orthoptera	2	3,00	0,26	33,33	CM	1,00	1	0,06	11,11	AC	1,00	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Blattoptera	2	9,00	0,79	33,33	CM	2,00	3	0,19	22,22	AC	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Heteroptera	3	4,00	0,35	33,33	CM	5,00	9	0,58	44,44	CM	1,00	1	0,09	11,11	AC	1	1	0,37	33,33	CM
Hemiptera	3	15,00	1,31	44,44	CM	1,00	1	0,06	11,11	AC	1,00	1	0,09	11,11	AC	1	4	1,48	22,22	AC
Coleoptera	24	243,00	21,28	77,78	CN	28,00	335	21,59	100,00	CN	26,00	387	35,60	100,00	CN	11	41	15,19	77,78	CN
Hymenoptera	19	426,00	37,30	88,89	CN	21,00	749	48,26	100,00	CN	19,00	438	40,29	100,00	CN	15	87	32,22	100,00	CN
Lepidoptera	2	18,00	1,58	66,67	CN	4,00	9	0,58	44,44	CM	1,00	8	0,74	55,56	CN	2	11	4,07	44,44	CM
Diptera	14	328,00	28,72	100,00	CN	13,00	383	24,68	100,00	CN	12,00	219	20,15	100,00	CN	12	82	30,37	88,89	CN

➤ Répartition en fonction des familles

L'analyse des arthropodes selon les saisons révèle des variations significatives d'abondance et de diversité, influencées par les conditions climatiques. La famille des Araneidae se distingue par une forte abondance, atteignant 80 individus en hiver et un total de 173 sur l'année, tandis que les Diplopodae enregistrent un pic en automne avec 34 individus. Les Buprestidae et Mycetophagidae montrent également des fluctuations marquées, avec un maximum de 120 individus en hiver pour les premiers et un pic estival de 199 individus pour les seconds.

Certaines familles, comme les Buthidae, Scolopendridae, et Histeridae, affichent une faible présence, voire une absence totale lors de certaines saisons, indiquant une sensibilité aux variations environnementales. L'été favorise l'émergence des Carabidae et des Mycetophagidae, tandis que l'hiver semble plus propice aux Araneidae et aux Buprestidae. Ces variations traduisent une forte influence des facteurs abiotiques, tels que la température et l'humidité, sur la répartition des arthropodes (Tab. 16).

L'analyse des occurrences des familles selon les saisons met en évidence une variabilité significative dans la distribution et l'abondance des espèces. Par exemple, les Formicidae affichent une forte occurrence en été et en automne (100 % et 55,56 %). À l'inverse, certaines familles comme les Buthidae et les Gryllotalpidae montrent une absence complète dans certaines saisons.

Tableau 16 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des familles d'arthropode recensés par saison.

Famille	Hiver					Printemps					Eté					Automne				
	S	N	AR%	Occ	Ech	S	N	AR%	Occ	Ech	S	N	AR%	Occ	Ech	S	N	AR%	Occ	Ech
Araneidae	1	80	7,01	88,89	CN	1	60	3,88	100	CN	1	25	2,29	88,89	CN	1	8	2,95	44,44	CM
Buthidae	0	0,00	0,00	0,00	VA	0,00	0	0,00	0,00	VA	1,00	3	0,27	22,22	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Armadillidiidae	1	3,00	0,26	33,33	CM	0,00	0	0,00	0,00	VA	1,00	3	0,27	33,33	CM	1	2	0,74	22,22	AC
Scolopendridae	1	4,00	0,35	11,11	AC	1,00	1	0,06	11,11	AC	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Diplopodae	3	9,00	0,79	55,56	CN	1,00	1	0,06	11,11	AC	1,00	1	0,09	11,11	AC	1	34	12,55	66,67	CN
Blatidae	2	9,00	0,79	33,33	CM	2,00	3	0,19	22,22	AC	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Grylidae	1	2,00	0,18	22,22	AC	0,00	0	0,00	0,00	VA	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Gryllotalpidae	0	0,00	0,00	0,00	VA	1,00	1	0,06	11,11	AC	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Acrididae	1	1,00	0,09	0,00	VA	0,00	0	0,00	0,00	VA	1,00	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Pentatomidae	0	0,00	0,00	0,00	VA	1,00	2	0,13	22,22	AC	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Coreidae	0	0,00	0,00	0,00	VA	1,00	2	0,13	11,11	AC	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Lygaeidae	1	2,00	0,18	11,11	AC	1,00	1	0,06	11,11	AC	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Pyrrhocoridae	1	1,00	0,09	11,11	AC	1,00	1	0,06	11,11	AC	1,00	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Tingidae	1	1,00	0,09	11,11	AC	0,00	0	0,00	0,00	VA	0,00	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Miridae	0	0	0,00	0,00	VA	1	3	0,19	22,22	AC	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,37	11,11	AC
Cercopidae	1	5	0,44	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	4	1,48	22,22	AC
Cicadidae	1	7	0,61	22,22	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Issidae	1	3	0,26	22,22	AC	1	1	0,06	11,11	VA	1	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Carabidae	3	31	2,72	77,78	CN	3	8	0,52	44,44	CM	3	32	2,93	55,56	CN	2	6	2,21	22,22	AC
Staphylinidae	2	41	3,59	55,56	CN	2	7	0,45	33,33	CM	0	0	0,00	0,00	VA	2	17	6,27	55,56	CN
Histeridae	1	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Cleridae	0	0	0,00	0,00	VA	1	11	0,71	22,22	AC	1	17	1,55	77,78	CN	0	0	0,00	0,00	VA

Buprestidae	3	120	10,52	44,44	CM	4	50	3,24	55,56	CN	3	60	5,48	100,00	CN	2	3	1,11	22,22	AC
Dermestidae	2	11	0,96	55,56	CN	1	3	0,19	11,11	AC	1	3	0,27	0,00	VA	1	2	0,74	11,11	AC
Mycetophagidae	1	3	0,26	11,11	AC	1	145	9,39	66,67	CN	1	199	18,19	100,00	CN	0	0	0,00	0,00	VA
Anobiidae	0	0	0,00	0,00	VA	1	24	1,55	33,33	CM	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Oedemeridae	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,06	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Pyrochoridae	0	0	0,00	0,00	VA	1	11	0,71	33,33	CM	1	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Meloidae	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,13	22,22	AC	1	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Tenebionidae	1	7	0,61	22,22	AC	1	2	0,13	22,22	AC	0	0	0,00	0,00	VA	1	3	1,11	0,00	VA
Scarabaeidae	2	6	0,53	22,22	AC	4	51	3,30	66,67	CN	4	24	2,19	77,78	CN	0	0	0,00	0,00	VA
Cerambycidae	2	7	0,61	44,44	CM	3	6	0,39	44,44	CM	3	25	2,29	55,56	CN	1	2	0,74	22,22	AC
Curculionidae	3	4	0,35	33,33	CM	1	3	0,19	22,22	AC	3	13	1,19	55,56	CN	1	1	0,37	11,11	AC
Bruchidae	1	9	0,79	33,33	CM	1	9	0,58	11,11	AC	1	3	0,27	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Scolytidae	1	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Bastrychidae	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,18	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Apionidae	6	1	0,09	11,11	AC	1	1	0,06	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Elateridae	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	6	0,55	33,33	CM	0	0	0,00	0,00	VA
Coleoptera	1	1	0,09	11,11	AC	1	1	0,06	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Cynipidae	1	13	1,14	22,22	AC	1	4	0,26	33,33	CM	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Chrysidae	2	12	1,05	55,56	CN	4	113	7,31	88,89	CN	3	40	3,66	100,00	CN	3	10	3,69	33,33	CM
Formicidae	4	13	1,14	55,56	CN	4	491	31,78	88,89	CN	6	269	24,59	100,00	CN	7	19	7,01	55,56	CN
Pompilidae	2	98	8,59	55,56	CN	1	2	0,13	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Vespidae	1	1	0,09	22,22	AC	2	8	0,52	22,22	AC	1	4	0,37	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Sphecidae	3	10	0,88	33,33	CM	3	19	1,23	33,33	CM	3	15	1,37	77,78	CN	3	11	4,06	44,44	CM
Apidae	6	278	24,36	88,89	CN	5	103	6,67	100,00	CN	5	81	7,40	77,78	CN	3	17	6,27	55,56	CN
Cynipidae	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	7	2,58	33,33	CM
Hymenoptera	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,13	22,22	AC	1	36	3,29	88,89	CN	1	31	11,44	100,00	CN
Pieridae	0	0	0,00	0,00	VA	2	5	0,32	33,33	CM	0	0	0,00	44,44	CM	0	0	0,00	0,00	VA

Noctuidae	1	14	1,23	55,56	CN	1	3	0,19	22,22	AC	1	8	0,73	0,00	VA	1	10	3,69	44,44	CM
Sphingidae	1	4	0,35	22,22	AC	1	1	0,06	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	1	1	0,37	11,11	AC
Tabanidae	1	9	0,79	44,44	CM	1	31	2,01	44,44	CM	1	7	0,64	11,11	AC	1	5	1,85	22,22	AC
Asilidae	2	21	1,84	55,56	CN	2	7	0,45	22,22	AC	1	1	0,09	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA
Syrphidae	1	33	2,89	33,33	CM	1	1	0,06	11,11	VA	2	9	0,82	33,33	CM	1	9	3,32	44,44	CM
Drosophilidae	1	17	1,49	55,56	CN	1	45	2,91	77,78	CN	1	53	4,84	88,89	CN	1	16	5,90	55,56	CN
Muscidae	2	42	3,68	33,33	CM	2	77	4,98	88,89	CN	1	35	3,20	66,67	CN	2	7	2,58	44,44	CM
Calliphoridae	2	22	1,93	33,33	CM	1	15	0,97	66,67	CN	2	25	2,29	88,89	CN	1	3	1,11	22,22	AC
Sarcophagidae	1	33	2,89	66,67	CN	1	73	4,72	88,89	CN	1	62	5,67	77,78	CN	1	12	4,43	33,33	CM
Tachinidae	1	130	11,39	88,89	CN	1	106	6,86	100,00	CN	1	27	2,47	88,89	CN	1	16	5,90	44,44	CN
Culicidae	1	13	1,14	22,22	AC	1	9	0,58	44,44	CM	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,74	11,11	AC
Bombyliidae	1	6	0,53	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Biobonidae	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	8	2,95	22,22	AC
Tipulidae	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,74	11,11	AC
Tephritidae	0	0	0,00	0,00	VA	1	3	0,19	22,22	AC	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Dipterae	1	2	0,18	11,11	AC	1	16	1,04	33,33	CM	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,74	11,11	AC

2.2.3. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par type de pièges

➤ Répartition en fonction des ordres

L'analyse du tableau 17 met en évidence une grande variabilité dans la composition et l'abondance des différents ordres d'arthropodes selon les pièges PT, PC et PS. Les Hyménoptères dominent largement avec une abondance relative de 44,12 % (PT), 31,11 % (PC) et 48,20 % (PS), ainsi qu'une occurrence élevée dépassant 80 % dans toutes les catégories, Les Diptères et les Coléoptères suivent cette tendance avec des proportions également élevées, respectivement 19,70 % et 26,74 % en PT, démontrant leur forte représentation dans l'écosystème échantillonné. Les Coléoptères, bien qu'en diminution entre PT (26,74 %) et PS (17,34 %), Enfin, les Hétéroptères et les Lépidoptères présentent des valeurs plus équilibrées entre les pièges, bien que les Lépidoptères soient plus fréquents en PT (28 individus, 1,00 %) qu'en PC et PS, les ordres tels que Scolopendromorpha, Isopoda et Orthoptera présentent des abondances extrêmement faibles, voire nulles dans certains pièges, une variation marquée est observée entre les catégories.

Les Hyménoptères et les Coléoptères dominent en fréquence d'occurrence dans tous les pièges, atteignant respectivement 91,67 % et 94,44 % pour le premier type de piège (PT). Les Diptères suivent de près avec une présence élevée (88,89 %), À l'inverse, certains ordres comme les Scolopendromorphes et les Isopodes présentent une occurrence très faible voire nulle dans certains types de pièges.

Tableau 17 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des ordres d'arthropode recensés par type de piège,

Ordre	PT					PC					PS				
	S	N	AR%	OCC	Ech	S	N	AR%	OCC	Ech	S	N	AR%	OCC	Ech
Scorpiones	1	2,00	0,07	75,00	CN	1	1	0,12	2,78	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Aranea	1	147,00	5,26	2,78	VA	1	13	1,60	22,22	AC	1	13	2,93	19,44	AC
Diplopoda	3	37,00	1,32	16,67	AC	1	3	0,37	2,78	VA	2	5	1,13	8,33	VA
Isopoda	1	6,00	0,21	5,56	VA	0	0	0,00	0,00	VA	1	2	0,45	5,56	VA
Scolopendromorpha	1	5,00	0,18	30,56	CM	0	0	0,00	0,00	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Orthoptera	2	3,00	0,11	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	2	2	0,45	5,56	VA
Blattoptera	2	9,00	0,32	13,89	AC	0	0	0,00	0,00	VA	1	3	0,68	5,56	VA
Heteroptera	4	8,00	0,29	11,11	AC	0	0	0,00	0,00	VA	3	7	1,58	11,11	AC
Hemiptera	3	19,00	0,68	19,44	AC	2	2	0,25	5,56	VA	0	0	0,00	0,00	VA
Coleoptera	37	748,00	26,74	94,44	CN	26	181	22,35	61,11	CN	5	77	17,34	44,44	CM
Hymenoptera	26	1234,00	44,12	91,67	CN	20	252	31,11	80,56	CN	11	214	48,20	86,11	CN
Lepidoptera	4	28,00	1,00	36,11	CM	2	13	1,60	22,22	AC	1	5	1,13	11,11	VA
Diptera	15	551,00	19,70	88,89	CN	15	345	42,59	80,56	CN	7	116	26,13	75,00	CN

➤ Répartition en fonction des familles

L'analyse des données collectées met en évidence une diversité taxonomique notable parmi les groupes d'arthropodes étudiés. Les Formicidae se distinguent par leur abondance avec 720 individus (26,50 %), suivis des Apoidae (236 individus, 8,69 %) et des Mycetophagidae (244 individus, 8,98 %) (Tab. 18).

Le piège PT se caractérise par une forte prédominance des Formicidae (720 individus, 26,50 %). À l'inverse, le piège PC présente une diversité plus équilibrée, avec une présence significative des Mycetophagidae (244 individus, 8,98 %) et des Apoidae (236 individus, 8,69 %), ce qui pourrait indiquer une préférence de ces groupes pour ce type de

piégeage. Enfin, le piège PS se distingue par une distribution plus restreinte et des abondances globalement plus faibles.

Les Formicidae se distinguent par leur occurrence élevée, atteignant 75 % en PT, 2,8 % en PC, et 47,2 % en PS, De même, les Apoidae affichent des occurrences élevées, avec 69,4 % en PT, 5,6 % en PC, et 58,3 % en PS, En revanche, plusieurs familles présentent des occurrences très faibles voire nulles dans certaines catégories, témoignant d'une distribution plus restreinte. Par exemple, les Coreidae, Gryllotalpidae, Pyrrhocoridae, Scolytidae, et Miridae enregistrent des occurrences nulles dans plusieurs contextes, suggérant leur rareté ou leur absence dans ces environnements spécifiques

Tableau 18 : Variation globale des richesses totales (S), abondance en nombre (N), l'abondance relatives (AR%) et la fréquence d'occurrence (OCC%) des familles d'arthropode recensés par type de piège.

Famille	PT					PC					PS				
	S	N	AR%	OCC	Ech	S	N	AR%	OCC	Ech	S	N	AR%	OCC	Ech
Araneidae	1	147,00	5,41	72,2	CN	1	13	1,60	2,8	VA	1	13	2,93	22,2	AC
Buthidae	1	2,00	0,07	2,8	VA	1	1	0,12	2,8	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Armadillidiidae	1	6,00	0,22	16,7	AC	0	0	0,00	0,0	VA	1	2	0,45	0,0	VA
Scolopendridae	1	5,00	0,18	8,3	VA	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	5,6	VA
Diplopodae	3	37,00	1,36	30,6	CM	1	3	0,37	2,8	VA	2	5	1,13	8,3	VA
Blatidae	2	9,00	0,33	13,9	AC	0	0	0,00	0,0	VA	1	3	0,68	5,6	VA
Grylidae	1	2,00	0,07	8,3	VA	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Gryllotalpidae	0	0,00	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA	1	1	0,23	2,8	VA
Acrididae	1	1,00	0,04	2,8	VA	0	0	0,00	0,0	VA	1	1	0,23	2,8	VA
Pentatomidae	1	1,00	0,04	2,8	VA	0	0	0,00	0,0	VA	1	1	0,23	2,8	VA
Coreidae	0	0,00	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA	1	2	0,45	5,6	VA
Lygaeidae	1	3,00	0,11	8,3	VA	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Pyrrhocoridae	1	3,00	0,11	8,3	VA	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Tingidae	1	1,00	0,04	2,8	VA	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Miridae	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA	1	4	0,90	8,3	VA
Cercopidae	1	8	0,29	11,1	AC	1	1	0,12	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Cicadidae	1	7	0,26	5,6	VA	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Issidae	1	4	0,15	8,3	VA	1	1	0,12	8,3	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Carabidae	5	67	2,47	44,4	CM	1	5	0,62	5,6	VA	2	5	1,13	16,7	AC

Staphylinidae	2	58	2,13	27,8	CM	1	2	0,25	2,8	VA	1	5	1,13	11,1	AC
Histeridae	0	0	0,00	0,0	VA	1	1	0,12	16,7	AC	0	0	0,00	0,0	VA
Cleridae	1	9	0,33	16,7	AC	1	14	1,73	30,6	CM	1	5	1,13	11,1	AC
Buprestidae	4	196	7,21	5,6	VA	5	29	3,58	16,7	AC	3	8	1,80	16,7	AC
Dermestidae	1	6	0,22	11,1	AC	2	7	0,86	25,0	CM	2	6	1,35	11,1	AC
Mycetophagidae	1	244	8,98	38,9	CM	1	82	10,12	5,6	VA	1	28	6,31	0,0	VA
Anobiidae	1	17	0,63	8,3	VA	1	7	0,86	2,8	VA	0	0	0,00	22,2	AC
Oedemeridae	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA	1	1	0,23	2,8	VA
Pyrochoridae	1	9	0,33	8,3	VA	1	3	0,37	5,6	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Meloidae	1	1	0,04	2,8	VA	1	2	0,25	11,1	AC	0	0	0,00	0,0	VA
Tenebrionidae	1	10	0,37	16,7	AC	1	1	0,12	11,1	AC	1	1	0,23	2,8	VA
Scarabaeidae	6	73	2,69	30,6	CM	3	7	0,86	13,9	AC	1	1	0,23	5,6	VA
Cerambycidae	4	31	1,14	5,6	VA	2	6	0,74	11,1	AC	3	3	0,68	8,3	VA
Curculionidae	5	14	0,52	27,8	CM	2	3	0,37	8,3	VA	1	4	0,90	5,6	VA
Bruchidae	1	8	0,29	22,2	AC	1	7	0,86	5,6	VA	1	6	1,35	8,3	VA
Scolytidae	0	0	0,00	0,0	VA	2	2	0,25	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Bastrychidae	1	2	0,07	2,8	VA	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Apionidae	1	1	0,04	2,8	VA	1	1	0,12	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Elateridae	0	0	0,00	0,0	VA	1	2	0,25	2,8	VA	1	4	0,90	5,6	VA
Coleoptera	1	2	0,07	5,6	VA	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Cynipidae	1	2	0,07	0,0	VA	1	8	0,99	0,0	VA	1	7	1,58	5,6	VA
Chrysidae	4	151	5,56	16,7	AC	1	19	2,35	50,0	CN	3	5	1,13	5,6	VA
Formicidae	6	720	26,50	75,0	CN	4	45	5,56	2,8	VA	4	27	6,08	47,2	CM

Pompilidae	1	72	2,65	16,7	AC	1	22	2,72	2,8	VA	1	6	1,35	2,8	VA
Vespidae	1	1	0,04	2,8	VA	2	4	0,49	27,8	CM	1	8	1,80	11,1	AC
Sphecidae	3	20	0,74	27,8	CM	4	15	1,85	47,2	CM	4	20	4,50	19,4	AC
Apoidae	7	236	8,69	69,4	CN	5	112	13,83	5,6	VA	6	124	27,93	58,3	CN
Cynipidae	1	3	0,11	5,6	VA	1	2	0,25	30,6	CM	1	2	0,45	5,6	VA
Hymenoptera	1	29	1,07	33,3	CM	1	25	3,09	0,0	VA	1	15	3,38	25,0	CM
Pieridae	2	5	0,18	5,6	VA	0	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA
Noctuidae	1	18	0,66	27,8	CM	1	12	1,48	19,4	AC	1	5	1,13	11,1	AC
Sphingidae	1	5	0,18	8,3	VA	1	1	0,12	16,7	AC	0	0	0,00	2,8	VA
Tabanidae	1	33	1,21	13,9	AC	1	17	2,10	16,7	AC	1	2	0,45	2,8	VA
Asilidae	2	11	0,40	11,1	AC	2	13	1,60	11,1	AC	2	5	1,13	11,1	AC
Syrphidae	2	37	1,36	25,0	CM	1	12	1,48	36,1	CM	1	3	0,68	5,6	VA
Drosophilidae	1	86	3,17	50,0	CN	1	29	3,58	2,8	VA	1	16	3,60	16,7	AC
Muscidae	2	12	0,44	44,4	CM	2	51	6,30	30,6	CM	2	18	4,05	19,4	AC
Calliphoridae	2	37	1,36	47,2	CM	2	17	2,10	41,7	CM	2	11	2,48	16,7	AC
Sarcophagidae	2	107	3,94	47,2	CM	1	61	7,53	41,7	CM	1	12	2,70	22,2	AC
Tachinidae	1	141	5,19	55,6	CN	1	103	12,72	16,7	AC	1	35	7,88	38,9	CM
Culicidae	1	5	0,18	5,6	VA	1	15	1,85	2,8	VA	1	4	0,90	5,6	VA
Bombyliidae	0	0	0,00	0,0	VA	1	4	0,49	5,6	VA	1	2	0,45	5,6	VA
Biobonidae	0	0	0,00	0,0	VA	1	5	0,62	0,0	VA	1	3	0,68	2,8	VA
Tipulidae	1	0	0,00	0,0	VA	0	0	0,00	0,0	VA	1	2	0,45	5,6	VA
Tephritidae	1	2	0,07	2,8	VA	0	0	0,00	0,0	VA	1	1	0,23	0,0	VA
Dipterae	0	0	0,00	0,0	VA	1	18	2,22	0,0	VA	1	2	0,45	2,8	VA

2.3. Exploitation des résultats par des indices écologiques de structure

2.3.1. Diversité des peuplements par station

Les données analysées proviennent de trois stations ainsi que d'une mesure globale portant sur divers paramètres, probablement en lien avec une étude écologique ou environnementale. L'indice de diversité de Shannon (H'), couramment utilisé pour évaluer la diversité spécifique, présente une variation modérée entre les stations, avec des valeurs allant de 4,97 (Station 01) à 5,3 pour la mesure globale. Ces résultats suggèrent une diversité relativement stable, avec une légère augmentation lorsqu'on considère l'ensemble des stations.

