

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ecole Nationale Supérieure Agronomique
المدرسة الوطنية العليا للفلاحة
Thèse

Présentée par : **MOUSSOUNI Abdenour**

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en sciences agronomiques

**Diagnostic ornithologique des cédraies
d'Algérie : Ecologie, diversité et perspectives de
conservation**

Devant le jury composé de :

Président :	M. BELLATRECHE M.	Professeur
Directeur de thèse :	M. BOUBAKER Z.	Maître de conférences
Examineurs :	Mme. YAHI-GUENAFDI N.	Professeur
	Mme. BELHADJ-CHALABI GH.	Maître de conférences.
	M. SBABDJI M.	Maître de conférences
	M. TELLAILIA A.	Maître de conférences

Année : 2017- 2018

Dédicace

*A la mémoire de mes deux enfants partis trop tôt
Meriem et Abderrahmane*

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens à remercier M. Boubaker Zoubir, Maître de conférences à l'ENSA, pour avoir dirigé ce travail, mais surtout pour son amitié, sa fraternité et son soutien dans les moments les plus difficiles ; sans lui ce travail n'aurait pas vu le jour.

Mes sincères remerciements vont aussi à M. Bellatreche Mohamed, Professeur à l'ENSA, pour l'honneur qu'il me fait en présidant ce jury.

Mes sincères remerciements vont à Mme. YAHI-GUENAFDI N. Professeur à l'USTHB, pour avoir accepté de faire partie du jury mais aussi pour sa sympathie et ses continuels encouragements.

Mes vifs remerciements vont aussi à Mme Chalabi Belhadj Ghania, Maître de conférences à l'Université d'El Tarf, pour avoir accepté sans aucune hésitation de faire partie de ce jury, c'est pour moi assurément un grand honneur.

Je remercie aussi M. Sbabdji Mohamed, Maître de conférences à l'ENSA, pour avoir accepté d'examiner ce travail. Qu'il trouve ici tous mes respects pour ses compétences scientifiques et ses qualités humaines.

J'adresse mes remerciements à M. Telailia Salah, Maître de conférences à l'Université d'El Tarf, qui a spontanément accepté d'examiner ce travail et dont la sympathie et les qualités humaines l'ont toujours distingué.

Je n'oublierai pas de remercier M. Biche Mohamed, Professeur à l'ENSA, pour ses conseils et son aide précieuse durant ma formation post graduée. Je lui resterai toujours reconnaissant.

Je saisi l'occasion pour remercier les responsables des différentes structures qui n'ont pas hésité à mettre à ma disposition les moyens nécessaires au bon déroulement du travail de terrain. Il s'agit de :

M. Gouichiche Mhamed, Directeur du centre cynégétique de Zéralda ; M. Meribai Youcef, Directeur du parc national de Djurdjura ; M. Djardini Houari, Directeur du parc national de Théniet El Had ; M. Abderrahmani Said, Directeur du parc national de Belezma ; M. Dahel Ramdane, Directeur du parc national de Chréa ; M. Hamidi Messaoud, Conservateur des forêts de la wilaya de Khenchla.

Toute ma gratitude va aux personnes qui m'ont accompagné et guidé durant mes sorties de terrain. Je m'adresse à M. Baghloul Djilali (Théniet El Had), M. Boumaaraf Brahim (Khenchla), M. Siah Mohamed (Chréa), Gaagaa Karim (Belezma), soyez assurés de ma grande reconnaissance.

Enfin, il est clair que ce travail n'aurait pu être accompli sans la présence, le soutien et les sacrifices de ma famille particulièrement mes parents, ma femme, mes frères et sœurs ainsi que ma belle-famille. Je leur exprime toute mon affection et ma profonde gratitude.

Résumé

La présente étude constitue une première approche qui s'intéresse à l'avifaune d'une formation forestière endémique de l'Afrique du Nord. Elle se propose de réaliser un diagnostic ornithologique des cédraies d'Algérie (Cédraies de Théniet El Had, Chréa, Djurdjura, Belezma et Khenchla). Elle illustre aussi une application réelle de la modélisation en ornithologie.