L'indice de diversité maximale théorique ($H'_{\max}$) fluctue entre 6,38 et 6,86, mettant en évidence un potentiel de diversité supérieur à celui réellement observé. De son côté, l'indice d'équitabilité (E) varie entre 76,93 et 80,72 indiquant une répartition relativement homogène des espèces ou unités analysées. La valeur la plus élevée (80,72 à la Station 03) suggère une distribution plus équilibrée des individus entre les stations, tandis que la valeur la plus basse (76,93 à la Station 01) pourrait refléter une légère dominance de certaines espèces (Tab. 19).

Tableau : 19 Indice de Shannon (H'), Diversité maximale ($H'_{\max}$) et équitabilité (E) des peuplements recensés dans les 3 stations d'étude

Paramètre	Station 01	Station 02	Station 03	Global
H'	4,97	5,1	5,15	5,3
$H'_{\max}$	6,46	6,44	6,38	6,86
E	76,93	79,19	80,72	77,26

2.3.2. Diversité des peuplements par saison

Le tableau 20 révèle une variabilité spatio-temporelle des paramètres de biodiversité, probablement influencée par les conditions saisonnières et les caractéristiques propres à chaque station, l'indice de diversité de Shannon (H'), la diversité maximale possible ($H'_{\max}$) et l'équitabilité (E , exprimée en pourcentage).

Le paramètre H' , indicateur de diversité, varie selon les stations et les saisons, avec des valeurs généralement plus élevées en hiver et en été pour la Station 01 et la Station 03, tandis que la Station 02 affiche une diversité relativement stable.

Hmax, qui représente la diversité maximale théorique, suit une tendance similaire, atteignant des valeurs maximales en hiver et au printemps pour la majorité des stations. Quant à l'indice d'équitabilité (E %), il révèle une distribution plus homogène en automne pour la Station 02 (87,91 %) et un équilibre moindre au printemps pour la Station 01 (62,6 %).

Tableau 20 : Paramètres de diversité et équitabilité des peuplements d'arthropodes dans les 3 stations. (H') indice de Shannon, (H' max) diversité maximale, (E) indice d'équitabilité, selon les saisons.

Paramètre	Station 01			
	Automne	Hiver	Printemps	Été
H'	4,16	4,67	3,9	4,39
H'max	5,21	6,23	6,23	6,25
E (%)	79,85	74,96	62,6	70,24
Paramètre	Station 02			
	Automne	Hiver	Printemps	Été
H'	4,58	4,17	4,32	4,44
H'max	5,21	6,04	6,15	6,15
E (%)	87,91	69,04	70,24	72,2
Paramètre	Station 03			
	Automne	Hiver	Printemps	Été
H'	3,61	4,63	4,43	4,42
H'max	4,86	5,86	6,09	6,07
E (%)	74,28	79,01	72,74	72,82

2.3.3. Diversité des peuplements par type de piège utilisé

Les données analysées mettent en évidence les performances comparatives de trois types de dispositifs de collecte (Pot Barber, Piège coloré et Piège coloré suspendu) dans trois stations distinctes en termes de diversité (H'), de diversité maximale théorique (H'max) et d'équitabilité (E). (Tab .21).

La méthode du Pot Barber présente des valeurs relativement élevées de H', indiquant une bonne diversité spécifique, avec une valeur totale de 5,02. Le Piège coloré affiche des valeurs légèrement plus faibles mais homogènes entre les stations, avec un H' total de 4,90.

En revanche, le Piège coloré suspendu montre une variabilité marquée, avec un H' atteignant 4,87 dans la station 1 mais chutant à 3,2 dans la valeur totale.

Concernant $H'_{\max}$, qui représente la diversité maximale possible, les valeurs sont relativement similaires entre les méthodes, mais légèrement plus élevées pour Pot Barber (6,64). L'équitabilité (E), qui mesure la répartition des individus entre les espèces, est globalement élevée dans la plupart des cas (>70

Tableau 21 : Indice de diversité (H'), Diversité maximale ($H'_{\max}$) et équitabilité (E) des peuplements recensés en fonction des types de piège dans les trois stations d'étude.

	Station 01			Station 02			Station 03			Total		
	H'	$H'_{\max}$	E	H'	$H'_{\max}$	E	H'	$H'_{\max}$	E	H'	$H'_{\max}$	E
Pot Barber (PT)	4,43	6,04	73,3	4,89	6,21	78,74	4,82	6	80,3	5,02	6,64	75,54
Piège coloré (PC)	4,66	5,58	83,5	4,57	5,39	84,79	4,47	5,43	82,3	4,90	5,91	82,95
Piège coloré suspendus (PS)	4,87	5,64	86,4	4,5	5,29	85,07	4,34	4,7	92,3	5,23	6,1	85,73

2.3.4. Diversité des peuplements par mois

Le tableau 18 présente une analyse des paramètres écologiques mensuels, incluant l'indice de diversité de Shannon (H'), la diversité maximale théorique ($H'_{\max}$), et l'équitabilité (E). Les résultats mettent en évidence une variation saisonnière significative (Tab. 22).

L'équitabilité est maximale en octobre ($E = 91,13\%$), indiquant une répartition plus homogène des espèces. L'indice H' atteint son pic en août ($H' = 4,71$), suggérant une diversité élevée à cette période, bien que la diversité maximale théorique soit observée en mars ($H'_{\max} = 5,91$). En revanche, le mois de mai montre une équitabilité et une diversité relativement faibles ($E = 69,49\%$, $H' = 3,44$), reflétant une domination potentielle de certaines espèces.

Tableau 22 : Indice de diversité (H'), Diversité maximale ($H'_{\max}$) et équitabilité (E) des peuplements recensés en fonction des mois dans la région d'étude.

Mois	H'	$H'_{\max}$	E
Janvier	4,53	5,13	88,30
Février	3,67	4,39	83,60
Mars	4,47	5,91	75,63
Avril	4,29	5,36	80,04
Mai	3,44	4,95	69,49
Juin	4,25	5,75	73,91
Juillet	3,96	5,32	74,44
Aout	4,71	5,36	87,87
Septembre	4,44	5,39	82,37
Octobre	3,8	4,17	91,13
Novembre	4,53	5,04	89,88
Décembre	3,91	4,39	89,07

2.3.5. Diversité des peuplements par catégorie trophique

Les données présentées permettent d'évaluer la structure des communautés biologiques selon différents groupes fonctionnels (phytophages, prédateurs, polyphages, saprophages, parasites et coprophages) à travers trois stations (Station 01, Station 02, Station 03) l'indice de diversité de Shannon (H'), la diversité maximale théorique ($H'_{\max}$) et l'équitabilité (E). (Tab .23).

L'indice de diversité de Shannon (H') montre une richesse élevée pour les phytophages (H' entre 3,73 et 4,40) et modérée pour les prédateurs (H' entre 2,95 et 3,33), alors que les autres groupes affichent des diversités limitées, reflétant une répartition inégale des espèces. L'indice d'homogénéité (E) indique une meilleure répartition des espèces chez les phytophages et les prédateurs, contrastant avec la faible équitabilité observée chez les parasites et les coprophages.

Tableau 23 : Indice de Shannon (H') et indice d'équitabilité (E) du peuplement d'arthropodes recensé selon le statut trophique.

Indices	R. A.	Station 01	Station 02	Station 03	Total
H'	Phytophage	4,40	3,73	4,32	4,30
	Prédateur	2,95	3,06	3,30	3,33
	Polyphage	2,59	2,91	2,84	2,76
	Saprophage	1,13	2,35	2,09	2,23
	Parasite	0,86	0,42	0	1,49
	Coprophage	0,92	0,92	0	0,97
H max	Phytophage	5,43	5,25	5,29	5,86
	Prédateur	4,46	4,64	4,46	4,81
	Polyphage	3,70	3,81	3,70	3,81
	Saprophage	2,58	3,17	2,81	3,46
	Parasite	1	1,58	0	1,58
	Coprophage	1	/	0	1,00
E	Phytophage	81,02	71,12	82	73
	Prédateur	66,26	68,55	74	69
	Polyphage	70,01	76,31	77	72
	Saprophage	43,53	74,19	74	64
	Parasite	86,31	26,21	/	94
	Coprophage	91,83	/	/	97

3. Modalités de répartition suivants A.F.C et A.C.P

Les résultats obtenus sont soumis à une analyse statistique suivante : Analyse factorielle des correspondances selon les stations, les saisons climatiques type de pièges et analyse en composantes principales.

3.1. Analyse factorielle des correspondances (A.F.C) pour les différentes stations, saisons et types de pièges

Cette analyse vise à étudier la répartition des taxons biologiques à travers les trois stations en utilisant l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC). Le diagramme illustre la distribution des stations (en rouge) et des taxons (en bleu) sur deux axes principaux expliquant la variance totale des données : le premier axe (Dim1) avec 77,7 %, qui représente la principale différence entre les stations, et le deuxième axe (Dim2) avec 22,3 %, qui met en évidence les variations secondaires.

Le diagramme montre que les stations Station 01 et Station 02 sont proches, indiquant une forte similarité dans leur composition biologique (Ordres), tandis que Station 03 est relativement éloignée, ce qui reflète une différence dans la distribution des espèces. En ce qui concerne les Coleoptera (coléoptères), Diptera (diptères) et Lepidoptera (lépidoptères) sont regroupés près du centre, ce qui indique leur présence relativement équilibrée entre toutes les stations. En analysant les relations entre les stations et les ordres, on observe que station 03 est proche de Aranea et Heteroptera, ce qui indique leur abondance dans cette station. Station 01 se distingue par la présence de Hymenoptera et Blattoptera, tandis que station 02 montre une forte association avec Coleoptera, soulignant leur prédominance dans cette station (Fig. 22).

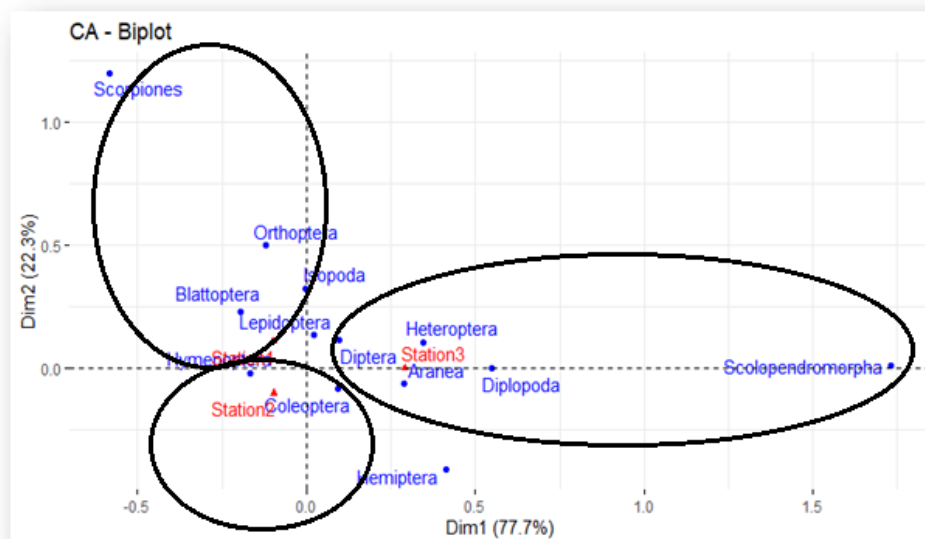


Figure 22 : Carte factorielle des correspondances (A.F.C.) des ordres recensés selon les stations.

Cette analyse vise à étudier la variation saisonnière de la distribution des ordres d'insectes en utilisant l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC). Le premier axe (Dim1) explique une grande partie de la variance (69,8 %), reflétant une différence significative entre les saisons, tandis que le deuxième axe (Dim2) explique une proportion moindre (20,5 %), indiquant des variations secondaires. Les ordres Coleoptera et Hymenoptera sont fortement associés à l'été, tandis que Diplopoda est lié à l'automne, suggérant des préférences écologiques distinctes. En revanche, des ordres tels qu'Orthoptera, Blattoptera et Scolopendromorpha (Fig. 23) se répartissent en hiver et au printemps, présentant des modèles de distribution similaires. De plus, Scorpiones montre une présence limitée à une période spécifique, indiquant une adaptation particulière. Ces résultats soulignent que chaque saison est caractérisée par des groupes d'insectes spécifiques.

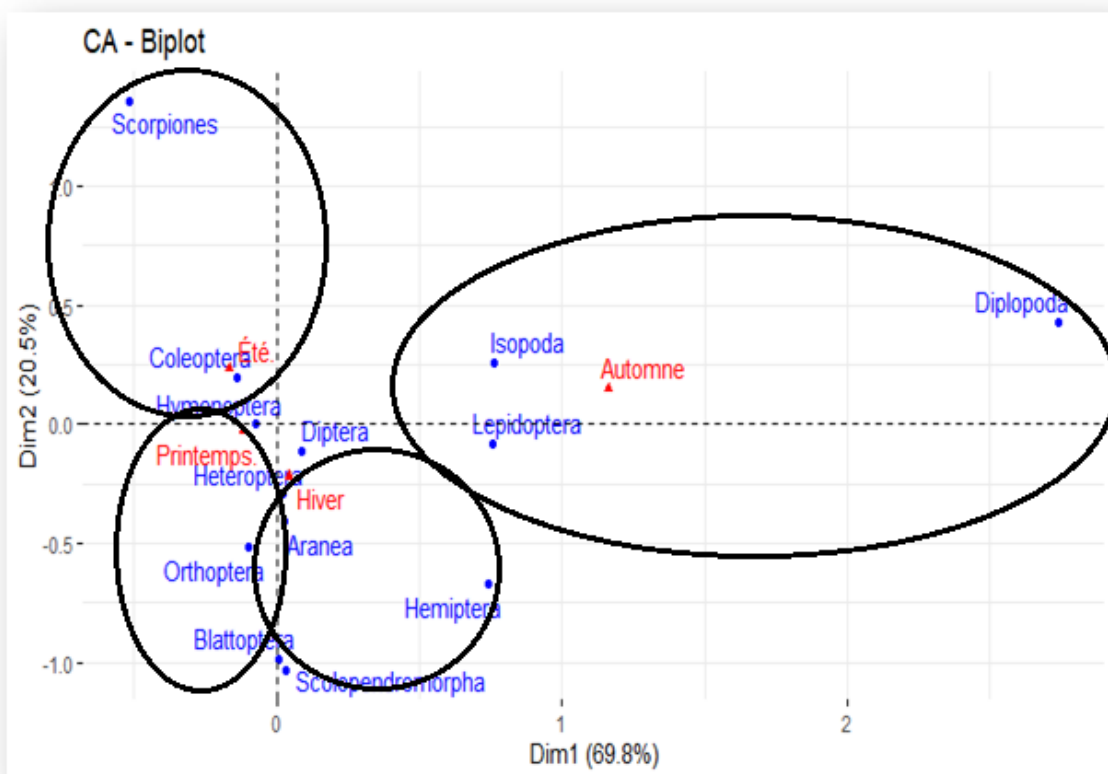


Figure 23 : Carte factorielle des correspondances (A.F.C.) des ordres recensés selon les saisons.

Ce graphique, issu de l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC), illustre la relation entre les différents ordres d'arthropodes (en bleu) et les types de pièges utilisés (en rouge). La première dimension (Dim1) explique environ 80 % de la variance, tandis que la deuxième dimension (Dim2) en explique 20 %, indiquant que la première dimension est la plus déterminante dans la variabilité des données. Le piège suspendu (PS) est positionné en haut de la deuxième dimension, ce qui suggère qu'il capture principalement des espèces associées aux niveaux supérieurs de l'environnement, comme les Hétéroptères et les Orthoptères. Les pièges trappes (PT) sont proches des Coléoptères et des Hyménoptères, indiquant leur efficacité pour ces groupes (Fig. 24). En revanche, les pièges colorés (PC) sont situés près des Diptères et des Lépidoptères, reflétant leur attractivité pour les insectes volants sensibles aux couleurs.

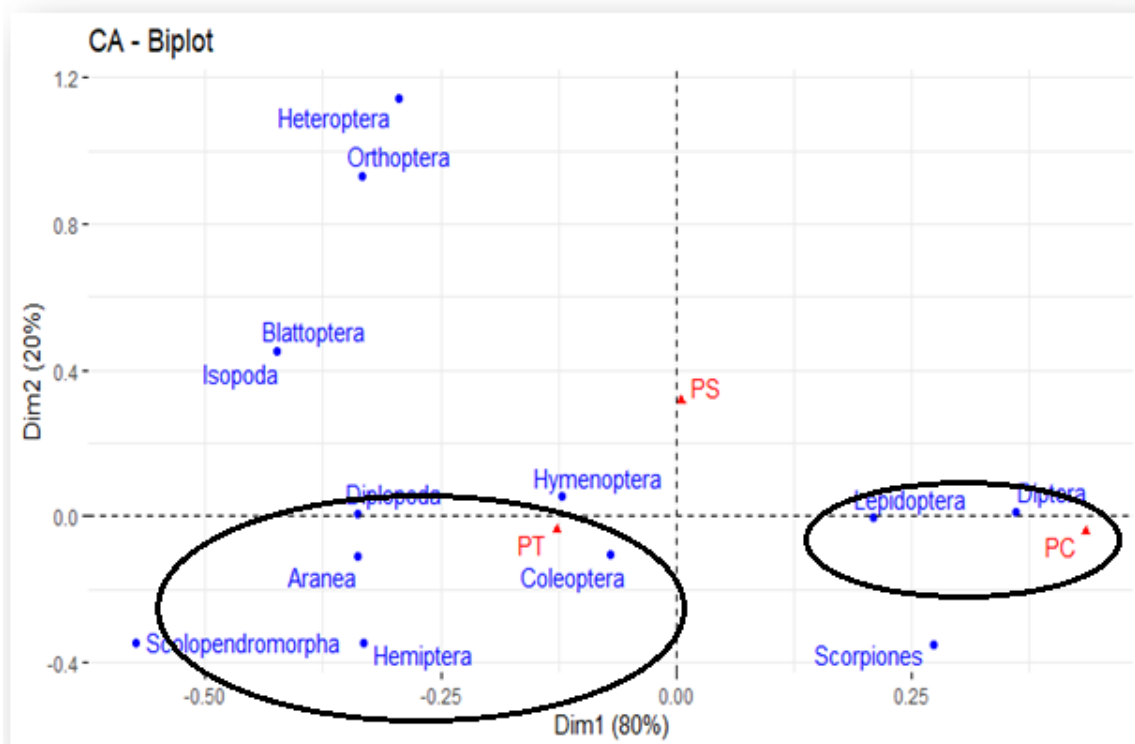


Figure 24 : Carte factorielle des correspondances (A.F.C.) des ordres recensés selon les types de piège.

3.2. Analyse en composantes principales (A.C.P.)

L'analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée en se basant sur les effectifs des différents ordres d'invertébrés recensés d'une part et la variable espace (stations), temps (Saison) et piégeage de l'autre part.

L'analyse en composantes principales (ACP) révèle une forte similarité entre les trois stations, fortement corrélées et alignées sur la première composante principale (Dim 1), qui explique 96,60 % de la variance des données. Cette dominance indique que la répartition des ordres d'insectes est globalement homogène entre les stations, avec une influence majeure des ordres les plus abondants (Hymenoptera, Diptera et Coleoptera). La deuxième composante principale (Dim 2), expliquant seulement 2,96 % de la variance, joue un rôle négligeable, suggérant que les différences entre les stations sont minimales (Fig. 25).

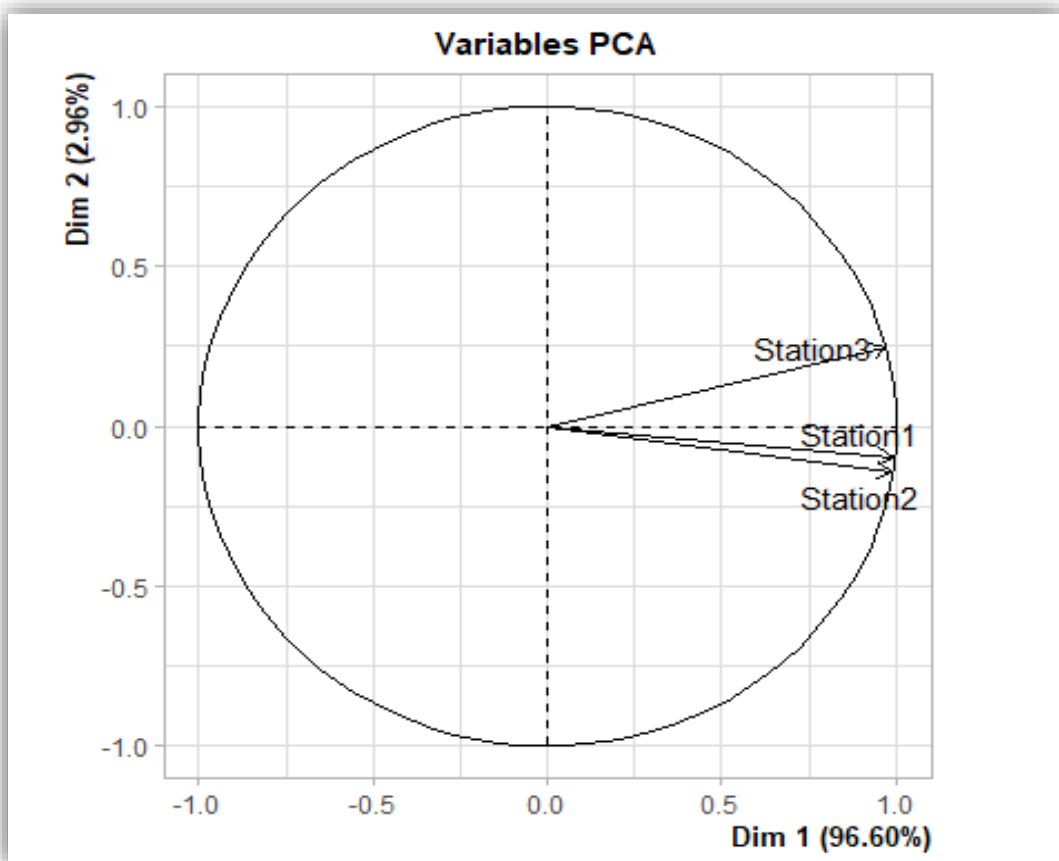


Figure 25 : Analyse des composantes principales (ACP) appliquée à la composition d'arthropodes dans les trois stations d'étude.

L'analyse en composantes principales (ACP) reflète la distribution des ordres d'arthropodes à travers les saisons. L'analyse en composantes principales (ACP) reflète la distribution des ordres d'arthropodes à travers les saisons. La contribution des ordres et des saisons pour la construction des axes a donné un taux d'inertie égal à 94,5%. Le graphique montre que les quatre saisons sont orientées vers la droite, suggérant une similarité importante dans leur influence sur la distribution des ordres. On observe une proximité entre le printemps (Printemps) et l'été (Été), indiquant une répartition comparable des ordres, notamment les Hyménoptères, Coléoptères et Diptères, qui affichent une abondance élevée durant ces saisons. En revanche, l'automne (Automne) est marqué par une forte présence des Diplopodes. L'hiver (Hiver), quant à lui, se distingue par une proportion relativement élevée d'Aranéides. à contribution des ordres et des saisons pour la construction des axes a donné un taux d'inertie égale à 94,5%. Le graphique montre que les quatre saisons sont orientées vers la droite, suggérant une similarité importante dans leur influence sur la distribution des ordres. On observe une proximité entre le printemps (Printemps) et l'été (Été), indiquant une répartition comparable des ordres, notamment les Hyménoptères, Coléoptères et Diptères, qui affichent une abondance élevée durant ces saisons. En revanche, l'automne (Automne) est marqué par une forte présence des Diplopodes. L'hiver (Hiver), quant à lui, se distingue par une proportion relativement élevée d'Aranéides (Fig. 26).

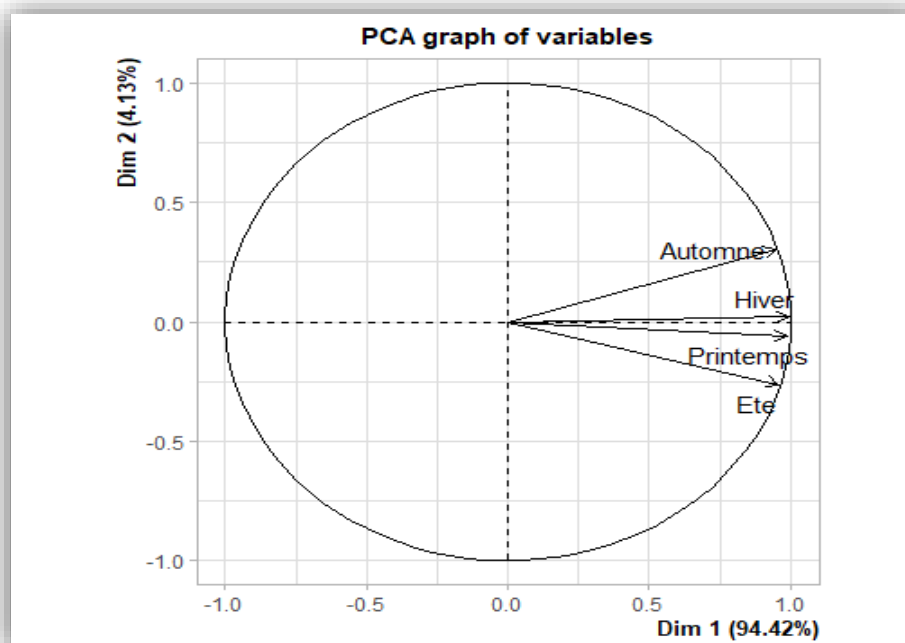


Figure 26 : Analyse des composantes principales (ACP) appliquée à la composition d'arthropodes recensés selon les saisons climatiques.

L'analyse en composantes principales (ACP) montre que la première dimension (Dim 1) explique la majeure partie de la variance (93,41 %), indiquant une forte influence du type de piège sur la distribution des taxons. La figure révèle que les pièges au sol (PT) sont les plus efficaces pour capturer les Hyménoptères, et les Coléoptères ce qui reflète leur activité proche du sol. Les pièges colorés (PC) attirent principalement les Diptères, suggérant une forte réponse aux stimuli visuels. Quant aux pièges suspendus (PS), ils sont particulièrement efficaces pour capturer les Hyménoptères et les Diptères, indiquant une préférence de certaines espèces pour des hauteurs plus élevées (Fig. 27).

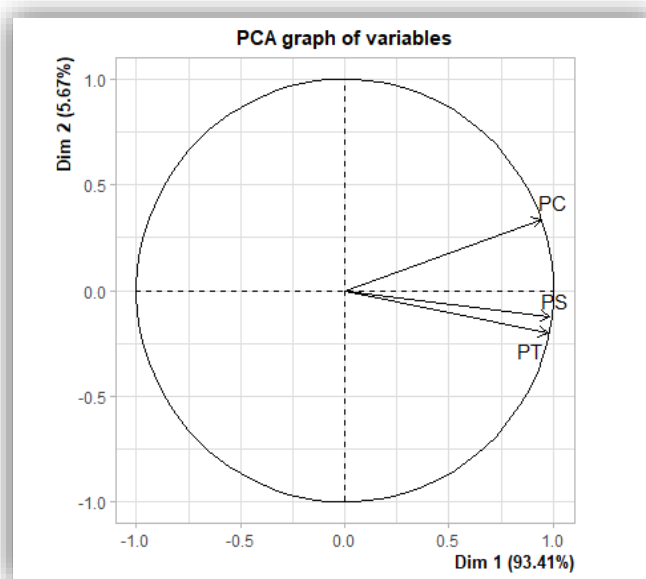


Figure 27 : Analyse des composantes principales (ACP) appliquée à la composition d'arthropodes recensés selon les types de pièges.

3.3 Similitude spatio- temporelle des peuplements étudiés

Le diagramme de Venn fournit une représentation visuelle claire de la répartition des 116 espèces d'invertébrés recensées dans trois stations écologiques distinctes, mettant en évidence les relations entre les différentes communautés d'espèces présentes dans chacune d'elles. La station 01 (S1) contient 11 espèces uniques, la station 02 (S2) en comprend 13, et la station 03 (S3) 08 espèces uniques, reflétant une variation de la diversité biologique.

Les données montrent 09 espèces communes entre S 01 et S 02, 10 entre S 01 et S 03, et 07 entre S 02 et S 03. Il existe également 59 espèces communes entre les trois stations (Fig. 28).

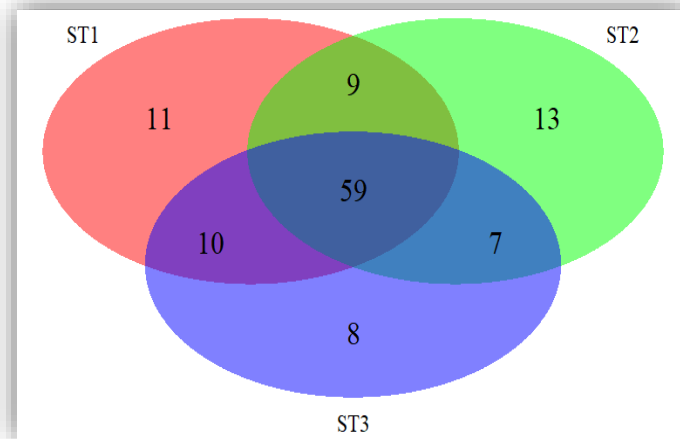


Figure 28 : Diagramme de Venn montrant les espèces d'invertébrés inventoriés dans les trois stations d'étude.

Le diagramme de Venn ci-dessus met en évidence la répartition des espèces d'invertébrés recensées au cours des différentes périodes d'étude. Il permet d'identifier les espèces exclusives à chaque période ainsi que celles communes à plusieurs périodes. L'analyse du diagramme de Venn montre une répartition des espèces selon les saisons : Automne, Printemps, Été et Hiver ; Les données révèlent que l'été renferme le plus grand nombre d'espèces uniques (11), tandis que l'hiver n'a enregistré aucun type unique. L'automne a été caractérisé par trois types uniques et le printemps par un seul type. Il a également été constaté qu'il y a des espèces communes entre les saisons : 05 types entre l'automne et le printemps, 03 entre l'automne et l'été, 05 entre l'hiver et le printemps, 11 entre l'hiver et l'été, et 10 entre le printemps et l'été. De plus, 21 espèces communes ont été identifiées au cours de toutes les saisons (Fig. 29).

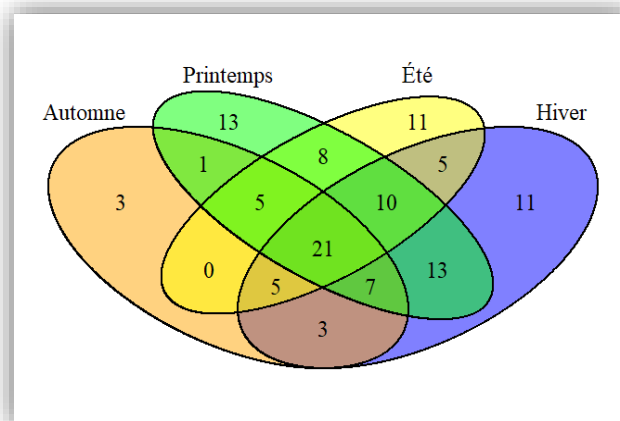


Figure 29 : Diagramme de Venn montrant les espèces d'invertébrés inventoriés pendant les périodes d'étude.

Les intersections des cercles du diagramme de Venn indiquent les espèces partagées entre différents types de pièges, ce qui permet d'évaluer leur efficacité relative. Un chevauchement important suggère que certaines espèces sont capturées indépendamment du type de piège, traduisant une large distribution ou une forte abondance. La distribution des espèces montre que le piège trappe (PT) présente le nombre le plus élevé d'espèces uniques, avec 28 espèces. En revanche, les pièges colorés (PC) et le piège suspendu (PS) ne contiennent que 5 espèces uniques. Quant aux espèces communes, PT et PC partagent 14 espèces, tandis que PT et PS partagent 13 espèces, ce qui reflète la présence de conditions environnementales similaires soutenant ces espèces. D'un autre côté, un lien plus faible entre PC et PS apparaît, où ils ne partagent que 6 espèces, indiquant des différences environnementales ou des facteurs affectant la distribution des espèces entre ces deux groupes. De plus, 45 espèces communes ont été enregistrées entre les trois groupes, reflétant la présence d'une base environnementale commune soutenant cette diversité (Fig. 30).

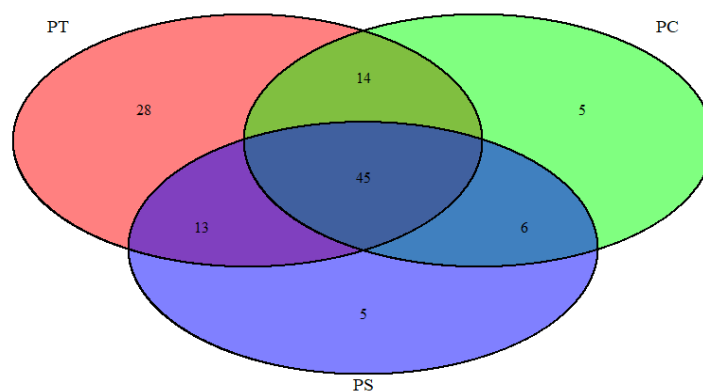


Figure 30 : Diagramme de Venn montrant les espèces d'invertébrés inventoriés selon le type de pièges.

4. Dynamique des populations de *Dynaspidiotus regnieri*

4.1. Dynamique globale des populations de *Dynaspidiotus regnieri*

La description des fluctuations des différentes phases de développement de *Dynaspidiotus regnieri* sur des aiguilles de Cèdre d'Atlas est réalisée dans deux stations d'étude. Les histogrammes mentionnés illustrent ces fluctuations au cours de l'année.

➤ Fluctuations des larves du premier stade

L'analyse des données met en évidence une dynamique saisonnière marquée, caractérisée par des variations importantes entre les deux stations. Les valeurs sont faibles de janvier à mars, avec une augmentation marquée en avril pour S1. En été, les deux stations enregistrent des pics importants, notamment en juillet pour S2 (32 %) et en août pour S1 (27 %). Après cette période, les pourcentages diminuent progressivement en automne et restent faibles en hiver, sauf une légère remontée pour S1 en octobre.

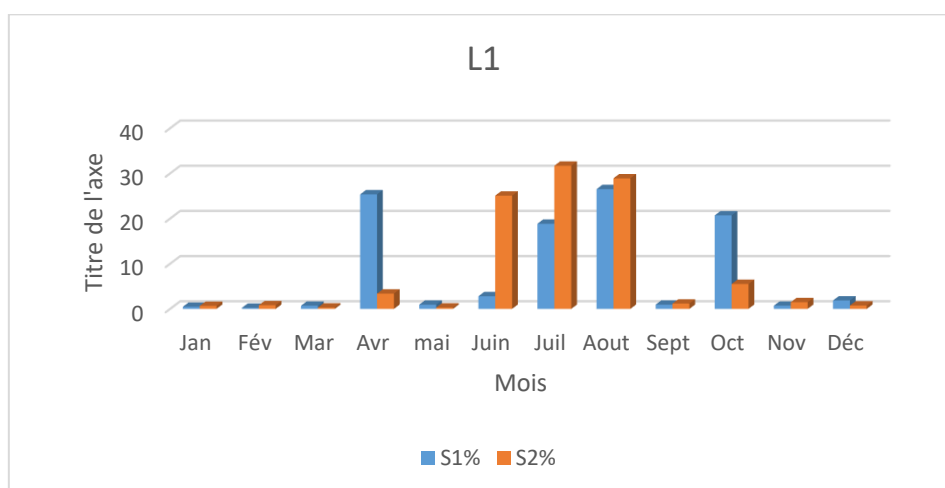


Figure 31 : Evolution des pourcentages du stade L₁ de *Dynaspidiotus regnieri* dans les deux stations d'étude.

➤ Fluctuations des larves de deuxième stade

Les larves du deuxième stade apparaissent logiquement après le premier stade, en fonction de la durée du développement larvaire ; Les fluctuations des larves L2 dépendent directement des conditions favorisant le développement des L1.

L'évolution des pourcentages du stade L2 de *Dynaspidiotus regnieri* montre des fluctuations importantes en lien avec les saisons et les conditions écologiques des deux stations

d'étude. Le pourcentage maximal est observé au mois d'août, atteignant 30,67. En revanche, le pourcentage minimal se situe au mois de mai, avec seulement 0,84 %, de juin à août, on observe une augmentation progressive, culminant en été. À partir de septembre, une diminution significative s'amorce, avec des pourcentages variants entre 3 % et 8 % durant l'automne et l'hiver (Fig. 32).

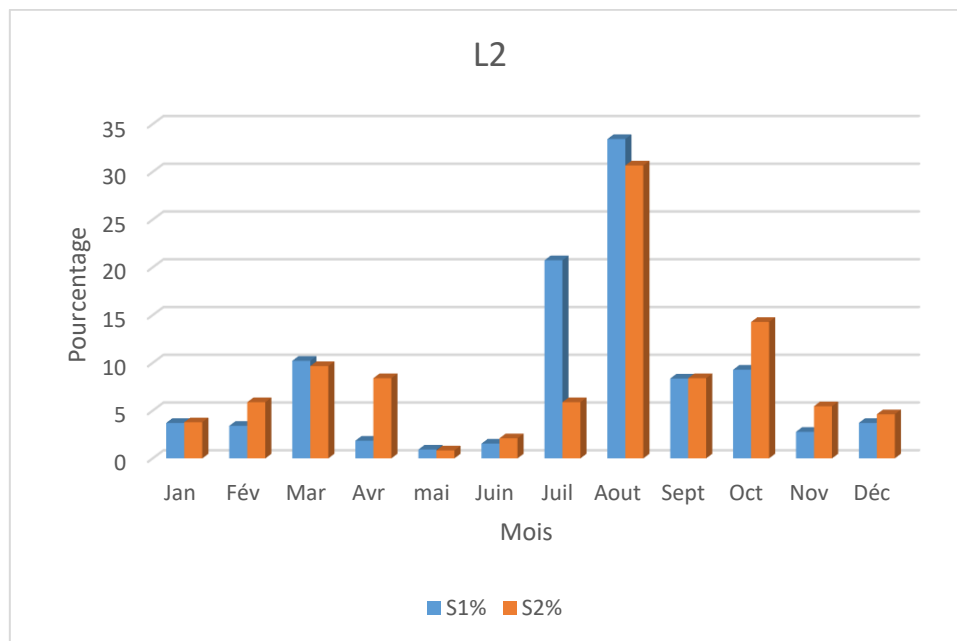


Figure 32 : Evolution des pourcentages du stade L₂ de *Dynaspidiotus regnieri* dans les deux stations d'étude.

➤ Fluctuation des jeunes femelles

L'analyse des variations mensuelles des pourcentages de S1 et S2 révèle des fluctuations notables. En particulier, S1 atteint son pic en septembre (37,30 %), suivi d'août (22,22 %) et d'octobre (12,69 %), suggérant une augmentation marquée durant la fin de l'été et le début de l'automne. À l'inverse, S2 connaît une hausse importante en avril (35,08 %), en juillet (22,81 %) et en septembre (10,53 %), indiquant des dynamiques différentes par rapport à S1. Certains mois, comme février et juin, montrent des valeurs nulles pour S2, alors que S1 reste présent à des niveaux faibles (Fig. 33).

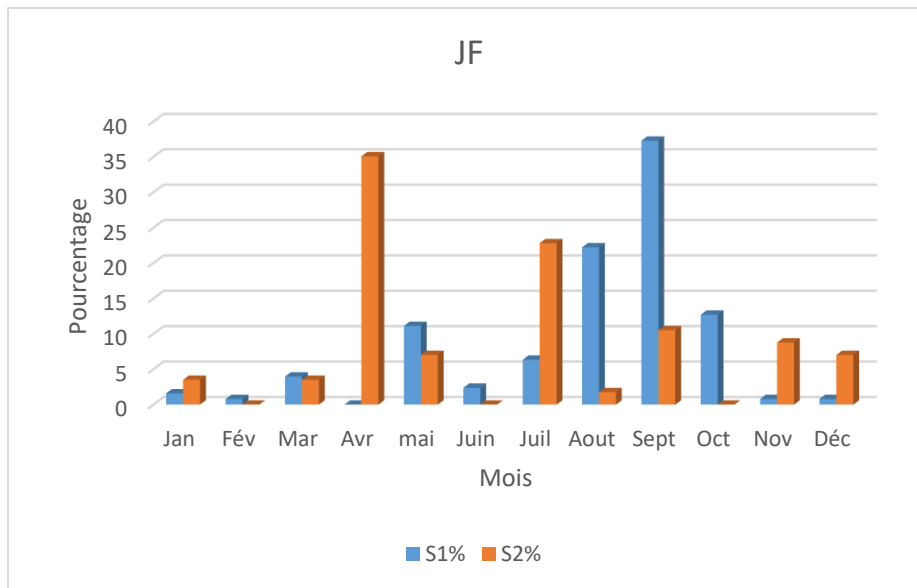


Figure 33 : Evolution des pourcentages du stade Jeune Femelles de *Dynaspidiotus regnieri* dans les deux stations d'étude.

➤ Fluctuation des femelles

L'évolution des pourcentages du stade Femelles (F) de *Dynaspidiotus regnieri* révèle des variations saisonnières étroitement liées aux cycles biologiques de l'espèce et aux conditions écologiques des deux stations d'étude.

Les mois de mai, juillet et août enregistrent les taux les plus élevés, avec un pic en juillet pour S1% (34%) et en août pour S2% (40%). En revanche, certains mois comme janvier, février et juin affichent des valeurs nulles ou très faibles, indiquant une absence ou une présence minimale des femelles durant ces périodes. (Fig. 34)

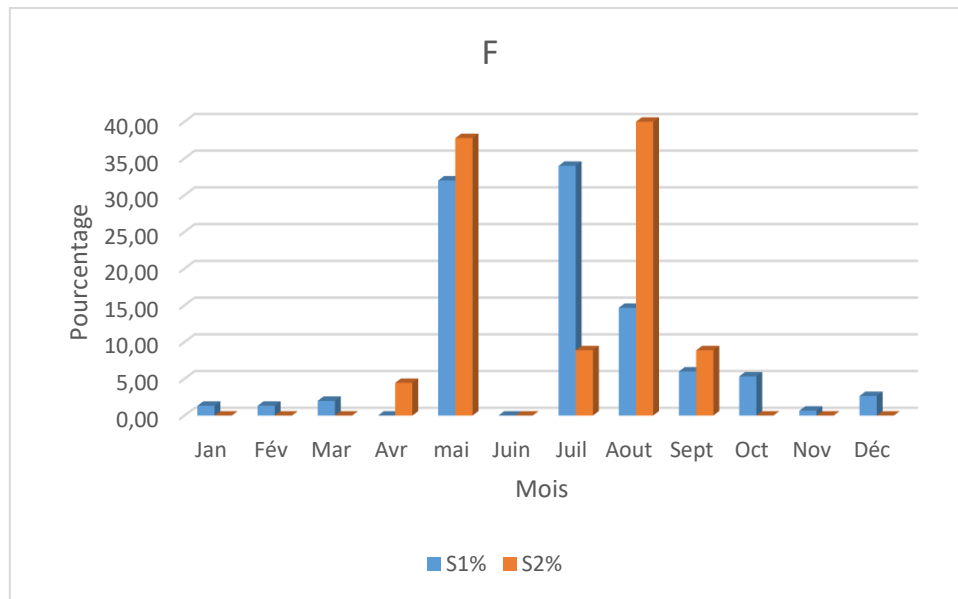


Figure 34 : Evolution des pourcentages du stade Femelles de *Dynaspidiotus regnieri* dans les deux stations d'étude.

➤ Fluctuation des stades nymphaux

Les pourcentages S1% et S2% augmentent progressivement de janvier à août, atteignant un pic respectivement en juillet (26,85%) et en août (27,88%) pour S1%, ainsi qu'en juillet (19,60%) et en août (22,86%) pour S2%. À l'inverse, les mois d'hiver et de début de printemps (janvier à mars) affichent des valeurs plus faibles, suggérant une phase de ralentissement ou une diapause liée aux conditions environnementales moins favorables. (Fig. 35).

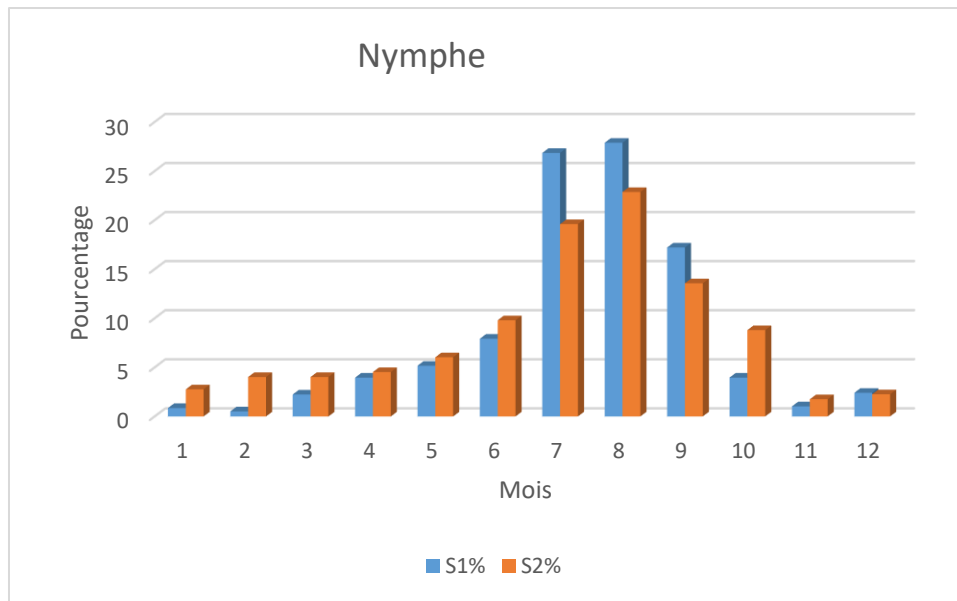


Figure 35 : Evolution des pourcentages du stade Nymphes de *Dynaspidiotus regnieri* dans les deux stations d'étude.

➤ Fluctuation des stades Mâle

L'évolution des pourcentages du stade Mâles adultes (M) de *Dynaspidiotus regnieri* dans les deux stations d'étude présente une dynamique saisonnière marquée, influencée par les besoins reproductifs de l'espèce et les conditions écologiques.