Les données de l'avifaune récoltées par la méthode des échantillonnages fréquents progressifs (E.F.P.) ont servi de base pour le diagnostic. Ce dernier a été fondé sur une démarche analytique conçue autour de trois outils fondamentaux à savoir l'information mutuelle, les profils écologiques et les modèles linéaires généralisés.

Nos cédraies se présentent comme des écosystèmes importants pour une faune avienne caractérisée par l'abondance des espèces sylvatiques. La diversité des niches écologiques a permis la cohabitation d'espèces sédentaires et migratrices. La présence d'espèces d'intérêt patrimonial témoigne de l'importance des cédraies pour la conservation de la diversité avienne.

Les outils de la théorie de l'information notamment les profils écologiques, l'entropie espèce et l'information mutuelle espèce-descripteur nous ont permis d'une part d'identifier l'écologie et les valeurs indicatrices des espèces et d'autre part les descripteurs les plus déterminants pour les oiseaux.

Les modèles linéaires généralisés associés à la technique de régression logistique ce sont montré bien adaptés à la nature des données ornithologiques. A cet effet, deux types de modèles ont été réalisés à savoir les modèles synécologiques (GLM) qui ont permis d'identifier les descripteurs discriminants pour la communauté avienne et les modèles autécologiques (régression logistique) qui ont mis en relation les occurrences des espèces en relation avec les descripteurs dendro-écologiques. Globalement, l'ensemble des descripteurs relatifs aux structures verticale et spatiale du peuplement forestier, ainsi que leur variabilité structurale ont affiché des effets importants sur les communautés avienne.

Les résultats obtenus dans cette thèse fournissent une base d'informations pour des applications directes dans la prise de décision en matière de conservation de la biodiversité et de la faune avienne des peuplements de cèdre.

Mots clés : Cédraies – Avifaune – EFP - Diagnostic – descripteurs – Dendrométrie - Modélisation – GLM – Régression logistique – Conservation – Profils écologiques – Entropie - Information mutuelle – Synécologie - Autécologie – Bioindicateurs.

Summary

The present study is a first approach, which focuses on the avifauna of an endemic forest formation of North Africa. It proposes to carry out an ornithological diagnosis of Algerian cedar forests (Cedar forests of Théniet El Had, Chréa, Djurdjura, Belezma and Khenchla). It also illustrates a real application of modeling in ornithology.

The avifauna data, are collected by the progressive frequency sampling method (E.F.P.) served as a basis for the diagnosis. This diagnosis is based on an analytical approach designed around three fundamental tools namely mutual information, ecological profiles and generalized linear models.

Our cedar forests are important ecosystems for an avifauna characterized by the abundance of sylvatic species. The diversity of ecological niches has allowed the cohabitation of sedentary and migratory species. The presence of species of heritage interest testifies to the importance of cedars for avian diversity conservation.

The information theory tools particularly ecological profiles, species entropy and the species-descriptor mutual information enabled us on the one hand to identify the ecology and the indicator values of species and on the other hand the most important descriptors for birds. The generalized linear models associated with logistic regression are well adapted to ornithological data nature. To this end, two types of models have been realized namely the synecological models (GLM) which identify discriminant descriptors for the avian community and the autecological models (logistic regression) which related species occurrences with dendro-ecological descriptors. Overall, all the descriptors for vertical and spatial forest stand structures, as well as their structural variability, have had significant effects on the avian communities.

The results obtained in this thesis provide an information base for direct applications in decision-making regarding the conservation of biodiversity and avian fauna of cedar stands.

Key words : Cedar forest - Avifauna - EFP - Diagnosis - descriptors - Dendrometry - Modeling - GLM - Logistic regression - Conservation - Ecological profiles - Entropy - Mutual information - Synecology - Autecology - Bioindicators.