Le pourcentage maximal des mâles est observé en août, atteignant 42,86 %. Cette période correspond à une phase cruciale où le mâle adulte émerge en grande quantité (Fig. 36) Le pourcentage minimal des mâles est noté en plusieurs mois, notamment en juin et décembre, où aucune présence significative (0 %) n'est enregistrée. En hiver, cette absence peut être expliquée par un arrêt du développement ou une mise en diapause des populations mâles.

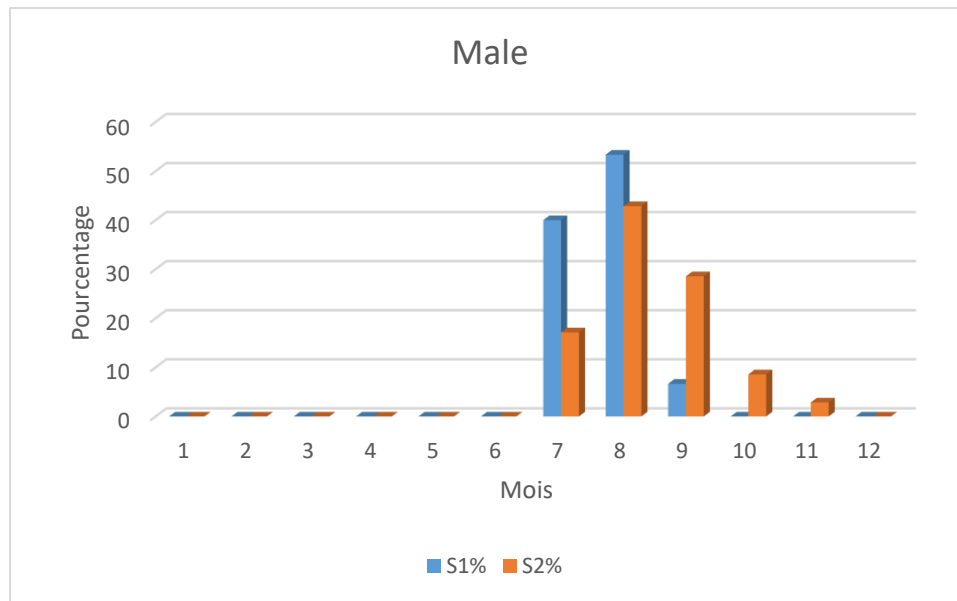


Figure 36 : Evolution des pourcentages du stade Mâles adulte de *Dynaspidiotus regnieri* dans les deux stations d'étude.

4.2. Dynamique des populations de *Dynaspidiotus regnieri* en fonction des orientations et stations

Les résultats du tableau montrent une répartition variable des stades de développement de l'espèce étudiée selon les stations et les orientations cardinales. Le stade L1 se caractérise par une dominance notable au Nord dans les deux stations (30,23 % et 40,96 % respectivement), tandis que l'Ouest présente des valeurs plus faibles. Pour le stade L2, les proportions sont plus équilibrées, avec une légère dominance au Nord et au Sud dans les deux stations.

Les jeunes femelles (JF) affichent une forte présence (33,33 %) dans les deux stations, tandis que l'Est reste sous-représenté. Les nymphes montrent une répartition plus homogène à la station 1 (environ 25 % dans toutes les directions), mais une prédominance au Nord et au Sud à la station 2. Les femelles adultes (F) présentent une forte variation, avec une dominance au Nord et au Sud, atteignant 40 % dans cette dernière orientation à la station 2. Enfin, les mâles (M) sont concentrés principalement au Nord et au Sud, avec des absences remarquées à l'Est et à l'Ouest dans les deux stations (Tab.23).

Tableau 24 : Dynamique des effectifs des différents stades de développement en fonction des orientations.

Stades		Nord	Sud	Est	Ouest
L1	Station 01	30,23	30,70	19,53	19,53
	Station 02	40,96	31,69	16,32	11,03
L2	Station 01	29,10	26,32	24,46	20,12
	Station 02	33,19	28,99	20,59	17,23
JF	Station 01	33,33	30,95	16,67	19,05
	Station 02	29,82	33,33	24,56	12,28
Nymphe	Station 01	26,68	26,16	25,13	22,03
	Station 02	30,65	32,16	22,36	14,82
F	Station 01	31,33	26,67	25,33	16,67
	Station 02	37,78	40,00	4,44	17,78
	Station 01	60,00	26,67	13,33	0,00
M	Station 02	26,67	45,71	0,00	0,00

4.3. Dynamique des différents stades de développement en fonction des saisons

Les résultats montrent une forte variation saisonnière des différents stades de développement de la cochenille étudiée entre les deux stations. Le premier stade larvaire (L1) connaît un pic remarquable en été, particulièrement à la station 2 avec 1165 individus, indiquant une période de forte activité reproductive et de colonisation. Le stade L2 (larve 2) et les nymphes (Nym) suivent également cette tendance estivale, bien que moins marquée, suggérant une progression normale du cycle biologique sous l'effet des températures favorables. Les jeunes femelles (JF) et femelles adultes (F) montrent une activité relativement homogène, avec des pics au printemps et en été. Les mâles (M), quant à eux, apparaissent sporadiquement en été et automne (Tab.24).

Tableau 25 : Dynamique des effectifs des différents stades de développement de *Dynaspidiotus regnieri* en fonction des saisons.

Stades	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Station 01	Station 02	Station 01	Station 02	Station 01	Station 02	Station 01	Station 02
L1	11	30	116	54	207	1165	96	111
L2	35	34	42	45	180	92	66	67
JF	4	6	19	26	39	14	64	11
F	8	0	51	19	73	22	18	4
NYM	22	36	66	58	364	208	129	96
M	0	0	0	0	14	21	1	14

4.4. Pontes globales

Le tableau suivant résume les données de ponte et de production d'œufs pour deux stations (Station 01 et Station 02) au cours de l'année, en mettant en évidence les mois où ces activités ont été observées. Les mois où des femelles pondent des œufs sont principalement limités à la période de juin à septembre pour les deux stations. La Station 01 montre une activité de ponte répartie sur juin, juillet, et août, avec un pic en juillet (70 œufs) et une moyenne de ponte maximale (17,5).

La Station 02 suit une tendance similaire, mais l'activité s'étend légèrement en septembre avec un nombre plus élevé d'œufs pondus par femelle en moyenne (08 en juin, 12 en juillet, 8,5 en août).

Saisonnalité : Les mois d'hiver et de printemps (janvier à mai et novembre à décembre) sont caractérisés par une absence totale de ponte dans les deux stations (Tab.25).

La Station 01 a un total plus élevé d'œufs pondus (129) comparé à la Station 02 (103), bien que la moyenne de ponte par femelle sur l'année soit presque équivalente dans les deux stations (10,75 pour Station 01 contre 10,29 pour Station 02)

Tableau 26 : Evolution de la ponte moyenne dans les deux stations d'étude.

Mois	Station 01			Station 02		
	F. Pond	Œufs	Moy	F. Pond	Œufs	Moy
Jan	0	0	0	0	0	0
Fév	0	0	0	0	0	0
Mar	0	0	0	0	0	0
Avr	0	0	0	0	0	0
Mai	0	0	0	0	0	0
Juin	4	19	4,75	2	38	19
Juil	4	70	17,5	4	48	12
Août	4	33	8,25	2	17	8,5
Sept	0	7	0	8	0	0
Oct	0	0	0	1	0	0
Nov	0	0	0	0	0	0
Déc	0	0	0	0	0	0
Total	12	129	10,75	17	103	10,29

4.5. Variation de pontes suivant les orientations

Le tableau 26 présente la répartition des femelles pondeuses et leur production d'œufs selon les expositions cardinales dans deux stations d'étude. Les résultats obtenus dans cette étude montrent une variation significative de la ponte en fonction de l'orientation dans les deux stations.

La Station 01, les expositions Nord et Sud ont enregistré les pontes les plus élevées, avec une moyenne respective de 6,5 et 21 œufs par ponte, tandis que les expositions Est et Ouest affichent des valeurs plus faibles (19 et 16 œufs en moyenne).

À la station 02, une tendance différente est observée, avec des pontes plus importantes au Nord et au Sud (5,4 et 7 œufs par ponte), mais une diminution notable à l'Est (3,57 œufs) et une absence de pontes à l'Ouest. Les résultats y sont plus équilibrés entre les expositions, mais aucun œuf n'est produit à l'Ouest.

Tableau 27 : Ponte en fonction des expositions dans les deux stations d'étude.

	Station 01			Station 02		
	F. Pond	Œufs	Moy	F. Pond	Œufs	Moy
Nord	8	52	6,5	5	27	5,4
Sud	2	42	21	5	35	7
Est	1	19	19	7	25	3,57
Ouest	1	16	16	0	16	0
Total	12	129	10,75	17	103	6,06

Chapitre V :

Discussion

Discussion

1. Inventaire taxonomique et statut trophique des populations arthropodiennes

L'étude menée dans les trois stations d'étude a permis d'inventorier un total de 116 espèces d'invertébrés, réparties en 4 classes (Arachnida, Crustacea, Myriapoda et Insecta), 13 ordres et 65 familles, avec un total de 4 051 individus capturés. Ces résultats illustrent la richesse faunistique de cet écosystème forestier.

En comparaison, Weesie et *al.* (1997) ont recensé 1 523 individus appartenant à 106 espèces dans la Cité Scientifique de Brazzaville (République du Congo), répartis en 99 genres, 59 familles et 12 ordres, indiquant une diversité notable dans un autre contexte écologique. De même, Bekkari et Benzaoui (1991) ont observé 137 espèces d'invertébrés dans les palmeraies de deux régions du Sud-Est algérien (Ouargla et Djamaa), mettant en évidence la richesse faunistique des environnements sahariens.

Dans un contexte plus restreint, Benmenni (1995) a recensé seulement 35 espèces d'invertébrés sur le pistachier, réparties en 6 ordres, ce qui souligne l'impact des facteurs écologiques locaux sur la diversité faunistique. En parallèle, Chennouf (2008) a étudié les plasticultures de Hassi Ben Abdella, identifiant 72 espèces, appartenant à 3 classes, 13 ordres et 47 familles. Une autre étude de Feredj (2009) dans les palmeraies d'Ouargla a recensé 95 espèces, réparties en 3 classes, 11 ordres et 54 familles, tandis que Kourim (2010) a observé 80 espèces dans le Parc de l'Ahaggar, bien que la diversité des ordres et des familles soit similaire à celle de la cédraie de Belezma, l'abondance d'individus y était plus faible, probablement en raison des conditions écologiques plus arides. Bousbia (2010), dans une étude menée sur trois types de stations (Robbah, El-Ogla & Sidi Mestour), a recensé 89 espèces réparties en 2 classes, 11 ordres et 41 familles, tandis que l'étude de Chafaa (2014) dans trois oliveraies de la région de Batna a révélé une richesse spécifique plus élevée, avec 206 espèces d'insectes, mais une abondance totale plus faible, à 2 311 individus. En comparant la diversité et l'abondance des invertébrés, il apparaît que la cédraie de Belezma présente une abondance d'invertébrés presque deux fois supérieure à celle des oliveraies, ce qui peut s'expliquer par la structure plus hétérogène de l'habitat forestier. En effet, tandis que les oliveraies, en tant qu'écosystèmes agricoles anthropisés, favorisent certaines espèces phytophages et leurs prédateurs, la cédraie de Belezma, avec sa diversité écologique, favorise une plus grande abondance des invertébrés.

Ces différentes études, tout en mettant en évidence la richesse et la diversité taxonomique des invertébrés dans les divers milieux étudiés, soulignent l'importance d'un suivi écologique approfondi pour la préservation de ces écosystèmes et de leur biodiversité.

1.1. Inventaire taxonomique global et importance en nombre d'espèces des ordres d'insectes recensés

L'inventaire réalisé dans le Parc National de Belezma met en évidence une répartition inégale des arthropodes, avec une prédominance des Coléoptères (37,93 %), suivis des Diptères et des Hyménoptères. À l'inverse, certains ordres, comme les Scorpiones, les Araignées, les Isopodes et les Diplopodes, sont peu représentés. Cette tendance à la dominance des Coléoptères est confirmée par d'autres études réalisées dans des écosystèmes variés.

Les travaux de Ponel (1983) portant sur les écosystèmes dunaires méditerranéens français montrent une forte dominance des Coléoptères, représentant plus des deux tiers des arthropodes recensés. Cette tendance est également retrouvée dans les recherches de Marniche (2001) dans la région d'Ichkeul en Tunisie, qui met en évidence la prépondérance de ces insectes, constituant ainsi le groupe majoritaire.

Une étude antérieure réalisée par Weesie et *al.* (1997) dans la Cité Scientifique de Brazzaville signale également une forte présence de Diptères, lesquels apparaissent comme l'ordre le plus abondant (47%) et le plus riche en espèces (26%). Ils sont suivis par les Hyménoptères, qui représentent (23%) aussi bien en abondance qu'en diversité spécifique. Parmi les familles les plus représentées, on retrouve notamment les Formicidae (14%) et les Calliphoridae (13%), avec des espèces comme *Calliphora* sp. et *Polyrhachis cyaniventris* affichant les valeurs d'abondance les plus élevées.

Bouguenna (2011), en travaillant dans la forêt de Djerma, a confirmé cette tendance à la dominance des insectes. Les Diptères dominent avec (28,21%) de l'ensemble des individus recensés, suivis par les Homoptères (22,03 %) et les Hyménoptères (21,39 %). En revanche, les Aranéides et les Collembolés ne dépassent guère les (8,88 %). Une étude menée par Chafaa (2014) sur oliveraies observe une tendance similaire. Toutefois, la proportion de Coléoptères et d'Hyménoptères est plus élevée, atteignant respectivement (47,10%) et (18,90%), tandis que les autres ordres demeurent en dessous de (10%) , Souttou (2015) a identifié 87 espèces d'arthropodes, où les Hyménoptères prédominent avec 22 espèces, suivis par les Araignées (20 espèces) et les Coléoptères (18 espèces).

Une étude plus récente sur la biodiversité des arthropodes dans l'agro-écosystème oasien, menée par Deghiche (2016), rapporte la présence de 13 ordres appartenant à la classe des

insectes. Parmi eux, les Coléoptères demeurent les plus représentés avec 54 espèces réparties en 16 familles, suivis par les Lépidoptères (31 espèces), les Hémiptères (29 espèces), les Hyménoptères (21 espèces) et les Diptères (18 espèces).

Selon Chatenet (1990) et Dajoz (2002, 2003), les Coléoptères représentent l'ordre le plus vaste du règne animal, avec plus de 400 000 espèces recensées, soit environ 40 % des insectes connus. Leur remarquable adaptabilité morphologique et écologique leur permet d'occuper une grande variété de niches environnementales. Leur structure robuste et la composition de leur exosquelette facilitent également leur collecte et leur conservation, ce qui en fait un groupe d'étude privilégié en entomologie.

Les Diptères et les Hyménoptères, parmi les ordres d'insectes les plus abondants, peuvent être expliqués par leur forte reproduction, leur grande mobilité et leur rôle écologique essentiel. Les Diptères, tels que les mouches et les moustiques, comptent plus de 150 000 espèces décrites et jouent un rôle crucial dans la pollinisation et le recyclage des matières en décomposition. Les Hyménoptères, incluant les abeilles, les guêpes et les fourmis, sont également très diversifiés avec plus de 130 000 espèces décrites et sont reconnus pour leur importance en tant que pollinisateurs et agents de contrôle biologique.

La faible abondance de certains ordres d'arthropodes, tels que les Scorpiones, les Aranéides, les Isopodes et les Diplopodes, dans l'échantillonnage peut être attribuée à des conditions abiotiques défavorables, comme l'humidité et la température. Ces facteurs influencent leur répartition et leur activité. Certaines espèces, comme les isopodes et les diplopodes, nécessitent des environnements plus humides, tandis que d'autres, comme les scorpions, préfèrent des climats chauds et secs. Les facteurs biotiques, comme la compétition interspécifique et la prédation, peuvent également limiter la prolifération de ces groupes dans certaines zones (Pena, 2001).

En conclusion, la composition des communautés d'invertébrés varie selon les écosystèmes et les contraintes environnementales. Dans les agroécosystèmes, les Coléoptères, notamment les Carabidae et Tenebrionidae, prédominent en raison de leur résistance aux perturbations et de leur rôle clé dans le contrôle biologique des ravageurs. En milieux forestiers, les Hyménoptères, et plus particulièrement les Formicidae, sont plus abondants grâce à leur structuration sociale, leur participation à la dispersion des graines et leur impact sur l'aération du sol (Folgarait, 1998). Ces dynamiques illustrent l'influence des facteurs abiotiques et biotiques sur la structuration des communautés d'invertébrés.

1.2. Statuts trophiques des insectes recensés

Dans la céderais de Belezma une prédominance des espèces phytophages, qui regroupent 58 espèces, représentant 34,94 % de la diversité totale. Les prédateurs constituent le deuxième groupe le plus important, avec 28 espèces et 16,86 %. Les autres catégories trophiques présentent des proportions plus modestes, incluant les Polyphages (14 espèces, 8,43 %), les Saprophages (11 espèces, 6,62 %), les Parasites (3 espèces, 1,80 %) et les Coprophages (2 espèces, 1,20 %).

La dominance des insectes phytophages dans les trois stations d'étude, tant en termes de diversité spécifique que d'abondance, peut être attribuée à la richesse floristique des plantes herbacées. Cette diversité végétale influence directement la structuration des communautés d'insectes en offrant une plus grande disponibilité en ressources alimentaires et en favorisant la coexistence de multiples espèces, contribuant ainsi à une forte diversité entomologique (Barbault, 1981).

Nos résultats sont en accord avec les observations de Beamont et Cassier (1983), qui ont estimé que, dans une région donnée, les insectes phytophages représentent entre 40 et 50 % des espèces recensées. Cette dominance des phytophages a également été mise en évidence par plusieurs études antérieures (Colignon et al. 2000 ; Hautier et al., 2003 ; Debras, 2007 ; Chafaa, 2013, Nichane ,2012), soulignant ainsi leur rôle prépondérant dans les écosystèmes.

Selon Guettala-Frah (2009), les vergers de pommiers des Aurès sont majoritairement affectés par des ravageurs économiques comme *Dysaphis plantaginea* et *Cydia pomonella*, tandis que les prédateurs et parasitoïdes y sont peu nombreux en raison des traitements phytosanitaires. En revanche, l'étude de Mohammedi (2022) montre que, bien que les oliveraies d'El-Khroub subissent également une forte pression de ravageurs spécifiques, tels que *Euphyllura olivina* et *Bactrocera oleae*, leur contrôle biologique y est plus efficace grâce à la présence de prédateurs comme *Chrysoperla carnea* et de parasitoïdes tels que *Psytalia concolor*.

La forte présence des phytophages reflète une abondance de biomasse végétale, favorisant leur diversité et leur rôle clé dans les écosystèmes forestiers. En tant que consommateurs primaires, ils influencent directement la dynamique écologique et participent au maintien de l'équilibre en régulant leurs proies et en facilitant le recyclage des nutriments. Par exemple, les insectes herbivores modifient les cycles biogéochimiques en transférant des nutriments du

feuillage au sol, influençant ainsi la fertilité et la productivité forestière (Villiers, 1979 ; Ricklefs et Miller, 2005).

La présence abondante des prédateurs reflète un équilibre écologique en régulant les populations phytophages et en limitant la pression sur les ressources végétales. Leur distribution, du sol à la canopée, constitue un indicateur clé de la stabilité de l'écosystème, où les interactions trophiques atténuent les fluctuations démographiques et préservent la biodiversité fonctionnelle (Dajoz, 2003). Parmi les principaux régulateurs, les coléoptères carabidés et les araignées jouent un rôle majeur grâce à leur forte activité entomophage. Les carabes, prédateurs généralistes et polyphages, contrôlent les insectes phytophages tels que les chenilles défoliatrices et les larves xylophages, réduisant ainsi les dommages infligés à la végétation. De même, les araignées, grâce à un régime alimentaire opportuniste, capturent une large diversité d'invertébrés et exercent un contrôle significatif sur les communautés arthropodiennes.

Les polyphages et les saprophages sont assez bien représentés dans les stations d'étude. Ces derniers jouent un rôle essentiel dans la dynamique des flux trophiques grâce à leur grande adaptabilité alimentaire. En décomposant la matière organique morte, ils participent activement au recyclage des nutriments, transformant cette matière en éléments minéraux assimilables par la végétation. Ce processus contribue ainsi à la fertilité des sols et à la productivité des écosystèmes (Perrier & Delphy, 1961 ; Lamy, 1999).

Les polyphages, caractérisés par un régime alimentaire varié intégrant des ressources d'origine animale et végétale, occupent une place particulière dans les réseaux trophiques. Leur action peut être double : bénéfique lorsqu'ils participent au cycle de la matière en facilitant la dégradation des déchets organiques, mais également nuisible lorsqu'ils exploitent des ressources vivantes, pouvant ainsi impacter négativement certaines populations biologiques ou les activités agricoles (Dajoz, 2003).

Les parasites et coprophages, bien que faiblement représentés, jouent des rôles écologiques spécifiques. Les parasites peuvent affecter la dynamique des populations hôtes en modulant leur abondance et leur comportement, influençant ainsi indirectement la structure de la communauté (Ramade, 2022).

Les coprophages, quant à eux, participent au recyclage des bouses dans l'humus et fournit de l'azote au sol, un processus clé dans la chaîne de décomposition des nutriments ; (Dajoz, 1985). Leur faible représentation peut s'expliquer par une faible disponibilité de ressources fécales ou une compétition accrue avec d'autres organismes décomposeurs.

La cédraie de Belezma repose sur un où chaque catégorie d'organismes joue un rôle dans l'équilibre global de l'écosystème. La prédominance des phytophages et la forte présence de prédateurs indiquent une stabilité écologique, tandis que les autres groupes trophiques participent aux cycles de matière et d'énergie, essentiels pour la résilience de cet environnement forestier (Loreau et *al.*, 2001).

2. Exploitation des résultats par la qualité d'échantillonnage et par des indices écologiques

2.1. Qualité de l'échantillonnage

La qualité de l'échantillonnage est un élément fondamental dans la fiabilité des analyses statistiques et la validité des conclusions qui en découlent. Une valeur de 0,54, considérée relativement faible,

La qualité de l'échantillonnage influence directement la fiabilité des analyses statistiques et la validité des conclusions qui en résultent. Elle dépend notamment du nombre d'espèces recensées, du nombre de relevés effectués et de la période d'échantillonnage. Une valeur de 0,54, considérée relativement faible, peut indiquer une insuffisance de l'échantillonnage en termes de représentativité et de précision des estimations. Toutefois, les espèces dominantes jouent un rôle clé dans le fonctionnement de l'écosystème en régulant le flux d'énergie, tandis que les espèces rares influencent la diversité du peuplement (Ramade, 2003). Ceci permet de dire que les espèces observées une seule fois et considérées rares ne sont pas des espèces à négliger étant donné qu'elles peuvent jouer un rôle important dans le fonctionnement de l'écosystème forestier.