Liste des figures

Figure 1 : Répartition du cèdre de l'Atlas en Afrique du Nord (M'hirit, 1994)	06
Figure 2 : Localisation de la cédraie de Chréa (PNC, 2005)	37
Figure 3 : Localisation de la cédraie de Théniet El Had (Taouti et Zaidi, 2013)	38
Figure 4 : Localisation de la cédraie du Djurdjura (Moussouni et Boubaker, 2015)	40
Figure 5 : Localisation de la cédraie de Belezma (Aidel, 2007)	41
Figure 6 : Localisation de la cédraie de Ouled Yacoub (BNEDER, 2010)	43
Figure 7 : Localisation de la cédraie de Chélia (BNEDER, 2010)	43
Figure 8 : Schéma descriptif du relevé Ornitho-eco-dendrométrique	46
Figure 9 : Exemple d'une boîte à moustache (box plot)	55
Figure 10 : Boxplots de la distribution des pentes	70
Figure 11 : Boxplots de la distribution des recouvrements des différentes strates	71
Figure 12a : Boxplots des distributions des descripteurs dendrométriques	71
Figure 12b : Boxplots des distributions des descripteurs dendrométriques	73
Figure 12c : Boxplots des distributions des descripteurs dendrométriques	74
Figure 13 : Structure diamétrale des cédraies étudiées	76
Figure 14 : Structure verticale (classes de hauteurs) des cédraies étudiées	77
Figure 15 : Diversité taxonomique (familles) du peuplement avien	79
Figure 16 : Distribution des espèces aviennes en fonction du statut phénologique	79
Figure 17 : Distribution des espèces aviennes en fonction de leurs catégories trophiques	80
Figure 18 : Spectre biogéographique des espèces aviennes contactées	81
Figure 19 : Boxplots des distributions des paramètres aviens dans les cinq cédraies	83
Figure 20 : Dendrogramme de similitude entre les cédraies	85
Figure 21 : Fréquences des espèces communes aux cinq cédraies	87
Figure 22 : Fréquence des autres espèces contactées	87
Figure 23 : Relation information mutuelle – Entropie descripteur	92
Figure 24 : Diagramme de Kiviat pour l'information mutuelle moyenne des descripteurs	93
Figure 25 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Belezma	93
Figure 26 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Chréa	94
Figure 27 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Djurdjura	94
Figure 28 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Khenchla	95
Figure 29 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Théniet El Had	95
Figure 30 : Profils écologiques du Pouillot de Bonelli	99
Figure 31 : Profils écologiques de la Mésange noire	100

Figure 32 : Profils écologiques du Pinson des arbres	103
Figure 33 : Profils écologiques du Roitelet triple bandeaux	106
Figure 34 : Profils écologiques du Pigeon ramier	109
Figure 35 : Profils écologiques du Grimpereau des jardins	112
Figure 36 : Profils écologiques du Troglodytes mignon	116
Figure 37 : Profils écologiques du Rougegorge familier	117
Figure 38 : Profils écologiques du Gobemouche gris	118
Figure 39 : Profils écologiques du Serin cini	120
Figure 40 : Profils écologiques de la Mésange charbonnière	123
Figure 41 : Profils écologiques Pouillot siffleur	124
Figure 42 : Profils écologiques du Merle noir	127
Figure 43 : Profils écologiques du Rougequeue à front blanc	128
Figure 44 : Profils écologiques du Geai des chênes	131
Figure 45 : Profils écologiques du Gobemouche noir	131
Figure 46 : Profils écologiques de la Mésange Nord-africaine	135
Figure 47 : Profils écologiques de la Grive draine	136
Figure 48 : Profils écologiques du Pic de Levillant	137

Liste des tableaux

Tableau I : Superficie des différentes cédraies dans leur aire naturelle (Algérie, Maroc)	06
Tableau II : Nombre de placette et d'arbres échantillonnés dans les différentes cédraies	54
Tableau III : Composition taxonomique du peuplement avien	78
Tableau IV : Catégories et types fauniques des espèces aviennes	80
Tableau V : Richesse avienne patrimoniale des cédraies	81
Tableau VI : Structures des peuplements aviens des cinq cédraies	84
Tableau VII : Matrice de proximité de Jaccard	85
Tableau VIII : Entropie facteur observée et maximales pour les différents descripteurs et qualité d'échantillonnage.	89
Tableau IX : Entropies espèces avec rappel de leurs fréquences dans les différentes cédraies	90
Tableau X : Effets (en nombre d'espèces) global et par habitat des descripteurs retenus	138
Tableau XI : Nombre de descripteurs retenus pour chaque paramètre avien et dans chaque cédraie	141
Tableau XII : Nombre de descripteurs retenus pour chaque espèce et dans chaque cédraie	141
Tableau XIII : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) de la richesse avienne	143
Tableau XIV : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) de la diversité taxonomique	144
Tableau XV : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) de la diversité trophique	145
Tableau XVI : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) de la diversité biogéographique	146
Tableau XVII : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) du taux de migrants	147
Tableau XVIII : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) du taux de sédentaires	148
Tableau XIX : Modèles de régression logistique du Gobemouche noir	150
Tableau XX : Modèles de régression logistique du Merle noir	151
Tableau XXI : Modèles de régression logistique de la Mésange charbonnière	152
Tableau XXII : Modèles de régression logistique du Gobemouche gris	152
Tableau XXIII : Modèles de régression logistique du Geai des chênes	153
Tableau XXIV : Modèles de régression logistique de la Mésange noire	154
Tableau XXV : Modèles de régression logistique de la Mésange Nord-africaine	155
Tableau XXVI : Modèles de régression logistique du Rougequeue à front blanc	155
Tableau XXVII : Modèles de régression logistique du Pigeon ramier	156
Tableau XXIX : Modèles de régression logistique du Pouillot siffleur	157
Tableau XXX : Modèles de régression logistique du Roitelet triple bandeau	157
Tableau XXXI : Modèles de régression logistique du Rougegorge familier	158
Tableau XXXII : Modèles de régression logistique du Troglodytes mignon	159
Tableau XXXIII : Modèles de régression logistique du Serin cini	160
Tableau XXXIV : Modèles de régression logistique du Pic de Levillant	161
Tableau XXXV : Modèles de régression logistique du Pinson des arbres	162
Tableau XXXVI : Modèles de régression logistique du Grimpereau des jardins	163
Tableau XXXVII : Modèles de régression logistique de la Grive draine	164
Tableau XXXVIII : Modèles de régression logistique du Pouillot de Bonelli	165

Sommaire

Introduction générale	01
Chapitre I : Présentation des cédraies d'Algérie	05
Introduction	05
1.1 - Aire de distribution du cèdre	05
1.1.1 - Aire naturelle	05
1.1.2 - Aire d'introduction	07
1.2 - Typologie des cédraies d'Algérie	07
1.2.1 - Typologie bioclimatique	07
1.2.2 - Typologie orographiques	08
1.2.3 - Typologie phytogéographique	09
1.2.3.1 - Cédraies du Domaine mauritanien méditerranéen	09
1.2.3.2 - Cédraies du Domaine maurétanien steppique	10
1.2.4 - Typologie sylvicole	11
1.2.5 - Typologie édaphique	13
1.3 - Menaces	14
1.3.1 - Ennemis naturels (insecte, parasites, champignons)	14
1.3.2 - Problème de régénération	14
1.3.3 – Incendies	16
1.3.4 – Pâturage	16
1.3.5 - Coupes illicites	16
1.3.6 – Dépérissement	17

Chapitre II : Les indicateurs biologiques, définitions et concepts	18
Introduction	18
2.1 - Concepts et définitions	19
2.1.1 –Bioindicateur	19
2.1.2 - Espèce indicatrice	21
2.1.2.1 - Espèce clé de voûte (Keystone species)	22
2.1.2.2 - Espèce parapluie (Umbrella species)	23
2.1.2.3 - Espèce phare (Flagship species)	23
2.1.2.4 - Espèce fondatrice (Foundation species)	24
2.1.2.5 - Espèce sentinelle (sentinel species)	24
2.1.2.6 - Espèce focale (focal species)	24
2.2 - Intérêts des bioindicateurs	25
2.3 - Typologie générale des bioindicateurs	26
2.4 - Critères de choix des bioindicateurs	28
2.5 - Groupes taxonomiques connus comme bioindicateurs	30
2.5.1 - Flore et végétation	30
2.5.2 - Faune invertébrée	30
2.5.3 - Faune vertébrée	31
2.5.3.1 – Mammifères	31
2.5.3.2 - Reptiles et Amphibiens	31
2.5.3.3 – Poissons	32
2.5.3.4 – Oiseaux	32
Conclusion	34