Les valeurs du rapport a/N obtenues dans notre étude sont inférieures à celles rapportées dans des travaux antérieurs menés dans différentes régions. En effet, Baouane (2005) a observé une valeur de 0,84 dans un verger d'agrumes situé aux abords du marais de Réghaïa, tandis que Hamiche (2005) a signalé des valeurs plus faibles, avec 0,16 et 0,18 respectivement dans les oliveraies de Boudjima et de Maatkas, à Tizi Ouzou. Par ailleurs, Boukeroui et *al.* (2007) ont enregistré un rapport de 0,7 dans un verger de pistachiers à Béni-Tamou. Ces différences

suggèrent l'influence de divers facteurs environnementaux et agroécologiques susceptibles d'affecter ce paramètre.

2.2.1. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par station.

L'analyse de la diversité et de la distribution des arthropodes dans les différentes stations met en évidence des variations significatives en termes de richesse spécifique (S), d'abondance totale (N), d'abondance relative (AR%) et de fréquence d'occurrence (OCC%).

La richesse spécifique fluctue d'une station à l'autre, traduisant l'influence des conditions environnementales sur la composition des communautés.

L'analyse de l'abondance totale (N) met en évidence la dominance des Araneae, atteignant un pic de 65 individus en Station 3, ce qui illustre leur forte adaptabilité et leur rôle clé dans le réseau trophique. En revanche, les Scorpiones montrent une abondance très faible, voire absente dans certaines stations, Cette observation est corroborée par des études montrant que certaines espèces de scorpions sont inféodées à des micro-habitats particuliers (Sridhara & al., 2016), comme les termitières, qui leur offrent des conditions environnementales stables et protégées des fluctuations externes. (Mullen & Stockwell, 2002) ; (Lucas et Meier, 2017). Les Diplopoda, présents dans toutes les stations mais en effectifs réduits, semblent privilégier les substrats riches en matière organique et à forte humidité.

L'abondance relative (AR%) confirme la prépondérance des Araneae (6,40 % en Station 3), tandis que les Diplopoda et les Isopoda restent sous 3 %, indiquant une distribution restreinte influencée par les paramètres édaphiques et trophiques.

Parmi les insectes, les Coléoptères dominent, leur diversité trophique incluant des prédateurs (Carabidae) et des décomposeurs (Scarabaeidae). Les Hétéroptères et Homoptères affichent une distribution hétérogène liée à la disponibilité des ressources végétales. Les Diptères, notamment les Muscidae et Calliphoridae, prospèrent dans les environnements riches en matière organique, où ils jouent un rôle essentiel dans le processus de décomposition. (Dajoz, 2003), Les Hyménoptères montrent une diversité fonctionnelle notable les Formicidae, très adaptables, sont présents, tandis que les Apidae et Ichneumonidae sont influencés par la disponibilité des ressources florales et la présence de leurs hôtes.

L'analyse de la fréquence d'occurrence (OCC%) révèle une distribution contrastée : les Araneae, largement répandus, affichent une tolérance aux variations environnementales, alors que les Scorpiones, recensés uniquement en Station 1, témoignent d'une spécialisation écologique. Les Diplopoda et Isopoda présentent une répartition plus variable, influencée par la structure du sol et l'humidité. Les Coléoptères et Diptères montrent une occurrence élevée, traduisant leur capacité de colonisation, tandis que certains Hyménoptères ont une distribution plus restreinte, reflétant des préférences écologiques spécifiques.

Selon Benmenni (1995) a calculé les fréquences d'occurrence des ordres d'insectes observés dans le verger de pistachier de Timgad, situé près de Batna. Trois ordres sont qualifiés de constants : les Coléoptères, avec une fréquence de 95 %, les Hétéroptères, avec 72,5 %, et les Diptères, avec 62,5 %. L'ordre des Thysanoptères est jugé accessoire, avec une fréquence d'occurrence de 30 %. Enfin, les Homoptères (17,5 %) et les Mantoptères (12,5 %) sont considérés comme des ordres accidentels.

Par ailleurs Chafaa (2014), l'abondance des familles d'insectes dans les trois oliveraies de Boumia, Ain Touta et Sefiane varie considérablement. Les familles les plus représentées sont les Formicidae, avec des fréquences respectives de 13,81 %, 64,20 % et 11,92 %, suivies par les Carabidae, dont la fréquence atteint 4,73 % à Boumia, 3,61 % à Ain Touta et 2,78 % à Sefiane. Les Aphididae présentent des proportions de 2,74 %, 3,45 % et 11,92 % respectivement, tandis que les Myrmicidae affichent une abondance de 5,47 % à Boumia, 0 % à Ain Touta et 13,14 % à Sefiane. Au total, 43 familles ont été recensées dans l'ensemble des stations d'étude, parmi lesquelles certaines sont considérées comme constantes, notamment les Tripidae, Jassidae, Psyllidae et d'autres.

Ces résultats soulignent l'influence conjointe des facteurs abiotiques et biotiques dans la structuration des communautés d'arthropodes et l'intérêt d'une approche multi-paramétrique pour mieux comprendre leurs dynamiques écologiques en milieu naturel (Pena, 2001).

2.2.2. Richesses totales (S), abondance en nombre(N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par saison.

Les résultats révèlent également des variations notables dans la distribution spatiale et temporelle des arthropodes. Les Hyménoptères, notamment, présentent une abondance particulièrement élevée au printemps, ce qui peut s'expliquer par leur rôle clé dans la pollinisation et les activités de collecte de nourriture durant cette période. Leur présence significative en été témoigne également de leur capacité à exploiter les ressources florales disponibles. De même, les Coléoptères montrent une abondance maximale en été, en raison de l'émergence des adultes et de la disponibilité accrue de matière organique en décomposition.

Les Diptères, quant à eux, maintiennent une présence stable tout au long de l'année, ce qui reflète leur diversité écologique et leur capacité à coloniser divers microhabitats. Leur forte représentation est probablement liée aux cycles de reproduction rapides et à leur aptitude à tirer parti des ressources organiques en décomposition. En revanche, les Lépidoptères sont moins abondants, bien que leur présence saisonnière, notamment en été et en automne, soit associée aux cycles de vie des chenilles et des papillons adultes.

Les ordres moins fréquents, tels que les Scorpiones et les Scolopendromorpha, semblent être davantage influencés par des facteurs microclimatiques et des contraintes écologiques spécifiques, ce qui limite leur abondance et leur distribution (Polis & McCormick, 1986; (Graham, 2011). Les Diplopodes, bien que peu abondants en hiver, montrent une reprise significative au printemps et en automne, probablement en raison de la disponibilité accrue de la litière et de la matière végétale en décomposition.

Plusieurs études ont mis en évidence une variation saisonnière marquée dans l'abondance et la répartition des insectes et des invertébrés. Appert et Deuse (1982) ont souligné que le développement des insectes atteint son apogée au printemps et en été, tandis qu'en hiver, les insectes survivent principalement sous forme de nymphes ou d'adultes cachés dans le sol ou sous les débris végétaux.

Les premières observations de cette variabilité saisonnière ont été rapportées par Kingston (1977), Ridsdillsmith & Hall (1984), ainsi que Macqueen et *al.* (1986 in Deghiche-Diad 2016). À Tizi Ouzou, dans le maquis d'Ifigha, Aouar (1991) a noté que la richesse totale des arthropodes fluctue en fonction des saisons. De même, Boukrout-Bentamer (1998) a observé que la biodiversité dans une oliveraie atteint un pic en mai avec 79 espèces, contre seulement 50 en février.

Par ailleurs, Bale et *al.* (2002) ont précisé que les mois de juin, mars et avril présentent la plus grande diversité spécifique, alors que l'hiver est caractérisé par les effectifs les plus faibles. Ces résultats concordent avec les travaux de Guettala-Frah (2009), qui confirment cette tendance. Plus récemment, Boukerker (2016) a remarqué que les effectifs les plus élevés d'invertébrés sont observés en hiver et au printemps, bien que les peuplements se concentrent surtout en été, en raison de la variabilité des méthodes de collecte selon les saisons.

2.2.3. Richesses totales (S), abondance en nombre (N), abondance relative (AR%) et fréquence d'occurrence (OCC%) appliquées aux invertébrés échantillonnés par type de pièges.

L'analyse des communautés d'arthropodes capturées par trois types de pièges (piège trappe, piège coloré et piège suspendu) met en évidence des différences significatives dans la répartition des espèces, reflétant les préférences écologiques et comportementales de chaque groupe.

Parmi les pièges utilisés, le piège trappe se distingue par une abondance marquée d'Hyménoptères (44,12 % des captures) et de Coléoptères (26,74 %), suivis des Diptères (19,70 %). Cette dominance des Hyménoptères s'explique par leur forte activité au sol et leur quête constante de ressources alimentaires telles que les matières organiques ou les proies, tandis que les Coléoptères sont attirés par les débris végétaux et les matières en décomposition, typiques de la litière forestière. Les Diptères capturés, notamment les mouches saprophages, exploitent également ces environnements humides et riches en matière organique, ce qui explique leur présence significative. Par ailleurs, certains arthropodes comme les Scorpions et les Scolopendromorphes sont également piégés dans les trappes en raison de leur mode de vie strictement terrestre et de leur recherche d'abris au sol.

En revanche, le piège coloré présente une répartition dominée par les Diptères (42,59 % des captures), suivis des Hyménoptères (31,11 %) et des Coléoptères (22,35 %). L'attractivité des pièges colorés repose sur l'utilisation de couleurs vives qui imitent les fleurs ou les sources de nectar, attirant particulièrement les Diptères floricoles et les Hyménoptères pollinisateurs. La dominance des Diptères peut également s'expliquer par leur grande capacité de vol et leur comportement de butinage, qui les rendent susceptibles d'être attirés par des pièges visuellement stimulants. Les Coléoptères capturés dans ce type de piège sont probablement des espèces capables de voler ou attirées par des couleurs spécifiques, suggérant une certaine polyvalence écologique. Les Lépidoptères, bien que moins abondants (1,60 %), sont également capturés dans les pièges colorés, en raison de leur attirance pour les couleurs rappelant les fleurs.

Enfin, le piège suspendu se caractérise par une nette prédominance des Hyménoptères (48,20 % des captures), suivis par les Diptères (26,13 %) et les Coléoptères (17,34 %). Ce piège, placé en hauteur dans la végétation, cible principalement les espèces actives dans la canopée ou les strates végétales supérieures. Les Hyménoptères capturés, souvent des guêpes ou des abeilles, exploitent ces niveaux pour collecter du nectar ou chasser des proies. La proportion importante de Diptères dans ce type de piège s'explique par leur capacité à explorer différents niveaux de la végétation, notamment lors de leurs déplacements vers les ressources florales. Quant aux Coléoptères capturés, il s'agit probablement d'espèces volant à la recherche de partenaires ou de nourriture dans la canopée.

2. 3. Exploitation des résultats par des indices écologiques de structure

2.3.1. Diversité des peuplements par stations

L'indice de diversité de Shannon (H'), qui intègre à la fois la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces (Ramade, 1985), varie de 4,97 à 5,3. Ces valeurs, supérieures à 4, indiquent une biodiversité élevée et suggèrent un écosystème relativement stable et peu perturbé (Muller, 1985). L'indice de diversité maximale ($H'_{\max}$), entre 6,38 et 6,86, représente la diversité potentielle en cas de répartition parfaitement équitable des espèces. L'équitabilité E , qui reflète l'homogénéité de la distribution des individus entre les espèces, varie entre 76,93 % et 80,72 %. Cette forte équitabilité indique l'absence d'une dominance marquée par quelques espèces et une répartition équilibrée des ressources, ce qui favorise la stabilité de l'écosystème (Weesie & Belemsobgo, 1997). L'ensemble de ces indices met en évidence un écosystème bien structuré, caractérisé par une biodiversité importante et une organisation

équilibrée des espèces, des éléments essentiels pour assurer la résilience et le bon fonctionnement des communautés biologiques face aux perturbations environnementales.

Les résultats d'équitabilité obtenus dans notre étude surpassent ceux rapportés par Bouktir (2003) dans les oliveraies de Tizi Ouzou, où l'équitabilité est faible, variant entre 0,14 et 0,37, traduisant une dominance marquée de certaines espèces. Ensuite, Yasri et al. (2006) ont signalé une diversité plus élevée (4,63 bits) dans la forêt de Sénalba Chergui, accompagnée d'une répartition équitable des arthropodes. Par ailleurs, Brague-Bouragba et al. (2006) ont enregistré une diversité faible à El Mesrane (2,50 bits) et moyenne à Zaâfrane (3,18 à 3,46 bits), avec une équitabilité comprise entre 0,60 et 0,84, témoignant d'une répartition modérément équilibrée des espèces.

Bakouka (2007) a ensuite observé dans le massif forestier de Séhary Guebli une diversité moyenne et une régularité élevée dans la pinède de reboisement et la chênaie, tandis que la pinède naturelle présentait une diversité faible et une équitabilité presque nulle en raison de la dominance marquée de *Camponotus* sp. 2 (67 %). Plus tard, Kellil (2010) a étudié les champs céréaliers des Hautes Plaines Algériennes, où l'équitabilité était de 0,67, reflétant une homogénéité moindre par rapport à nos résultats. En 2011, Zereg a enregistré dans la région de Batna des valeurs d'équitabilité comprises entre 0,61 et 0,66 pour le genévrier, tandis que Bouguenna (2011) a rapporté des valeurs légèrement supérieures dans la pinède de Batna (0,64 à 0,69), toutes deux inférieures à nos résultats. Par la suite, Chafaa (2014) a enregistré à Ain Touta une équitabilité maximale de 0,94 sur *Parlatoria oleae*, supérieure à notre étude, tandis que la station de Boumia présentait une équitabilité plus faible (0,58). Enfin, Aouimeur (2016) a rapporté pour les cultivars de palmiers dattiers dans la région du Souf des valeurs variantes entre 0,74 et 0,80, proches de nos résultats et témoignant d'une plus grande homogénéité.

2.3.2. Diversité des peuplements par saison

Les résultats obtenus montrent que la diversité des communautés biologiques varie en fonction des saisons et des stations d'étude. Chaque station présente des dynamiques écologiques particulières, reflétant l'influence des conditions environnementales. En général, la diversité est souvent plus élevée en hiver et en été, lorsque les conditions climatiques favorisent soit une plus grande richesse en espèces, soit une répartition plus équilibrée des individus parmi les espèces présentes. L'équitabilité, qui traduit l'uniformité de la distribution des espèces, est généralement plus forte en automne, indiquant une période de stabilité où aucune espèce ne domine nettement les autres. Certaines stations montrent une résilience face

aux changements saisonniers, tandis que d'autres présentent une forte variabilité, soulignant la complexité des interactions écologiques et la sensibilité des communautés aux variations saisonnières. Ces résultats mettent en évidence l'importance de prendre en compte la saisonnalité et les spécificités locales pour comprendre les dynamiques de la biodiversité.

2.3.3. Diversité des peuplements par type de piège utilisé

L'analyse des indices de diversité (H'), de diversité maximale théorique ($H'_{\max}$) et d'équitabilité E révèle des variations significatives selon le type de piège et la station d'échantillonnage. Globalement, les pièges colorés suspendus (PS) affichent les valeurs d'équitabilité les plus élevées, atteignant 92,30 % en station 03, indiquant une distribution plus homogène des espèces capturées. Toutefois, une diminution marquée de la diversité y est observée ($H' = 3,20$), suggérant une dominance de quelques espèces. À l'inverse, les pièges de type Pot Barber (PT) et Piège coloré (PC) présentent des valeurs plus stables de diversité (H' entre 4,43 et 4,90) et d'équitabilité (73,30 % à 84,79 %), témoignant d'une meilleure représentativité des communautés échantillonnées.

Ces résultats mettent en évidence l'influence du mode de piégeage sur la composition spécifique et la distribution des individus. Les pièges suspendus semblent favoriser une meilleure répartition des espèces en conditions favorables, mais peuvent être sensibles aux variations environnementales locales (Orgeas & Ponel, 2001).

Les pots Barber ont permis de capturer le plus grand nombre d'espèces, ceci est dû à l'efficacité de ce type de piège qui intercepte une multitude de formes d'insectes (ailes, aptères, etc.). C'est le cas des Coléoptères qui sont les plus nombreux et peu volants qui préfèrent se déplacer sur le sol nu ainsi que des Hyménoptères qui sont des espèces colonisant toutes les strates.

Selon Orgeas et Ponel (2001), l'indice de diversité de Shannon (H') des espèces augmente avec le recouvrement total de la végétation.

Ces observations sont cohérentes avec des études antérieures, telles que celle de Yattara et Francis (2013), qui ont démontré que le choix du type de piège influence significativement la composition et l'abondance des insectes capturés, en fonction des caractéristiques de l'habitat et des préférences écologiques des espèces ciblées.

Chafaa (2014) signale que les pots Barber, les pièges colorés et les pièges colorés suspendus, sont des méthodes les plus favorables pour la capture des insectes ($E > 0,5$).

2.3.4. Diversité des peuplements par mois

Les mois affichant les valeurs les plus élevées de H' (janvier, mars, août, septembre et novembre) suggèrent des périodes où la diversité spécifique est relativement stable et où plusieurs espèces coexistent sans qu'une seule domine largement. Ceci peut être lié à des conditions environnementales favorables, comme une disponibilité équilibrée des ressources ou des températures modérées permettant une meilleure cohabitation des espèces. À l'inverse, la chute de H' en mai (3,44) et février (3,67) indique une diminution de la diversité, probablement due à des périodes de reproduction, de migration ou de conditions climatiques moins favorables à certaines espèces. La baisse d'équité E à ces moments suggère qu'une ou quelques espèces deviennent dominantes, réduisant ainsi la répartition homogène des individus entre les espèces. L'équité élevée en octobre, novembre et décembre (supérieure à 89 %) peut refléter un rééquilibrage des populations à la fin de l'année, où les ressources sont utilisées de manière plus uniforme entre les espèces, favorisant ainsi une distribution plus équitable.

Ces résultats peuvent être comparés avec ceux de Soutou (2015), qui a étudié l'écologie des arthropodes en zone reboisée de Pin d'Alep dans une région présaharienne à Chbika. Selon cette étude, les valeurs d'équitabilité sont généralement supérieures à 0,5, ce qui reflète une régularité élevée et une répartition équitable des espèces pendant tous les mois, à l'exception de juillet ($E = 0,46$) et septembre ($E = 0,37$). Ces deux mois se distinguent par une régularité faible, suggérant une dominance de certaines espèces par rapport à d'autres. Par ailleurs, les résultats d'Abidi (2008) dans le même massif forestier montrent que la diversité est moyenne pendant les mois de juillet, septembre, octobre, janvier et février, variant entre 3,08 bits et 3,86 bits. Les autres mois sont marqués par une diversité plus faible, comprise entre 1,87 bits et 2,77 bits. L'équitabilité mensuelle relevée par Abidi est proche de 1, indiquant une répartition relativement équilibrée des espèces.

2.3.5. Diversité des peuplements par le régime alimentaire

L'analyse des indices écologiques des différentes catégories trophiques d'insectes révèle des variations significatives entre les stations échantillonnées, reflétant probablement des différences dans les conditions environnementales et les interactions écologiques.

L'indice de diversité de Shannon (H') montre que les phytophages possèdent la diversité spécifique la plus élevée (H' moyen $\approx 4,30$), traduisant une communauté bien structurée et diversifiée, probablement en raison de la disponibilité de ressources végétales variées et de

conditions favorables à leur développement. Les prédateurs affichent des valeurs intermédiaires (H' moyen $\approx 3,33$), suggérant une diversité modérée influencée par la disponibilité de proies et les interactions interspécifiques, notamment la compétition entre espèces prédatrices. Les polyphages, avec une alimentation variée, présentent une diversité légèrement inférieure (H' moyen $\approx 2,76$), indiquant une répartition plus homogène mais moins spécialisée. Les saprophages, parasites et coprophages montrent des indices de diversité plus faibles. Les saprophages (H' moyen $\approx 2,23$) affichent une diversité variable selon les stations, en lien avec les fluctuations des matières organiques en décomposition. Les parasites, avec une diversité particulièrement faible (H' variant de 0 à 1,49), semblent limités par la disponibilité d'hôtes spécifiques. Les coprophages montrent également une diversité réduite (H' moyen $\approx 0,97$), probablement en raison de la spécialisation des ressources et d'une forte compétition interspécifique.

En termes d'équitabilité, les coprophages présentent les valeurs les plus élevées (91,83 % à 97 %), traduisant une répartition homogène des individus grâce à une exploitation équilibrée des ressources fécales. Les phytophages et polyphages montrent également une équitabilité élevée (71,12 % à 82 % et 70,01 % à 77 %, respectivement), reflétant une cohabitation équilibrée favorisée par la diversité des ressources alimentaires. Les prédateurs, quant à eux, présentent une répartition légèrement plus inégale (66,26 % à 74 %), en raison de la fluctuation des proies et des interactions compétitives entre espèces. Les saprophages et les parasites montrent une équitabilité plus variable, avec des valeurs allant de 43,53 % à 74,19 % pour les premiers et de 26,21 % à 94 % pour les seconds, suggérant une dominance marquée de certaines espèces dans certaines stations. Cette variabilité est liée à une spécialisation écologique accrue et à la disponibilité inégale des ressources, comme la matière en décomposition pour les saprophages et les hôtes pour les parasites.

D'après Chafaa (2014), l'indice de Shannon (H') est plus élevé pour les trois catégories trophiques que sont les phytophages, les prédatrices et les polyphages, comparativement aux autres catégories (saprophages, parasites et coprophages). Cette différence s'explique par un nombre d'espèces plus important dans les premières catégories. L'équitabilité E atteint un maximum de 0,93 chez les coprophages, tandis que les autres catégories trophiques présentent des valeurs d'équitabilité comprises entre 0,63 et 0,90.

Plus la diversité est grande, plus les liens trophiques entre les divers constituants d'une biocénose sont complexes, car avec la complexification des chaînes alimentaires s'accroît le

nombre de cas de parasitisme, de commensalisme, de mutualisme, de symbiose, ect (Ramade, 2003).

3. Dynamique globale des populations de *Dynaspidiotus regnieri*

➤ Fluctuations des larves du premier stade

Les données montrent une proportion maximale en juillet (31,69 %), attribuée à des conditions favorables telles que des températures élevées, une humidité adéquate et une disponibilité accrue des ressources alimentaires. Ce pic reflète une phase d'intense activité biologique, propice au développement des larves. À l'opposé, le pourcentage minimal est enregistré en mars (0,29 %), une chute drastique pouvant s'expliquer par une transition naturelle des individus vers des stades ultérieurs (L2 ou Namphaux) ou par les contraintes hivernales défavorables, comme des températures basses et une diminution des ressources disponibles. Cette baisse marque ainsi une période de ralentissement biologique et de transition dans le cycle de vie de l'espèce.

➤ Fluctuations des larves de deuxième stade

Le pourcentage maximal est observé au mois d'août, atteignant 30,67 %. Cette période correspond à l'été, caractérisée par des températures élevées et une abondance de ressources alimentaires, conditions idéales pour le développement des larves. En revanche, le pourcentage minimal se situe en mai, avec seulement 0,84 %, période où la transition vers d'autres stades (JF ou F) est déjà bien avancée. De juin à août, on observe une augmentation progressive, culminant en été grâce à une forte activité reproductive et des conditions climatiques favorables. À partir de septembre, une diminution significative s'amorce, avec des pourcentages variants entre 3 % et 8 % durant l'automne et l'hiver. Cette baisse est probablement due au ralentissement biologique causé par les basses températures, à la réduction des ressources alimentaires, et à une éventuelle mise en diapause des individus.