Chapitre III : Méthodologie et cadre d'étude	36
3.1 - Description des Cédraies retenues	36
3.1.1 - Les cédraies de l'Atlas Blidéen et de l'Ouarsenis	36
3.1.2 - La cédraie du Djurdjura	39
3.1.3 – Les cédraies des Aurès	41
3.2 - Relevés aviens	44
3.3 - Relevé éco-dendrométrique	46
3.3.1 - Mesures stationnelles	47
3.3.2 - Structure globale de la végétation	49
3.3.3 - Structure verticale du peuplement	50
3.3.4 - Structure spatiale du peuplement	51
3.3.5 - Variabilité structurale du peuplement	53
3.4 – Traitements des données	54
3.4.1 - Analyse exploratoire des données	54
3.4.1.1 – Boîtes à moustaches (Box plot)	54
3.4.1.2 - Tests statistiques	55
3.4.2 - Structure des peuplements de cèdres	56
3.4.3 - Structure et composition des peuplements aviens	57
3.4.3.1 – Fréquence	57
3.4.3.2 – Richesses	57
3.4.3.3 - Diversité spécifique	58
3.4.3.4 - Equitabilité ou Equirépartition	59
3.4.3.5 - Diversité biogéographique, taxonomique et fonctionnelle	59
3.4.3.6 - Indice de similitude	60
3.4.4 - Analyses écologiques	61

3.4.4.1 - Profils écologiques	61
3.4.4.2 - Entropie espèce H(E)	62
3.4.4.3 - Entropie facteur H(L)	62
3.4.4.4 - Information mutuelle espèce-facteur	63
3.4.5 – Modélisation	64
3.4.5.1 - Choix des espèces	65
3.4.5.2 - Sélection des variables	66
3.4.5.3 - Procédure de régression	67
3.4.5.4 - Elaboration et évaluation des modèles finaux	67
Chapitre IV- Résultats et interprétation	68
4.1 - Diagnostic des Habitats	68
4.1.1 - Analyse exploratoire	68
4.1.2 - Structure des peuplements de cèdre	74
4.2 - Diagnostic ornithologique	78
4.2.1 – Approche synécologique	78
4.2.1.1 - Composition des peuplements aviens	78
4.2.1.2 – Structure des peuplements aviens	82
4.2.2 - Approche autécologique	86
4.2.2.1 - Analyse des fréquences spécifiques	86
4.2.2.2 – Espèces retenues	88
4.2.2.3 - Qualité de l'échantillonnage des descripteurs	88
4.2.2.4 - Entropie espèce	88
4.2.2.5–Information mutuelle Espèce-descripteur H (L-E)	88
4.2.2.6 – Profils écologiques	96

4.3 – Modélisation	139
4.3.1 - Sélection des descripteurs	140
4.3.2 – Colinéarité	140
4.3.3 - Procédure de régression	142
4.3.4 - Modélisation Synécologique	142
4.3.5 - Modélisation Autécologique	149
Chapitre V : Discussion générale	166
Chapitre VI – Conservation et perspectives de recherche	176
6.1 – Gestion et conservation des peuplements aviens	176
6.2 - Gestion et conservation des cédraies	180
6.3 - Perspectives de recherches	185
6.4 - Information et sensibilisation du public et des acteurs	186
Conclusion générale	188
Références bibliographiques	190
Annexes	

Introduction générale

Introduction générale

Depuis le sommet de la Terre de Rio en 1992, l'évaluation et la gestion de la biodiversité sont devenus des préoccupations majeures non seulement des scientifiques mais aussi des pouvoirs publics.

Néanmoins, de nombreux bouleversements affectent l'ensemble de la biodiversité de notre planète et ceci de manière durable, parfois irréversible. Nous connaissons en effet, une des plus intenses crises d'extinction d'espèces et de régression de la biodiversité, à mesure que les populations humaines et leurs activités se développent et transforment les milieux naturels (UICN, 2014).

La diversité faunistique, connue pour être une dimension clé de la biodiversité, constitue de nos jours, un concept incontournable dans un contexte de changements globaux. Elle contribue au bon fonctionnement des écosystèmes et à l'augmentation de leur résistance par rapport aux perturbations externes (Franklin et *al.*, 2002).

Dans ce contexte de crise biologique majeure, la communauté scientifique insiste de plus en plus sur l'urgence de compléter les inventaires taxonomiques souvent parcellaires, de déterminer les niveaux de biodiversité au sein des habitats et d'établir des diagnostics des écosystèmes afin de décider de la mise en œuvre de programmes de conservation ou de restauration écologiques.

A l'instar des autres régions du monde, la région méditerranéenne est connue pour être un des 34 points chauds du monde (hotspots) (Myers et *al.*, 2000 ; Myers, 2003 ; Derneği, 2010). Elle se caractérise par une diversité biologique exceptionnelle qui fait du bassin méditerranéen le troisième hotspot le plus riche de la planète en biodiversité végétale (Médail et Quézel, 1999 ; Mittermeier et *al.*, 2004).

Les écosystèmes boisés de cette région contribuent largement à cette extraordinaire richesse biologique aux valeurs multiples et procurent un large éventail de biens et services, dont toute une série de biens de valeur, mais souvent non marchands (biodiversité, qualité des paysages) qui sont cruciaux à la fois pour le développement socio-économique et pour le bien-être des populations de la région (FAO, 2009). Toutefois, la crise actuelle d'extinction d'espèces due à des changements globaux et les facteurs anthropozoogènes menacent cet héritage biologique unique (Médail et Quézel, 2003 ; Blondel et Médail, 2009).

Il est donc urgent que les scientifiques apportent des réponses pour anticiper ces changements et permettre aux acteurs impliqués dans la gestion de ces écosystèmes forestiers d'adapter leurs pratiques à ces contraintes.

A l'état actuelle, connaître et comprendre la capacité à long terme de ces forêts à maintenir leur multifonctionnalité, via leurs différents rôles notamment de refuge pour la biodiversité, sont des préoccupations majeures en écologie de la conservation et de la gestion des milieux forestiers (Rykowski, 2002).

Ce souci de conservation s'exprimera notamment par la recherche des moyens appropriés qui permettront d'assurer la pérennité effective des éléments forestiers possédant un intérêt patrimonial élevé, ceci par préservation *in situ* (Rameau et Olivier, 1991).

Néanmoins, le temps, les moyens financiers ainsi que l'expertise scientifique étant limités, il s'est avéré opportun de se doter de « modèles biologiques » dans le but d'apporter un complément à certains éléments de la stratégie de conservation et de gestion de la biodiversité. Le recours aux indicateurs biologiques, venant se substituer à des entités biologiques beaucoup trop vastes pour être analysées efficacement, est devenu une démarche clé en biologie de la conservation (Oliver et Beattie, 1996 ; Duelli et Obrist, 2003). C'est dans cette optique qu'est introduite l'idée d'utiliser des indicateurs fauniques dans un contexte d'aménagement et de gestion des écosystèmes forestiers (Lafleur, 2007).

Il n'existe pas encore à proprement parler de système global de suivi de la biodiversité forestière. En parallèle aux données des inventaires forestiers (Hauteur des arbres, diamètre, surface terrière, volume de bois, densité,...), les chercheurs ajoutent néanmoins progressivement des données d'abondance d'espèces ou de groupes d'espèces particuliers, notamment les plantes vasculaires, les bryophytes, les lichens, les champignons saproxyliques, les oiseaux, les carabidés, etc. Les suivis de biodiversité s'appuient donc le plus souvent sur les données des inventaires forestiers nationaux pour organiser le reporting sur la biodiversité forestière (Burley, 2002 ; Nivet *et al.*, 2012).