➤ Fluctuation des jeunes femelles

Le pourcentage maximal du stade JF est atteint en avril, avec 35,08 %, marquant une période où les jeunes femelles atteignent leur apogée en termes de population. Cette phase correspond généralement à un moment clé de développement, juste avant leur maturation en adultes fertiles. Les conditions printanières, avec des températures modérées et une meilleure disponibilité des ressources alimentaires, favorisent cette croissance. En revanche, le

pourcentage minimal est observé à plusieurs reprises au cours de l'année (notamment en juin, octobre, et février, où il est de 0 %). Ces périodes traduisent soit l'achèvement de la transition vers les femelles matures (F), soit l'inactivité ou l'absence de jeunes femelles en raison des conditions environnementales défavorables, comme en hiver.

Ces fluctuations révèlent l'adaptation temporelle de l'espèce à son environnement : une activité maximale du stade JF en avril optimise la période de reproduction au printemps, permettant aux conditions optimales de ressources et de climat de soutenir la génération suivante. Les minima, observés à des périodes de transition biologique ou d'inactivité (hiver), témoignent du caractère saisonnier strict des populations étudiées. Cela souligne l'importance des cycles climatiques et des ressources écologiques dans la dynamique des populations de *Dynaspidiotus regnieri* dans les deux stations.

➤ Fluctuation des femelles

Le pourcentage maximal des femelles est observé en mai, atteignant 37,78 %. Ce pic correspond à une période d'activité reproductive intense, avec des femelles matures prêtes à assurer la continuité du cycle biologique en produisant les générations suivantes. Les conditions printanières, caractérisées par des températures douces et une disponibilité accrue de ressources, offrent un environnement favorable à ce stade. Par ailleurs, le faible pourcentage observé en plusieurs mois, notamment en été, reflète la transition vers d'autres stades, l'épuisement des femelles après la reproduction ou leur faible présence lors de cette période.

L'analyse de cette évolution souligne une relation complémentaire entre le stade Femelles et les autres stades du cycle de *Dynaspidiotus regnieri*, notamment les jeunes femelles (JF) et le stade larvaire (L2). Les pics du stade Femelles suivent logiquement la progression des JF, observée en mars et avril, montrant que la maturité est atteinte au cours du printemps. En revanche, la faible présence en été pourrait indiquer un ralentissement général des activités biologiques ou une concentration des ressources sur d'autres phases du cycle, comme le développement des larves en stade L1 et L2.

➤ Fluctuation des stades nymphaux

Pour le stade Nymphes, le pourcentage maximal est observé en août avec 22,86 %, correspondant à une période estivale où la transition des larves vers des formes matures s'intensifie. Cela coïncide avec un pic général des activités biologiques favorisées par des températures élevées et des ressources alimentaires abondantes. Les pourcentages minimaux

des nymphes sont enregistrés durant l'hiver, notamment en décembre et février (aux alentours de 2 %), lorsque les conditions climatiques moins favorables ralentissent les métamorphoses et limitent la progression vers les stades adultes.

➤ Fluctuation des stades Mâle

Le pourcentage maximal des mâles est observé en août, atteignant 42,86 %. Cette période correspond à une phase cruciale où les mâles adultes émergent en grande quantité. Les conditions estivales favorisent leur activité, notamment grâce aux températures élevées et à une grande disponibilité de ressources. Ce pic suggère que la reproduction active est centrée autour de cette période, ce qui est en cohérence avec le cycle biologique de l'espèce.

Le pourcentage minimal des mâles est noté en plusieurs mois, notamment en juin et décembre, où aucune présence significative (0 %) n'est enregistrée. En hiver, cette absence peut être expliquée par un arrêt du développement ou une mise en diapause des populations mâles. De manière générale, ces périodes de faible effectif traduisent un épuisement naturel des mâles adultes après leur activité reproductive ou une absence d'émergence en raison de conditions climatiques défavorables.

Ces observations mettent en évidence une adaptation saisonnière de *Dynaspidiotus regenieri* aux fluctuations climatiques et écologiques, où les mâles adultes jouent un rôle déterminant dans la phase reproductive estivale. Les périodes de minima traduisent un ralentissement ou une absence d'activité reproductive en phase avec les cycles de reproduction et de survie de l'espèce dans ces habitats spécifiques.

3.1. Dynamique des populations de *Dynaspidiotus regenieri* en fonction des orientations et stations

Les variations dans la répartition des stades de développement selon les stations et les orientations cardinales suggèrent l'influence de facteurs environnementaux spécifiques. En somme, ces variations pourraient être attribuées à plusieurs facteurs : l'exposition solaire, influençant les températures locales (microclimats), la disponibilité des ressources, telle que la nourriture ou les abris et des interactions biotiques spécifiques.

Dans la région de Cap-Djinet, où l'humidité de l'air est proche du point de saturation, *P. oleae* est plus fréquemment observée sur les orientations Est et Nord (Biche, 1987 ; Biche & Sellami, 2011). En revanche, dans la région de Mila, ainsi que dans

celle de Bordj Bou Arréridj, Harrat (1988) & Oussalah (2008) soulignent que cette cochenille privilégie principalement l'orientation Nord. Par ailleurs, l'espèce *Aonidiella aurantii*, observée sur les citronniers dans la région de Rouiba, montre une préférence pour une exposition centrale (Biche et *al.* 2012).

Une étude complémentaire des caractéristiques environnementales des stations, incluant l'analyse des sols, de la végétation, et des conditions climatiques, permettrait de mieux comprendre ces schémas de répartition.

3.2. Dynamique et des différents stades de développement en fonction des saisons

Les résultats révèlent une variation saisonnière prononcée des paramètres analysés, avec des concentrations significativement plus élevées en été, notamment pour L1 et Nym, ce qui suggère une influence des conditions climatiques sur ces variables. En revanche, les valeurs plus faibles enregistrées en hiver et en automne pourraient s'expliquer par un effet de dilution lié aux précipitations ou par une réduction de l'activité biologique. La relative constance de L2 tout au long de l'année indique qu'il est moins sensible aux fluctuations saisonnières.

La comparaison entre les deux stations met également en évidence des différences, pouvant être attribuées à des variations locales des conditions environnementales ou à des sources de pollution distinctes. Ces résultats soulignent l'importance de la prise en compte des facteurs saisonniers dans l'analyse environnementale et la gestion des ressources étudiées.

Biche (1987), qui a étudié la cochenille violette de l'olivier, *Parlatoria olea* (Homoptera, Diaspididae) dans la région du Cap Djinet, Comme dans cette étude, Biche a noté des pics d'activité des stades larvaires et des nymphes pendant les périodes chaudes, en particulier en été, soulignant l'impact des températures élevées sur la reproduction et le développement de la cochenille. Toutefois, De même, les tendances saisonnières identifiées dans cette étude corroborent celles de Chafaa (2014) dans la région de Batna, où *Parlatoria oleae* montre des variations importantes au fil des saisons, avec des pics estivaux similaires montrant une augmentation estivale des populations, avec un pic des larves et des nymphes, suivi d'une baisse en automne et en hiver. Ces tendances témoignent d'un cycle biologique bien adapté aux conditions climatiques locales.

Les travaux de Boukhtache (2019) confirment que les cochenilles inféodées aux arbres fruitiers dans les Aurès partagent des cycles saisonniers influencés par le climat, leur diversité et leur adaptation aux conditions locales étant plus marquées dans les environnements

montagneux. En revanche, en comparaison avec les travaux de Hamadi (2022) sur *Dynaspidiotus regnieri*, bien qu'une dynamique saisonnière comparable soit observée, des différences apparaissent en raison de l'adaptation aux conditions environnementales distinctes. Ces comparaisons soulignent l'importance des facteurs climatiques, environnementaux et écologiques sur les dynamiques des populations de cochenilles dans différentes régions d'Algérie. D'Après Bale et al. (2002), les températures estivales augmentent les taux métaboliques des insectes herbivores, favorisant leur croissance

3.3. Pontes globales

Nos résultats indiquent que la ponte est concentrée entre juin et septembre, avec un pic d'activité en juillet et août, sous l'influence de facteurs climatiques tels que la température et la photopériode. La performance moyenne par femelle pendant est d'environ 10 œufs dans les deux stations, avec une productivité maximale en juin et juillet, suivie d'une diminution progressive jusqu'en septembre.

Chafaa (2014) a observé un comportement similaire chez *Parlatoria oleae* dans la région de Batna, cette cochenille montre des pics de ponte au printemps et en été, ce qui est attribué à des températures modérées et à une photopériode favorable. Cependant, il souligne que l'activité reproductrice peut diminuer en cas de chaleur excessive en plein été, contrairement au cèdre observations où juillet et août restent des mois prolifiques.

Boukhatache (2019) a mis en évidence une variabilité de la fécondité chez les cochenilles inféodées aux arbres fruitiers des Aurès, avec une moyenne de 8 à 12 œufs par femelle, un taux comparable à celui observé sur le cèdre de l'Atlas. Son étude a également révélé une forte influence des saisons sur la dynamique des populations. Les cochenilles atteignent des pics de reproduction lorsque les températures sont favorables, tandis qu'une nette diminution est observée en hiver.

Hamadi et al. (2022) ont étudié la cochenille du cèdre de l'Atlas (*Dynaspidiotus regnieri*, Insecta, Diaspididae) dans les Parcs Nationaux de Chréa et de Thniet El Had. Leur étude met en évidence une reproduction saisonnière, avec des pics d'activité observés durant les périodes chaudes, de mai à septembre. La fécondité moyenne rapportée est légèrement plus élevée, atteignant 15 à 20 œufs par femelle dans des conditions optimales. Nos résultats révèlent une fécondité légèrement inférieure, ce qui pourrait être attribué à des variations des conditions

environnementales ou à un impact plus marqué des facteurs limitants, tels que la compétition ou la prédation, dans nos stations d'étude.

3.4. Variation de pontes suivant les orientations

Dans notre étude, les expositions Nord et Sud se distinguent par une ponte plus importante, avec des moyennes respectives de 6,50 et 21 œufs par ponte à la Station 1, et de 5,40 et 7 œufs par ponte à la Station 2, tandis que les expositions Est et Ouest présentent des pontes plus faibles ou inexistantes.

Les travaux de Boukhtache (2019), portant sur les cochenilles des arbres fruitiers des Aurès, révèlent que les orientations Nord et Est, souvent plus fraîches et humides dans les régions montagneuses, constituent les milieux les plus propices au développement des cochenilles. À l'inverse, les orientations Sud et Ouest, plus exposées à la chaleur et à la sécheresse, apparaissent moins favorables.

Ensuite, l'étude de Hamadi (2022) souligne l'influence des expositions, notamment celles au Nord et au Sud, dans les parcs nationaux de Chréa et de Thniet Elhad, où les conditions modérées de température et d'humidité favorisent la dynamique des populations de *Dynaspidiotus regnieri*.

Plus récemment, l'étude de Chafaa (2023) sur *Parlatoria oleae* dans la région de Batna montre que les expositions Nord et Sud, offrant un climat équilibré, sont privilégiées par les populations de cette cochenille inféodée à l'olivier. À l'inverse, les expositions Est et Ouest, marquées par des variations thermiques extrêmes, s'avèrent moins favorables.

Conclusion

Conclusion

Cette thèse a permis de réaliser une étude approfondie de la diversité arthropodienne au sein des forêts du cèdres de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) du Parc National de Belezma, en Algérie ; En appliquant des méthodes d'échantillonnage rigoureuses (Pots Barber, pièges coloré, pièges coloré suspendus), et des analyses statistiques avancées, cette recherche a fourni des résultats détaillés et robustes, qui contribuent significativement à la compréhension de la composition et de la dynamique des communautés d'arthropodes dans cet écosystème montagnard.

L'inventaire systématique a permis de recenser 116 espèces d'invertébrés, appartenant à 13 ordres et 65 familles, avec un total de 4 051 individus capturés dans les trois stations étudiées. Parmi ces espèces, les coléoptères représentent la part la plus importante avec 37,93% (44 espèces), suivis par les hyménoptères avec 24,14% (28 espèces) et les diptères avec 16,38% (19 espèces). Les lépidoptères sont également bien représentés avec 3,45% (4 espèces).

Quatre espèces d'insectes protégées *Cataglyphis Bicolor* (Fabricius, 1793), *Vespula Germanica* (Fabricius, 1793), *Polistes Gallicus* (Linnaeus, 1761), *Aporia Crataegi* (Linnaeus, 1758) ont été observé qui méritent une attention particulière, notamment pour la préservation des espèces utiles et l'orientation des recherches sur les espèces considérées rares ou menacées.

En termes de diversité trophique, les phytophages dominent avec 34,94 % (58 espèces), suivis des prédateurs (16,86 %, 28 espèces), des polyphages (8,43 %, 14 espèces), des saprophages (6,62 %, 11 espèces), des parasites (1,80 %, 3 espèces) et des coprophages (1,20%, 2 espèces).

La qualité de l'échantillonnage est globalement satisfaisante, bien que perfectible. Une augmentation du nombre de relevés permettrait d'obtenir des résultats plus fiables. Par ailleurs, les techniques d'échantillonnage utilisées, relativement limitées, ne capturent pas l'ensemble des espèces présentes dans les stations d'étude. Les espèces observées une seule fois sont considérées comme accidentelles.

L'indice de diversité de Shannon (H') atteint une valeur significative de 5,3, témoignant d'une biodiversité élevée. L'indice d'équitabilité E est de 0,77, indiquant une distribution relativement homogène des espèces capturées. Ces résultats démontrent une diversité fonctionnelle marquée, avec une bonne répartition des espèces dans les différentes stations et périodes d'échantillonnage.

L'analyse des variations saisonnières a révélé des dynamiques de populations distinctes en fonction des saisons. Les périodes de printemps et d'automne sont les plus prolifiques, Les Hyménoptères atteignent leur pic d'abondance en été (749 individus, 48,26 % d'abondance relative), Les Coléoptères, représentant 387 individus en été (35,60 %), Les fluctuations saisonnières sont étroitement corrélées aux conditions climatiques, notamment à la température et aux précipitations.

L'analyse des fréquences d'abondance et d'occurrence des insectes par ordre, en fonction des stations étudiées, révèle que les Coléoptères, les Hyménoptères et les Diptères constituent les ordres dominants. Ces derniers se caractérisent par une abondance élevée et une fréquence d'occurrence homogène dans l'ensemble des trois stations.

Les analyses factorielles des correspondances (AFC) et les analyses en composantes principales (ACP) ont permis d'identifier les principaux facteurs environnementaux influençant la distribution des espèces.

L'étude de la dynamique des populations de *Dynaspidiotus regenieri* a révélé une croissance exponentielle au printemps, avec un taux maximal de ponte enregistré en mai (10 œufs par femelle). Les pics d'abondance des mâles adultes se situent en août (42,86 %), période cruciale pour la reproduction, tandis que les jeunes femelles atteignent leur maximum en mai (37,78 %). Les variations saisonnières influencent directement la répartition des stades de développement, avec une dominance des larves de premier stade en juillet (31,69 %) et des larves de deuxième stade en août (30,67 %). Ces observations soulignent l'impact des conditions climatiques sur la survie et la reproduction de cette espèce.

Ces résultats apportent des éléments concrets pour la gestion durable des forêts de cèdres de l'Atlas. La mise en place de stratégies de conservation adaptées est cruciale pour préserver ces écosystèmes vulnérables face aux changements climatiques et aux pressions anthropiques. Il est essentiel de maintenir une surveillance régulière des dynamiques populationnelles, notamment pour les espèces sensibles aux variations climatiques.

Recommandations pour la Gestion Durable

Pour assurer la préservation des cédraies de l'Atlas, il est primordial de renforcer les efforts de gestion forestière en intégrant les connaissances issues de cette recherche. Parmi les recommandations, nous suggérons :

1. La mise en place de réseaux de surveillance entomologique pour détecter précocement les infestations.
2. Le développement de programmes de lutte biologique ciblant les ravageurs prioritaires, notamment *Dynaspidotus regenieri* et *Thaumetopoea bonjeani*.
3. L'adaptation des pratiques sylvicoles aux conditions climatiques changeantes, avec un accent particulier sur l'amélioration de la résilience des jeunes plants.
4. La sensibilisation des acteurs locaux à l'importance de la préservation des cédraies par des actions éducatives et communautaires.

Contribution Scientifique et Perspectives d'Avenir

1. **Approfondir les études sur les interactions écologiques** : Il est essentiel de poursuivre les recherches sur les interactions entre les arthropodes et d'autres composants biotiques des cédraies, afin d'identifier les mécanismes de régulation naturelle des populations.
2. **Renforcer la surveillance entomologique** : Mettre en place un réseau de suivi des populations d'arthropodes pour détecter les variations spatio-temporelles, notamment en période de stress climatique.
3. **Intégrer les résultats aux plans de gestion forestière** : Les données obtenues devraient être prises en compte dans les stratégies de conservation et de gestion durable des cédraies, en tenant compte des menaces identifiées telles que la sécheresse, les incendies et les infestations d'insectes.
4. **Promouvoir des études comparatives régionales** : Élargir les recherches aux cédraies d'autres régions d'Algérie et du Maghreb afin de comparer la dynamique des populations entomologiques en fonction des contextes écologiques.
5. **Explorer les applications biotechnologiques** : Utiliser les connaissances sur les interactions entre arthropodes et cèdres pour développer des outils de biocontrôle adaptés aux conditions locales.

Références bibliographiques

Références Bibliographiques

1. Abdelhamid, A., & Allal – Benfekih, A. (1998). Le complexe entomologique du cèdre de l'atlas, *Cedrus atlantica* (Manetti, 1844) de la Cédraie Naturelle de Theniet El Had (Algérie). *Revue Écologie-Environnement*, (13): 21-26.
2. Abdessemed, K. (1981). Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le massif des Aurès et de Bélezma. Etude phytosociologique, problème de conservation et d'aménagement. (Ph.D. Dissertation). University of Law, Economics and Sciences of Aix-Marseille, Marseille. 199 p.
3. Abidi, F. (2008). Biodiversité des Arthropodes et de l'avifaune dans un peuplement de Pin d'Alep à Chêne vert à Séhary Guebli (Ain Maâbed, Djelfa). Mémoire Ingénieur Agronomique, Centre Universitaire Djelfa, 114 p.
4. Abourouh, M. (1983). Les ectomycorhize du Cèdre de l'Atlas : Etat des connaissances et perspectives. *Ann. Rech. Maroc*, 27, Vol. 2. Pp :338-346.
5. Adoui, S. (1991). Écologie et dynamique des forêts de montagne en Algérie : Étude des impacts environnementaux sur les écosystèmes forestiers méditerranéens. Thèse de doctorat, Université de Blida, Algérie. 233p.
6. Ait Medjber, R., Ben Messaoud, H., & Soualah, H.A. (2024). Multispectral satellite datasets for detection and mapping of land cover change in a Mediterranean area of North Africa, Belezma (Algeria). *Environmental Research, Engineering and Management*, 80(1), Pp: 39–49.
7. Alexandrain, D., & Gouiram, M. (1992). Les causes des incendies. Levons le voile. Forêt méditerranéenne, n° 1, Pp: 41-47.
8. Andrea, C., & Roberto, M. (1994). Growth performances of a thinned atlas cedar (*Cedrus atlantica* Manetti) Stand. *Ann. Rech.For. Maroc*, T (27). Pp: 281-293.
9. Anonyme. (2008). *Cedrus atlantica* decline in Belezma, Atlas cedar decline.
10. Aouar, M. (1991). Bio-écologie de l'entomofaune d'un maquis dans la region d'Ifigha. Thèse magister. I.N.E.S.B. Tizi Ouzou, 139 p.
11. Aouimeur, S. (2016). Effet de l'action déprédatrice de *l'Apate monachus* (Coleoptera–Brostrychidea) sur trois cultures de palmiers dattiers (*Phoenix dactylifera*) dans la région de Souf (Sahara Septentrional-Est, Algérie). Mémoire magistère. Dép. Agro., Univ. Ouergla, 241p.
12. Appert, J. & Deuse, J. (1982). Les ravageurs des cultures vivrières et maraîchères sous les tropiques. Ed. Maison neuve et Larose, Paris, 413 p.

13. Arar, A., Nouidjem, Y., Bounar, R., Tabet, S., & Kouba, Y. (2020). Modeling of the current and future potential distribution of Atlas cedar (*Cedrus atlantica*) forests revealed shifts in the latitudinal, longitudinal and altitudinal range towards more humid conditions. Ecological Questions. Pp:49-69.
14. Assaad, M. (2020). Ecology and impacts of insect communities on Lebanese cedar (*Cedrus libani*). Ph.D. Dissertation, University of Padua .53 P.
15. Auber, L. (1999). Atlas des Coléoptères de France, Belgique et Suisse. Tome I. Ed. Boubée, Paris, 250p.
16. Auclair, P.D., Eglinton, P.D., & Minnemeyer, S.L. (1997). Principal forest dieback episodes in Northern Hardwoods: Development of numeric indices of areal extent and severity. Water, Air and Soil Pollution, n° 93, Pp: 175-198.
17. Aussenac, G. (1984). Le cèdre, essai d'interprétation bioclimatique et écologique. Bull. Soc. Bot. Fr., Actuel Bot., (2/3/4), Pp: 385-398.
18. Aussenac, G., Granier, A., & Goss, P. (1981). Comportement hydrique estival de *Cedrus atlantica* Manetti, *Quercus ilex* L. et *Quercus pubescens* Willd. Et de divers pins du mont-Ventoux. Ann. Sci. For., 19, Pp : 41-62.
19. B.N. E.F. (1986). Etude d'aménagement du parc National Belezma phase II, inventaire et analyse économique Bureau National des Etudes Forestières ; Blida Pp : 1- 29.
20. Bagnouls F. et Gaussen H., 1953. Saison sèche et indice xérothermique. Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse, 88, Pp :193-240.
21. Bahri, F. (2007). La gestion durable des forêts méditerranéennes en Algérie : défis et perspectives. Thèse de doctorat, Université de Tlemcen, Algérie.
22. Bakouka, F. (2007). Analyse écologique des Arthropodes capturés par les pots Barber dans la forêt de Séhary Guebli (Djelfa). Mémoire Ingénieur Agronomique, Centre Universitaire Djelfa, 95 p.
23. Bakry, M., Amrani, N., & Gaci, H. (2011). Study of *pathogenic fungi* in Algerian cedar forests: the case of *Phellinus chrysoloma*. Algerian Forest Review, 12, Pp: 32–39.
24. Bale, J., Masters, G.J., Hodkinson, I.D., Awmack, C., Martijn, B., Brown, V.K., Butterfield, J., Buse, A., Coulson, J.C., Farrar, J., Good, J.E., Harrington, R., Hartley, S., Jones, T.J., Lindroth, R.L., Press, M.C., Symrnioudis, I., Watt, A.D., & Whittaker, J.B. (2002). Herbivory in global climate change research: Direct effects of rising temperature on insect herbivores. Global Change Biology, 8, Pp:1-16.