Ces indicateurs biologiques doivent refléter de manière satisfaisante l'entité à laquelle ils se substituent pour l'analyse, c'est-à-dire un groupe taxonomique, une guildes écologique, voire même un écosystème dans sa globalité, ce qui inclut les relations entre les différents taxons qui le composent (Levrel, 2007).

Par ailleurs, le choix de ces bioindicateurs est aussi largement subordonné à d'autres considérations, telles que le coût du suivi, la quantité de données déjà disponibles et la capacité technique à suivre les groupes taxonomiques (Dale et Beyeler, 2001 ; Nivet *et al.*, 2012).

Dans ce sens, parmi le nombre croissant de taxons qui peuvent jouer le rôle d'indicateurs biologiques, la faune avienne constitue un excellent modèle dont la performance a été largement prouvée. En effet, les oiseaux ont de tout temps été utilisés pour comprendre les relations faune-habitat (Prodon et Lebreton, 1981 ; Solonen et Lodenius, 1990 ; Bonn et Gaston, 2005 ; Caula, 2007 ; Gil-Tena *et al.*, 2007). Ils occupent actuellement une place inéluctable dans la conservation et la gestion des milieux et le développement de la science de conservation en général (Arinaitwe *et al.*, 2007 ; Brooks *et al.*, 2008 ; Rodrigues et Tristao da Cunha, 2012).

Parmi les différentes formations forestières connues dans la région méditerranéenne, les cédraies constituent des écosystèmes très particuliers confinés aux montagnes de l'Afrique du Nord, spécialement en Algérie et au Maroc. En effet, le Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) est une essence forestière endémique des montagnes de ces deux pays.

En plus de ses caractéristiques sylvicoles (bois d'œuvre, huile aromatique) et écologiques (résistance au feu, rusticité et tolérance aux différents stress) qui font de lui une essence de base pour la reconstitution et la revalorisation du patrimoine forestier, le Cèdre de l'Atlas par les différentes formations qu'il constitue, offre des habitats favorables pour une faune très diversifiée.

De par leurs rôles multiples (environnemental, économique et socio-culturel) les cédraies sont des milieux à forts enjeux, la préservation de leur biodiversité est devenue une préoccupation majeure. Les actions de l'Homme ont fortement impacté leur physionomie, avec des conséquences encore peu connues mais certainement néfastes pour une partie de la biodiversité inféodée à ces écosystèmes.

Les cédraies ont suscité l'intérêt de plusieurs chercheurs algériens dans les domaines de la sylviculture (Derridj, 1990), l'écologie (Yahi, 2007 ; Meddour, 1994), la phytosociologie (Abdessemed, 1981), la génétique (Krouchi, 2010) et l'entomologie (Sbabdji, 2012).

Toutefois, en Algérie, en l'état actuel de nos connaissances, aucun travail ne s'est intéressé aux cédraies en tant que réservoir d'une biodiversité faunistique en général et ornithologique en particulier. Les recherches ornithologiques menées depuis plusieurs années (Moali, 1999 ; Benyacoub, 1993 ; Bellatreche, 1994 ; Boubaker, 2012) se sont surtout orientées vers l'étude de l'écologie des oiseaux dans différents milieux naturels sans pour autant s'intéresser à des peuplements forestiers particuliers.

La présente étude est la première en son genre qui s'intéresse à l'avifaune d'une formation forestière endémique de l'Afrique du Nord. Elle se fixe comme premier objectif de diagnostiquer, d'un point de vue qualitatif et quantitatif, le peuplement d'oiseaux reproducteurs évoluant dans les cédraies algériennes et de dévoiler une éventuelle originalité de l'avifaune des Cédraies par rapport à celle d'autres formations forestières.

Le deuxième objectif consiste à tester l'effet des descripteurs d'habitat sur la distribution des oiseaux des peuplements forestiers de Cèdre et de fournir des informations fiables directement utilisables par les gestionnaires. La modélisation des interactions avifaune-habitat constitue un outil précieux pour l'analyse de la présence et de la distribution des espèces et l'effet des différents facteurs qui les régissent (Hernandez-Stefanoni et Ponce-Hernandez, 2006 