25. Baouane, M. (2005). Nouvelles techniques d'étude du régime alimentaire du Hérisson d'Algérie *Atelerix algirus* (Erinaceidae, Mammalia) aux abords du marais du Réghaïa. Thèse Magister, Inst. Nati. Agro. El Harrach, 208 p.
26. Barbault, R. (1981). Ecologie des populations et des peuplements. Ed. Masson, Paris, 200 p.
27. Bared, A. (2016). Contribution à l'étude dendrométrique du cèdre de l'Atlas de la forêt de Ain Antar (Wilaya de Tissemsilet). Master Foresterie. Université de Tlemcen. 48 p.
28. Barriteau, C., & Ferrandes, P. (1992). Les cèdres. Gallais, A., & Bannerot, H. (Eds.), L'Amélioration des espèces végétales cultivées. INRA, Paris, Pp: 732-743.
29. Battisti, A., & Binazzi, A. (1989). *Epinotia cedricida*: bionomics and interactions with cedar forests in the Mediterranean region. Mediterranean Forest Review, 11(4), Pp: 254–260.
30. Beaumont, A., & Cassier, P. (1983). Biologie animale des protozoaires aux Métazoaires épithélioneuriens. Tom II. Ed. DUMON Université, Paris, 954 p.
31. Beghami, R., Bertella, N., Laamari, M. & Bensaci, O.A. (2020). Bark beetle and wood borer insects' outbreak as a potent driver of Atlas cedar (*Cedrus atlantica* (Endl.) Carriere) forests dieback in Aures-East Algeria. Forest Science and Technology, 16 (2), Pp:75–85.
32. Bekkari A. et Benzaoui S., (1991). Contribution à l'étude de la faune des palmeraies de deux régions de Sud-Est Algérien (Ouargla et Djamaa). Mémoire Ing. Agro. ITAS. Ouargla, 109 p.
33. Bélanger-Morin, C. (2012). Changements climatiques et biodiversité : Impacts et stratégies d'adaptation pour les écosystèmes forestiers. Revue canadienne d'écologie forestière, 45(3), Pp: 215–230.
34. Belgazi, S. (2000). Écologie et gestion des écosystèmes forestiers méditerranéens en Algérie : Études et perspectives de conservation. Thèse de doctorat, Université de Tizi-Ouzou, Algérie.
35. Belguendouz-Benkhelfa, R., Biche, M., Adda, R. & Allal-Benfekih, L. (2013). Bio-ecology of a citrus pest (*Aonidiella aurantii* Maskell) (Hemiptera, Diaspididae): Spatiotemporal relationship with its host plants *Citrus limon* and *C. sinensis* in Algiers region. American-Eurasian Journal of Sustainable Agriculture, 7(1), Pp: 14–20.
36. Belhadj, A., Doumandji, S., & Doumandji-Mitiche, B. (2007). Study on *Epinotia cedricida* in the cedar forests of Djurdjura. Sciences & Technologies D, 25, Pp: 67–74.
37. Belkhiri, S. (1993). Contribution de l'étude de la régénération naturelle de cèdre de l'Atlas dans le massif de Belezma, cas de djebel M'hsser. Mem. Ing. INA, 82p.

38. Belloumi, A. (2002). Dynamique des écosystèmes forestiers et impact des changements climatiques en Algérie. *Revue Algérienne d'Écologie*, 7(2), Pp: 175–189.
39. Beloula, S. (2010). Étude sur le dépérissement du cèdre de l'Atlas dans le Parc National de Belezma (Wilaya de Batna) : Apport de la télédétection et des SIG. Mémoire de magistère en sciences agronomiques, Université de Batna, 60 p.
40. Benabid, A. (1993). Biogéographie phytosociologie et phytodynamique des céderais de l'Atlas, *Cedrus atlantica* (Manetti). *Silva Mediterranea* Actes du séminaire international sur le cèdre de l'Atlas, Ifran (Maroc), 7-11 juin 1993, Pp : 62–69.
41. Benassy, C. (1986). Entomologie oléicole – Diaspididae. Ed. Conseil oléicole international, Juan Bravo, Madrid, Espagne, Pp : 206–282.
42. Benhalima, A. (2004). Gestion durable des ressources forestières en Algérie : État des lieux et perspectives d'avenir. Thèse de doctorat, Université de Constantine, Algérie. 220p.
43. Benkhelil, M.L. (1991). Les techniques de récolte et de piégeage utilisées en entomologie terrestre. Ed. O.P.U., Alger, 66p.
44. Benmenni S., (1995). Contribution à l'étude de l'entomofaune du pistachier *Pistacia vera* L. dans la région de Batna (Timgad). Mém. Ing. Agro. Univ. Batna.
45. Bensettiti, M., & Redjali, F. (1996). Population dynamics of pest insects in Algerian cedar forests, particularly *Epinotia cedricida*. *Journal of the National Institute of Forestry Research (INRF)*, 16, Pp: 215–230.
46. Bentouati, A. (1993). Première approche à l'étude de la croissance et de la productivité du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le massif de Bélezma. Mémoire de Magistère, Institut Agronomique de Batna. 63p.
47. Bentouati, A. (2008). La situation du Cèdre de l'Atlas dans les Aurès (Algérie). *Forêt Méditerranéenne*, XXIX (2), Pp: 203-208.
48. Bentouati, A., & Bariteau, M. (2006). Réflexion sur le dépérissement du Cèdre de l'Atlas des Aurès (Algérie). *Forêt Méditerranéenne*, XXVII (4), Pp: 317-322.
49. Biche, M. & Sellami, M. (2011). Biology of *Parlatoria oleae* (Homoptera, Diaspididae) in the area of Cap-Djinet (Algeria). *Agriculture and Biology Journal of North America*, 2, Pp: 52–55.
50. Biche, M. (1987). Bioécologie de la cochenille violette de l'olivier, *Parlatoria olea* (Homoptera, Diaspididae) et étude biologique de son parasite externe *Aphytis maculicornis* (Hymenoptera, Aphelinidae) dans la région du Cap Djinet. Mém. Dip. Univ. Rech., Univ. de Nice, 119 p.

51. Biche, M., Siafa, A., Adda, R. & Gherbi, R. (2012). Biologie d'*Aonidiella aurantii* (Homoptera, Diaspididae) sur citronnier dans la région de Rouiba. *Lebanese Science Journal*, Special Issue, Pp : 59–64.
52. Blondel, J. (1979). Biogéographie et écologie. Ed. Masson, Paris, 173p.
53. Bonneau, M., & Landmann, G. (1988). Champignons de France et d'Europe occidentale. Ed. Arthaud, 368 p.
54. Bouahmed, A., Vessella, F., Schirone, B., Krouchi, F. & Derridj, A. (2019). Modeling *Cedrus atlantica* potential distribution in North Africa across time: New putative glacial refugia and future range shifts under climate change. *Regional Environmental Change*, 19(6), Pp: 1667–1682.
55. Boudy, P. (1950). Economie forestière Nord-Africaine : Monographie et traitements des essences forestières. Ed. Larose, T2 (II), Paris, 878 p.
56. Boudy, P. (1952). Guide forestier en Afrique du Nord. Edit. La Maison rustique, Paris, 288 p.
57. Bouguenna, S . (2011). Diagnostique écologique, mise en valeur et conservation des pineraies de *Pinus halpensis* de la région de Djerma (Nord-est de parc national de Belezma). Thèse magister. Dep. Agro. Batna, 162 p.
58. Bouhdjel, A. (2020). Contribution to the phytochemical study of Atlas cedar in Zeccar, Ouarsenis, and Thniet El Had. Master's Thesis, Mohamed Khider University – Biskra. 137p.
59. Boukerker, H. & Si Bachir, A. (2015). Biodiversity of xylophagous insects and their role in the *Cedrus atlantica* forests decline in the National Park of Belezma -Batna- (Algeria). *Courrier du Savoir*, (20), Pp: 79–90.
60. Boukerker, H. (2016). Autoecology and biodiversity assessment in the *Cedrus atlantica* forests in Belezma National Park (Batna, Algeria). PhD Dissertation, Mohamed Khider University – Biskra. 213p.
61. Boukeroui N. Doumandji S. & Chebouti-Meziou N. (2007). L'entomofaune du pistachier fruitier (*Pistacia vera* Linné) dans la région de Blida. Journées Intern. Zool. agri. et for. 8 -10 avril 2007, Dép. Zool. Agri., Inst. Nati. Agro. El Harrach, p.203.
62. Boukhtache, N. (2019). Contribution à l'étude de la bio-écologie de quelques cochenilles inféodées aux arbres fruitiers de la région montagneuse des Aurès (Batna, Algérie). Thèse doctorat. Dép. Agro., Biskra, 201p.

63. Boukrout-Bentamer, N. (1998). Disponibilités en ressources entomologiques et modalité de leur Héron garde-bœufs, *Bubulcus ibis* (Aves- Ardeidae) dans la vallée du Sébaou. Thèse Magister. I.N.A., El Harrach, 247 p.
64. Bouktir, O. (2003). Contribution à l'étude de l'entomofaune dans trois oliveraies à Tizi Ouzou et étude de quelques aspects bioécologiques de la mouche de l'olive *Bactrocera oleae* Gmelin et Rossi, 1788 (Diptera- Tephritidae). Mém. Mag.. I.N.A. El Harrach, 191 p.
65. Bousbia, R. (2010). Inventaire des arthropodes dans la région d'Oued Souf Cas – Robbah – El-Ogla et Sidi Mestour Mém. Ing. Agro., Univ. Ouargla ,117p .
66. Brague-Bouragba N., Serrano J. & Lieutier F. (2006). Contribution à l'étude faunistique et écologique de quelques familles de Coleoptera dans différentes formations végétales sub-désertiques (Cas de Djelfa, Algérie). *Entomologie* 76, p. 93-101.
67. Chafaa, S. (2013). Contribution à l'étude de l'entomofaune de l'olivier, *Olea europaea* et de la dynamique des populations de la cochenille violette *Parlatoria oleae* Colvée, 1880 (Homoptera : Diaspididae) dans la région de Batna, thèse. Doc., Agro., Ins. Nat. Agro., El Harrach, 16p.
68. Chaib, S., Kherbouche-Abrous, O. & Beladjal, L. (2023) Ecology and phenology of the Dysderidae (Araneae) in the Djurdjura National Park (Algeria). *African Journal of Ecology*, 61 (1), Pp: 77–88.
69. Chatenet, G. (1990). Guide des Coléoptères d'Europe. Ed. Delachaux et Niestle, Paris, 479 p.
70. Chbouki, H. (1994). Étude écologique des forêts méditerranéennes en Algérie : Les impacts des pratiques sylvicoles et des perturbations naturelles. Thèse de doctorat, Université de Bejaia, Algérie. 193p.
71. Cheddadi, R. (2004). Changements environnementaux du Nord-ouest de l'Afrique : passé, présent et futur. In : Sémah, A.M., & Renault-Miskovsky, J. L'évolution de la végétation depuis deux millions d'années. Editions Artcome. Pp: 104–125.
72. Chennouf, R (2008). Echantillonnages quantitatifs et qualitatifs des peuplements d'invertébrés dans un agro - écosystème à Hassi Ben Abdellah. Mém. Ing. Agro., Univ. Ouargla, 122 p
73. Chisholm, R.A., & Krastin, D.L. (2002). *Gymnosporangium juniperi-virginianae*: A complex rust affecting junipers and cedars. *Plant Disease Research Journal*, 24, 16p.
74. Colignon P., Hastir P., Gaspar C. et Francis F., (2000). Effets de l'environnement proche sur la biodiversité entomologique en cultures maraîchères de plein champ. *Parasitica* 56 (2- 3): Pp: 59- 70.

75. Courbet, L., Dupont, S., & Martin, P. (2012). Analyse des dynamiques écologiques des forêts méditerranéennes face aux changements climatiques. *Écologie méditerranéenne*, 38(2), Pp: 101–120.
76. Csaba, M. (1994). Results of introduction trials with *Cedrus atlantica* in Hungary. *Ann. Rech. For. Maroc*, 27 (special), Pp : 220–222.
77. Daguiar, J., Dommanget, J.-L. & Prechac, R. (1985). Guide des Libellules d'Europe et d'Afrique du Nord. Ed. Delachaux et Niestlé, Paris, 341p.
78. Dajoz, R. (1985). Précis d'écologie. 5^e édition, Ed. Dunod, Paris, 505 p.
79. Dajoz, R. (1996). Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris, 551 p.
80. Dajoz, R. (2003). Les coléoptères Carabidés et Ténébrionidés : Écologie et Biologie. Ed. Lavoisier Tec et Doc, Londres, Paris, New York, 522 p.
81. Debras J. F., (2007). Rôles fonctionnels des haies dans la régulation des ravageurs : Le cas de Psylle *Cacopsylla pyri* L. dans les vergers du Sud- est de la France. Thèse de Doctorat en sciences de la vie. Université D'Avignon, pays de Vaucluse. 240 p.
82. Deghiche-Diab, N. (2016). Etude de la biodiversité des arthropodes et des plantes spontanées dans l'agro-écosystème oasien. Mémoire de Magistère, Dép. Agro. Univ. Biskra, 104 p.
83. Delagarde, J., (1983). Initiation à l'analyse des données. Ed. Dunod., Paris, 157 P.
84. Delatour, C. (1990). Les dépérissements de chênes en Europe. *Rev. For. Fr.*, Vol. 35, n°4, Pp: 255–281.
85. Delkov, A., & Grozev, O. (1994). Résultats de l'introduction du *Cedrus atlantica* Manetti en Bulgarie de sud-ouest. *Ann. Rech. For. Maroc*, T (27) (spécial), Pp : 173–185.
86. Delvare, G., & Aberlenc, H.-P. (1989). Les insectes d'Afrique et d'Amérique tropicale. Collection Didactiques, Cirad-Gerdar, Montpellier, France. 302p.
87. Derridj, A. (1990). Étude des populations de *Cedrus atlantica* Manetti en Algérie. Thé. Doc., Univ. Paul Sabatier, Toulouse, Pp:112–122.
88. Dervin, G. (1992). Comment interpréter les résultats d'une analyse factorielle des correspondances. Ed. I. T.C.F., Paris, 72 p.
89. Diakonoff, A. (1969). *Epinotia cedricida*, a new species of cedar tortricid moth. *Annals of the French Entomological Society*, 5, 389p.
90. Djellab, S., Mebarkia, N., Neffar, S. & Chenchouni, H. (2019). Diversity and phenology of hoverflies (Diptera: Syrphidae) in pine forests (*Pinus halepensis* Miller) of Algeria. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 22(3), Pp: 766–777.

91. Dorst, J. (1990). Guide des Coléoptères d'Europe. Ed. Delachaux et Niestlé, Paris, 479p.
92. Ducrey, M. (1993). Adaptation du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) au climat méditerranéen : Aspect écophysiological de sa réaction à la sécheresse. Silva Méditerrané, 7–11 juin, Ifrane (Maroc), Pp : 140–150.
93. El Yousfi, A. (1994). La santé du cèdre de l'Atlas au Maroc. In : Actes du séminaire international sur le cèdre de l'Atlas. Annales de la Recherche Forestière au Maroc, 27 (spécial), Pp : 5594–611.
94. Emberger, L. (1938). Aperçu générale sur la végétation du Maroc, commentaire de la carte phytogéographique du Maroc, Mém. H.S. Sec. Nat. Maroc, 117, 57 p.
95. Emberger, L. (1955). Une classification biogéographique des climats. Recueil des Travaux des Laboratoires de Botanique, Géologie et Zoologie de la Faculté des Sciences de l'Université de Montpellier, *Série Botanique*, 7, Pp : 3–43.
96. Ezahirri, M., & Belghazi, A. (2000). Synthèse de quelques résultats sur la régénération naturelle du cèdre de l'Atlas (Maroc). Sciène et changement planétaire, Sécheresse, 11(2): Pp : 79–89.
97. F.A.O. (1990). Suivi et évaluation des ressources forestière des ressources forestières nationales : Manuel pour le relevé intégré de données sur le terrain. Version 2.3 SERFN 37/F. Rome.
98. Fabre, J.P., Mouna, M., Du Merle, P., & Benhalima, S. (1999). Le point sur certains ravageurs du cèdre de l'Atlas en Afrique du Nord, en France et en Europe. Forêt Méditerranéenne, 20(4); Pp: 203–218.
99. Fabres G., 1979. Analyse structurelle et fonctionnelle de la biocénose d'un homoptère (*Lepidosaphes beckii*, How. Diaspididae) dans deux habitats agrimicoles de la nouvelle-Calidonie. Ed. ORSTOM. Paris, 272p.
100. Farjon, A. (2008). A Natural History of Conifers. Timber Press. 304p.
101. Faurel, L., & Affite, R. (1949). Facteurs de répartition des céderais dans les Massifs de l'Aurès et du Bélezma. Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Du nord, 40(5–6), Pp : 178–186.
102. Fennane, M. & Ibn Tattou, M. (2012). Statistiques et commentaires sur l'inventaire actuel de la flore vasculaire du Maroc. Bulletin d'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie, 34(1), Pp : 1–9.
103. Feredj, A. (2009). Analyse écologique des arthropodes dans les trois types de palmeraies de la cuvette de Ouargla, Mém. Ing. Agro., Univ. Ouargla, 122 p.

104. Folgarait, P. J. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity & Conservation*, 7(9), Pp : 1221-1244.
105. Garadi, S, (1992). Etude de la régénération naturelle et assistée du cèdre de l'Atlas « *Cedrus atlantica* Manetti » dans le Parc National de Chréa. Mémoiree. Igr. Agr., INA, El Ing. Agr., INA, El-Harrach, Alger ,76p,
106. Graham, M. R. (2011). Scorpions of the World. *Journal of Arachnology*.
107. Grovel, P. (2007). Dynamique écologique des écosystèmes forestiers méditerranéens : Étude des interactions entre les changements climatiques et la biodiversité. *Revue d'Écologie méditerranéenne*, 34(2), Pp :123–136.
108. Guettala-Frah, N. (2009). Entomofaune, Impact Economique et Bio-Ecologie des Principaux Ravageurs du Pommier dans la région des Aurès. Thèse doctorat Agro., Univ. Batna, 166 p.
109. Guezlane, S. (1982). L'écologie des forêts méditerranéennes en Algérie : Dynamique de la végétation et problèmes de gestion des ressources forestières. Thèse de doctorat, Université de Tizi-Ouzou, Algérie. 237p.
110. Hadji, F. (1991). Étude des écosystèmes forestiers méditerranéens : Dynamique et gestion des ressources naturelles en Algérie. Thèse de doctorat, Université de Tlemcen, Algérie. 157 p+Annexes.
111. Halitim, S. (2006). Contribution à l'étude de la réserve utile en l'eau des sols des cédries dans les Aurès : influence des facteurs édaphiques. Mémoire de Magister, université de Batna (Algérie).108 p.
112. Hamadi, F.Z. (2022). Évolution temporelle de la cochenille du cèdre de l'atlas *Dynaspidiotus regnieri* (Insecta, Diaspididae) dans le parc national de Chréa et de Thniet El Had (Algérie). *Agrobiologia*, 12(2), Pp: 3292–3299.
113. Hamiche, A. (2005). Entomofaune dans deux oliveraies de Boudjima et de Maatkas (Tizi Ouzou) ; bioécologie de la mouche de l'olivier *Bactrocera oleae* Gmelin et Rossi 1788 (Diptera – Tephritidae). Thèse Magister. INA. El Harrach, 199 p.
114. Harrat, A. (1988). Contribution à l'étude de l'entomofaune de l'olivier et particulièrement la dynamique des populations de *Parlatoria oleae* Colvée (Homoptera ; Diaspididae) dans la région de Mila. *Annales d'Institut National Agronomique El Harrach*, Alger, 12, Pp: 164–183.
115. Hautier L., Patiny S., Thomas-odjo A., Gaspar C. (2003). *Evaluation de la biodiversité de l'entomofaune circulante au sein d'associations culturales au Nord Bénin*, Notes fauniques de Gembloux, n° 52, Pp: 39-51.

116. Hceflcd (2019). Rapport sur la gestion durable des ressources forestières et les écosystèmes méditerranéens en Algérie. Haut-Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte contre la Désertification, Algérie.
117. Helgard, A. (1984). Les Insectes. Solar, Paris, 286p.
118. Houamel, A. (2012). Contribution à l'étude du dépérissement de la cédraie dans la région de Batna (cas du parc national du Belezma). Mémoire de Magister en Foresterie Option : Gestion et Conservation des Écosystèmes. Université Aboubekr Belkaïd – Tlemcen (Algérie), Pp : 40-41.
119. Jacamon, J. (2002). Dynamique des écosystèmes forestiers en Méditerranée : Études palynologiques et écologiques des forêts d'Algérie. Revue d'Écologie Méditerranéenne, 15(4), Pp : 173–190.
120. Jean-François, G. (2013) -ANSES LSV (Montpellier), *Bernard Boutte* (Expert santé des forêts), Thomas Boivin (INRA Avignon), Alain Chalon (INRA Avignon)
121. Jourdeuil, P. (1991). Les auxiliaires, ennemis naturels des ravageurs des cultures. Ed. A.C.T.A., Paris, 64p.
122. Kaddour, F. & Larkem, M. (2019). Vegetative recovery after fire in an Atlas cedar forest (*Cedrus atlantica*) - Théniet El Had National Park. Master's Thesis, Ecology and Environment Program, Ecosystem Protection Specialization, El-Wancharissi University Center, Tissemsilt.108p.
123. Kellil, H. (2010). Contribution à l'étude du complexe entomologique des céréales dans la région des hautes plaines de l'Est algérien. Thèse magister. Dép. Agro. Batna, 188 p.
124. Keriem, A., Sbabdji, M., & Lambs, L. (2018). Study of Atlas Cedar Growth (*Cedrus atlantica* Manetti) in El M'sid Mountains (East Algeria): Productivity and Growth According to Planting Methods. Open Journal of Forestry. (8), Pp: 182-195.
125. Khanfouci, M. S., 2005. Contribution to the study of fruiting and regeneration of Atlas cedar. Master's Thesis in Forestry Sciences, Hadj Lakhdar University - Batna, Algeria 249p.
126. Kherchouche, D., Slimani, S., Touchan, R., Touati, D., Malki, H. & Baisan, C.H. (2019). Fire human-climate interaction in Atlas cedar forests of Aurès. Northern Algeria. Dendrochronologia, 55, Pp: 125–134.
127. Kourim, M L, (2010). Biodiversité entomologique dans le parc national de l'Ahaggar (Tamanrasset, Sahara)".

128. Krouchi, M. (2010). Caractéristiques écologiques des forêts et gestion durable des ressources forestières dans les régions méditerranéennes de l'Algérie. Thèse de doctorat, Université de Bejaia, Algérie.186p.
129. Krüssmann, G. (1981). Manuel des plantes ornementales : Les principaux arbres à feuillage caduque et persistant pour les jardins et les paysages. Paris: Éditions Delachaux et Niestlé.382p.
130. Laamari, S. (1991). Bioécologie de la faune de la forêt domaniale des Aurès. Mém. Mag. agro. Univ. Batna, 160 p.
131. Lacoste, A., & Salanon, R. (2001). Eléments de biogéographie et d'écologie (2^e édition). Nathan Université.318p.
132. Lamotte, M. & Bourliere, F. (1969). Problème d'écologie : l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Ed. Masson et Cie, Paris, 304p.
133. Lamy, M. (1999). Les insectes et les hommes. Ed. Albin Michel, Paris, 96 p.
134. Lanier, L. (1994). Les champignons des cédraies en Algérie (Étude comparative). Com. Sem., Maroc.Pp:1-10.
135. Lepoutre, A., & Pujois, J. (1963). Les rôles de mycorhize dans la biologie des jeunes cèdres. C.R. Soc. Des Sc. Nat et Phys. au Maroc, t. XXIX, no 5–6, Rabat.
136. Leraut, P. (1992). Les Papillons dans leur milieu. Ed. Bordas, Paris, 256p.
137. Linares, J.C., Taiqui, L., & Camarero, J.J. (2011). Increasing Drought Sensitivity and Decline of Atlas Cedar (*Cedrus atlantica*) in the Moroccan Middle Atlas. Forest Research, 131(4), Pp: 1001–1012.
138. Loreau, M., Naeem, S., & Inchausti, P. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. Science, 294(5543), Pp: 804-808.
139. Lucas, S. M., & Meier, J. (2017). Biology and Distribution of Scorpions of Medical Importance
140. Marniche, F. (2001). Aspects sur les relations trophiques de la faune en particulier de l'avifaune de L'Ichkeul (Tunisie). Thèse mag. I.N.A. El- Harrach. Alger. 344 p.
141. M'Hirit, O. (1982). Étude écologique et forestière des cédraies du Rif Marocain : Essai sur une approche multidimensionnelle de la phytoécologie et de la production du cèdre de l'Atlas. Ann. Rech. For. Maroc, Vol.4, 299p.
142. M'Hirit, O. (1994). Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti). Présentation générale : États des connaissances à travers le réseau Silva méditerranée. Ann. Rech. For. Maroc, T27.Pp: 205-217.

143. M'Hirit, O., & Benzyane, M. (2006). Le cèdre de l'Atlas : mémoire du temps. Casablanca: Éditions Mardaga, Pp: 13–26.
144. M'Hirit, O., & Blerot, P. (1999). Le grand livre de la forêt marocaine. Ed. Mardaga, 280p.
145. Madjour, K. (2015). Régénération naturelle du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) au niveau du Parc National du Djurdjura (Secteur de Tala-Guilef). Mémoire de Magister. Université Mouloud Mammeri.82p.
146. Melazem, A. (1990). Étude écologique des forêts du Nord de l'Algérie : Diversité et dynamique des écosystèmes forestiers. Thèse de doctorat, Université de Constantine, Algérie.216p.
147. Michele, P., Dupont, D., & Alario, J. (2001). Écologie et dynamique des forêts méditerranéennes : Études sur la régénération naturelle des essences forestières. *Journal of Mediterranean Forest Ecology*, 12(3), Pp: 115–129.
148. Mohammedi, A. (2022). Entomofaune de l'olivier (*Olea europaea* L.) dans la région d'El-Khroub. Mémoire de Master.83p.
149. Moore, J. (1999). Impact of climate change on Mediterranean forest ecosystems: Challenges and adaptation strategies. *Journal of Mediterranean Ecology*, 15(4), Pp: 321–334.
150. Moumeni, L., Gastebois, A., Gillmann, L., Papon, N., Benia, F., Bouchara, J.P. & Bounechada, M. (2021). Investigating the prevalence of Bark beetles of *Pinus halepensis* in the North East semi-arid region of Algeria. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 22(7), Pp: 2755–2762.
151. Mouna, M., & Avcı, M. (2016). Cedar forests under threat of new pests. *Turkish Journal of Forestry*. Vol 17 Special Issue, Pp: 71 – 75.
152. Mühlemann, P. (1994). Dépérissement des forêts en Suisse : situation actuelle. *Le courrier de l'environnement de l'INRA*, N°22.
153. Mullen, G. R., & Stockwell, S. A. (2002).20 – SCORPIONS (Scorpiones).
154. Mulleur, YVES (1985). L'avifaune forestière nicheuse des Vosgers du Noerd – Sa place dans le contexte médio-Européen. Thèse Doc. Sciences, université. Dijon, 318 p.
155. Nageliesen, L.M. (2007). Les problèmes phytosanitaires du cèdre en France. Rapport Forêt Entreprise, n°174, 31p.
156. Nadjahi, A. (1988). La cédraie de Chréa (Atlas Blideen) : Phénologie, productivité, régénération. Thèse de doctorat, Université de Nancy I; 184 p.

157. Nichane, M., Bouchikhi Tani, Z., & Khelil, M. A. (2012). Contribution à l'étude de l'entomofaune de quelques espèces résineuses de la région des Traras occidentaux (Tlemcen – Algérie). *Lebanese Science Journal*, Vol. 14, No. 2, Pp: 25-39.
158. Orgeas J. & Ponel P. (2001). Organisation de la diversité des Coléoptères en milieu méditerranéen provençal perturbé par le feu. *Rev. Ecol. (Terre et vie)*, Vol. 56 (2), Pp: 157 – 171
159. Oswald, H. (1992). Floraison, pollinisation et fructification chez le Hêtre (*Fagus silvatica* L.). INRA, Paris, Pp: 243–258.
160. Oussalah, N. (2008). Contribution à l'étude biologique de *Parlatoria oleae* (Colvée, 1832) dans une oliveraie à Bordj Bou Arréridj. *Mem. Ing. Agro. Ins. Nat. Agro.*, El Harrach, 69p.
161. Pandolf, P., Ricci, P., & Lemoine, A. (1996). Impact des changements climatiques sur les écosystèmes forestiers du bassin méditerranéen. *Revue d'Écologie Méditerranéenne*, 22(3), Pp: 215–232.
162. Pena, M. (2001). Les Carabidae (Coleoptera) des hauts sommets de Charlevoix : Assemblages et cycles d'activité dans les environnements alpin, subalpin et forestier. *Mémoire Univ. Québec, Rimouski*, 59 p.
163. Perrier P. & Delphy J. (1961). La faune de la France, Fax. 6, Coléoptères 2eme édition, Delagrave, Paris, 229 p.
164. Peterson, B.G., Carl, P., Boudt, K., Bennett, R., Ulrich, J., Zivot, E. & Wuertz, D. (2018) Package 'performanceanalytics'.
165. Philippeau, G., (1992). Analyse en composantes principales. Collection STAT-ITCF. Institut Technique des Céréales et Fourrages. 15 p.
166. PNB. (2010). Plan de gestion du Parc National de Belezma, Section A : Approche descriptive et analytique. Document interne. Parc National de Belezma, 96 p.
167. PNB. (2020). Plan de gestion du Parc National de Belezma, Section A : Approche descriptive et analytique. Document interne. Parc National de Belezma, 13 p.
168. Polis, G. A., & McCormick, S. J. (1986). Scorpions, spiders and solpugids: predation and competition among distantly related taxa. *Oecologia*.
169. Ponel, P. (1983). Contribution à la connaissance de la communauté des arthropodes spasmophiles de L'Isthme de Giens. *Trav. Sci- parc national port- Crow, Fr.* 9, Pp: 149-182.
170. Pradel, J. (1979). Variabilité génétique et écophysiologie du Cèdre : Résumé. INRA, Département Forêt, Nancy.

171. Pujos, A. (1964). Les milieux de la cédraie marocaine : Étude d'une classification des cédraies du Moyen Atlas et du Rif en fonction des facteurs du sol et du climat et de la régénération naturelle actuelle dans ces peuplements.
172. Quézel, P. (1976). Les forêts du pourtour méditerranéen. In : Forêt et maquis méditerranéens : écologie, conservation et aménagement. Note technique MAB, 2, Pp: 9–33. UNESCO, Paris.
173. Quézel, P. (1998). Cèdres et cédraies du pourtour méditerranéen : Signification bioclimatique et phytogéographique. *Forêt Méditerranéenne*, 19(3), Pp: 243–260.
174. Quézel, P. (2000). Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen. *Ecologia Mediterranea*, 26(1), Pp: 3–14.
175. Quézel, P., & Médail, F. (2003). Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. In: *The Mediterranean-type ecosystems: origin and structure*. Springer, Dordrecht. Pp: 287–310.
176. Quézel, P., & Santa, S. (1962). Nouvelle flore de l'Algérie et des régions méridionales désertiques. C.N.R.S., Paris. 238p.
177. Rabasse, J.M. (1976). Puceron en culture protégé. Les problèmes posés et les moyens de les contrôler en butent intégrée. *Rev. La défense des végétaux*, n°234, Paris, Pp: 13–1.
178. Ramade, F. (2022). *Éléments d'écologie ; Ecologie appliquée* ; 824 p, (7eme édition).
179. Ramade, F. (1984). *Éléments d'écologie – écologie fondamentale*. Ed. Mc Graw-Hill, Paris, 397p.
180. Ramade, F. (1994). *Éléments d'écologie – écologie fondamentale*. Ed. Dunod, Paris, 690p.
181. Reille, M. (1977). Contribution palynologique à l'histoire holocène de la végétation des montagnes de l'Atlas, Maroc. *Revue de Paléobotanique et Palynologie*, 23(3), Pp: 155–172.
182. Rice, S., & Lewis, C. (1988). Ecological impacts of forest management and land use changes in the Mediterranean region. *Journal of Mediterranean Environmental Studies*, 12(3), Pp: 115–126.
183. Ricklefs R.E. & Miller G.L. (2005). *Ecologie*. Ed. De Boeck et Larcier, Bruxelles, 821 p.
184. Riou-Nivert, P. (2005). *Les résineux : Tome II : Écologie et pathologie*. Ed. L.G.F, 356p.
185. Riou-Nivert, P. (2007). Fiche extraite de la flore forestière française, T(III), région méditerranéenne. *Forêt – Entreprise*, n°174, Pp: 14–16.

186. Ripert, C., & Boisseau, B. (1994). Écologie et croissance du cèdre de l'Atlas en Provence. CMAGREF, Pp: 156–171.
187. Rippert, P., & Boisseau, P. (1993). Analyse écologique des écosystèmes méditerranéens : Approches et méthodologies pour la gestion durable. *Revue d'Écologie Méditerranéenne*, 29(4), Pp: 201–220.
188. Roques, A. (1983). Les insectes ravageurs des cônes et graines des conifères en France. I.N.R.A, centre de recherche Orléans, Paris, 199p.
189. Roy, D., & Gagnon, R. (1991). L'impact des perturbations humaines sur les écosystèmes forestiers dans les régions tempérées et méditerranéennes. *Canadian Journal of Forest Ecology*, 22(1), Pp: 78–92.
190. Roy, M. (1998). Dynamiques écologiques des forêts méditerranéennes : Interactions entre biodiversité et gestion durable. Paris: Éditions INRA.
191. Sabatier, S., & Barthelemy, D. (1994). Study of the architecture of the Atlas cedar. *Silva Mediterranea*, 19(2), Pp:56–67.
192. Sallé, G. (1994). Geographical distribution of the cedar tortricid moth *Epinotia cedricida* (Lepidoptera: Tortricidae) in natural cedar forests. *European Journal of Entomology*, 91(4), Pp: 473–479.
193. Sarmoum, M., Gharbi, A., & Zennir, R. (2018). Impact of ecological conditions on the growth of Atlas cedar forests in Algeria. *Algerian Forest Review*, 55(2), 45–53.
194. Schorenberger, A. (1970). Étude de la végétation de l'Aurès oriental. FAO, Projet Algérie, 15. 20p.
195. Seltzer, L. (1946). Le climat de l'Algérie. Carbonel, Alger, 219 p.
196. Si bachir, A. (2007). Bio-écologie et facteurs d'expansion du Héron garde-boeufs (*Bubulcus ibis*, Linné, 1758) dans la région de la Kabylie de la Soummam et en Algérie. Thèse de Doctorat d'État, Faculté des Sciences, Univ. Séitf, 243 p.
197. Sinclair, W.A., & Lyon, H.H. (2005). *Diseases of Trees and Shrubs*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
198. Slimani, S. (2014). Reconstitutions dendrochronologiques du climat et de l'historique des incendies dans les régions des Aurès et de kabylie, Nord de l'Algérie. Thèse doctorat. Université Mouloud Mammeri .171p.
199. Slimani, S., Touchan, R., Derridj, A., Kherchouche, D. & Gutiérrez, E. (2014). Fire history of Atlas cedar (*Cedrus atlantica* Manetti) in Mount Chélia, northern Algeria. *Journal of Arid Environments*, 104, Pp:116–123.

200. Soesanto, L. (2008). Introduction to Biological Control of Plant Diseases [Pengantar Pengendalian Hayati Penyakit Tanaman]. PT Raja Grafindo Persada, Jakarta, 574p.
201. Souttou, K., Choukri, K., Sekour, M., Guezoul, O., Ababsa L & Doumandji S. (2015). Ecologie des arthropodes en zone reboisée de Pin d'Alep dans une région présaharienne à Chbika (Djlefa, Algérie) *Entomologie Faunistique – Faunistic Entomology* 68, Pp : 159-172
202. Sridhara, S., Chakravarthy, A. K., Kalarani, V., & Reddy, D. C. (2016). Diversity and Ecology of Scorpions: Evolutionary Success Through Venom.
203. Stewart, P. (1969). Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique. Quelques réflexions. Bull. Int. Nat. Agr. ELHarrach, Pp: 24-25.
204. Tahanout, M. (2017). Analyse de l'effet de l'année et de l'arbre sur la production de cônes du cèdre de l'Atlas *Cedrus atlantica* Manetti à Tala-Guilef (Djurdjura Nord-Ouest). Université Mouloud MAMMERI de Tizi-Ouzou, Pp: 3–9.
205. Talbi, Y. (2010). Contribution à l'étude des insectes associés au dépérissement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* M.) dans la région de Batna : cas de la cédraie de Belezma. Thèse de magister, Université de Batna (Algérie), 114p.
206. Toth, J. (1973). Dissemination of Atlas cedar seeds. *Mediterranean Forest Review*, 25(3), Pp: 123–134.
207. Toth, J. (1978). Contribution à l'étude de la fructification et de la régénération du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* M.) dans le sud de la France. Thé. Doc. Ing., Fac. St. Marseille, France, 136 p.
208. Toth, J. (1980). Le cèdre III : La gaine des plants en pépinière, reboisement, régénération naturelle. *Forêt privée*, Rev. For. Europ. N°132, Pp: 41–47.
209. Toth, J. (1971). Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*). Bulletin de la vulgarisation forestière N 4. Pp :5-19.
210. Toth, J. (1981). Contribution à l'étude monographie du Cèdre méditerranéen. INRA. Station d'Avignon : 25 p.
211. Toth, J. (2005). Le Cèdre de France. Etude approfondie de l'espèce. Edit. L'Harmattan, Paris .207p.
212. Vasseur, A. & Schvester, D. (1957). Biologie et écologie du Pou de San José (*Quadraspidiotus perniciosus*) en France. Ann. INRA, Séries C, Epiph., 8 : Pp : 5–161.
213. Villiers, A. (1979). Initiation à l'entomologie. Anatomie, Biologie et Classification. Ed. Boubée et Cie, Paris, 324 p.

214. Weesie, P.D.M. and Belemsobgo, U. (1997). Les rapaces diurnes du Ranch de gibier de Nazinga (Burkina Faso). *Alauda*, 65, Pp: 263-278.
215. Yahi, N. (2007). Dynamique des écosystèmes forestiers en Algérie : Stratégies de conservation face aux changements environnementaux. Alger: Éditions Universitaires.
216. Yahi, N., & Mediouni, K. (1997). Étude des impacts écologiques et anthropiques sur les forêts de cèdre dans les Aurès. *Revue d'Écologie méditerranéenne*, 23(1), Pp: 45–62.
217. Yan, L. & Yan, M.L. (2023) ggvenn: Draw Venn Diagram by 'ggplot2'. R package version 4.2.2. Pp: 1-8.
218. Yasri N., Bouisri R., Kherbouche O. & Arab A. (2006). Structure des arthropodes dans les écosystèmes de la forêt de Senelba Chergui (Djelfa) et de la palmeraie de Ghoufi (Batna). *Actes du Congrès international d'entomologie et de nématologie, Alger, 17-20 avril 2006*, Pp : 178-187.
219. Yattara, A. A., & Francis, F. (2013). Impact des méthodes de piégeage sur l'efficacité de surveillance des pucerons : illustration dans les champs de pommes de terre en Belgique. *Entomologie faunistique – Faunistic Entomology*, 66, Pp: 89-95.
220. Zahradnik, S. (1988). Guide des insectes. Ed. Hatier, Prague, 318p.
221. Zaime, A. & Gautier, J.Y., (1989) *Comparaison des régimes alimentaires de trois espèces sympatriques de Gerbillidae en milieu saharien, au Maroc*. *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*, 44(2), Pp :153-16
222. Zeraria, M. (1986). La végétation forestière et les problèmes écologiques en Algérie : Étude des forêts de montagne et de leur évolution. Thèse de doctorat, Université des Sciences et Technologies de Houari Boumediene, Alger, Algérie.195p.
223. Zereg, S. (2011). Diagnostique écologique, mise en valeur et conservation des juniperaies de *Juniperus phoenicea* de la région de Djerma (Nord-est de parc national de Belezma). *Mém. Mag. Dep. Agro. Batna*, 104 p.

Etude des peuplements arthropodologiques inféodés aux Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le Parc national de Belezma (Batna, Algérie).

Résumé

Cette étude a pour objectif d'inventorier les peuplements arthropodologiques associés aux Cèdres de l'Atlas dans le Parc national de Belezma, situé dans la région de Batna. Trois stations d'échantillonnage ont été sélectionnées et l'étude s'est déroulée entre janvier 2017 et décembre 2018, en utilisant trois techniques d'échantillonnage : les pots Barber, les pièges colorés et les pièges suspendus. L'inventaire a permis de recenser un total de 4 051 individus, représentant 116 espèces réparties en 65 familles et 13 ordres. Les Coléoptères sont les plus représentés, représentant 37,93 % des espèces inventoriées, suivis des Hyménoptères (24,14 %) et des Diptères (16,38 %).

La diversité des insectes a été évaluée à l'aide de divers indices écologiques, tels que la fréquence d'abondance, la constance, le statut trophique, et la diversité. Des analyses statistiques, dont l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC), ont également été réalisées. Les Phytophages, représentant 34,94 % de la diversité totale, sont le groupe le plus important avec 58 espèces. Les prédateurs constituent le deuxième groupe le plus abondant, avec 28 espèces et 16,86 %. Les autres catégories trophiques présentent des proportions plus faibles. L'indice de Shannon-Weaver (H') a permis d'évaluer la diversité spécifique dans les différentes stations d'étude, avec des valeurs variant de 4,97 à 5,15, indiquant une diversité modérée à élever.

La dynamique des populations de *Dynaspidiotus regenieri* est fortement influencée par les conditions climatiques et l'orientation des stations, avec des pics de ponte principalement observés au printemps et en automne.

En conclusion, cette étude souligne l'importance de préserver les écosystèmes forestiers de cèdres, menacés par les changements climatiques et les pressions anthropiques, et met en évidence la nécessité d'une gestion durable des cédraies afin de maintenir leur biodiversité et leur équilibre écologique.

Mots clés : Cèdres de l'Atlas, peuplements arthropodologiques, Biodiversité, *Dynaspidiotus regenieri*, Parc national de Belezma.

Study of arthropod communities associated with the Atlas cedar (*Cedrus atlantica* Manetti) in the Belezma National Park (Batna, Algeria).

Abstract

This study aims to inventory the arthropod communities associated with Atlas cedar in Belezma National Park, located in the Batna region. Three sampling stations were selected, and the study was conducted between January 2017 and December 2018 using three sampling techniques: Barber traps, colored traps, and suspended traps. The inventory recorded 4,051 individuals, representing 116 species distributed across 65 families and 13 orders. Coleoptera were the most represented, accounting for 37.93% of the recorded species, followed by Hymenoptera (24.14%) and Diptera (16.38%).

Insect diversity was assessed using various ecological indices, such as abundance frequency, constancy, trophic status, and diversity. Statistical analyses, including Correspondence Factor Analysis (CFA), were also performed. Phytophagous insects, representing 34.94% of the total diversity with 58 species, formed the most significant group. Predators constituted the second most abundant group, with 28 species and 16.86%. Other trophic categories showed lower proportions. The Shannon-Weaver diversity index (H') was used to evaluate specific diversity at the different study stations, with values ranging from 4.97 to 5.15, indicating moderate to high diversity.

The population dynamics of *Dynaspidiotus regenieri* were strongly influenced by climatic conditions and station orientation, with peak egg laying primarily observed in spring and autumn.

In conclusion, this study highlights the importance of preserving cedar forest ecosystems, which are threatened by climate change and anthropogenic pressures, and emphasizes the need for sustainable management of cedar forests to maintain their biodiversity and ecological balance.

Keywords: Atlas cedar, Arthropod communities, biodiversity, *Dynaspidiotus regenieri*, Belezma National Park.

دراسة المجتمعات المفصلية المرتبطة بأرز الأطلس *Cedrus Atlantica Manetti* في الحظيرة الوطنية بلزمة (باتنة، الجزائر)

تهدف هذه الدراسة إلى جرد المجتمعات المفصلية المرتبطة بأرز الأطلس في الحظيرة الوطنية بلزمة، الواقعة في منطقة باتنة. تم اختيار ثلاث محطات لأخذ العينات، وأجريت الدراسة بين يناير 2017 وديسمبر 2018 باستخدام ثلاث تقنيات لأخذ العينات: مصائد باربير، المصائد الملونة، والمصائد المعلقة. أسفر الجرد عن تسجيل ما مجموعه 4051 فردًا، يمثلون 116 نوعًا موزعين على 65 عائلة و13 رتبة. كانت الخنافس *Coleoptera* الأكثر تمثيلًا، حيث شكلت 37.93% من الأنواع المسجلة، تليها غشائيات الأجنحة *Hymenoptera* بنسبة 24.14%، وذوات الجناحين *Diptera* بنسبة 16.38%. تم تقييم تنوع الحشرات باستخدام مؤشرات بيئية متنوعة، مثل تكرار الوفرة، الثبات، الحالة التغذوية، والتنوع. كما أجريت تحليلات إحصائية، بما في ذلك تحليل المراسلات العائلية (AFC). كانت الحشرات النباتية التغذية *Dynaspidiotus regenieri* هي المجموعة الأكثر أهمية، حيث تمثل 34.94% من إجمالي التنوع بـ 58 نوعًا. شكلت الحشرات المفترسة ثاني أكبر مجموعة وفرة، حيث تضم 28 نوعًا بنسبة 16.86%. أظهرت الفئات الغذائية الأخرى نسبًا أقل. تم استخدام مؤشر التنوع "شانون-ويفر" (H') لتقييم التنوع النوعي في المحطات المختلفة، حيث تراوحت القيم بين 4.97 و5.15، مما يشير إلى تنوع متوسط إلى مرتفع تأثرت ديناميات تجمعات *Dynaspidiotus regenieri* بشكل كبير بالظروف المناخية واتجاه المحطات، حيث لوحظت ذروة وضع البيض بشكل رئيسي في فصلي الربيع والخريف.

في الختام، تؤكد هذه الدراسة على أهمية الحفاظ على النظم البيئية لغابات الأرز، والتي تتعرض للتهديد بسبب التغيرات المناخية والضغوط البشرية، وتبرز الحاجة إلى إدارة مستدامة لغابات الأرز للحفاظ على تنوعها البيولوجي وتوازنها البيئي.

الكلمات المفتاحية: أرز الأطلس، مجتمعات حشرية، تنوع بيولوجي لحظيرة الوطنية بلزمة باتنة

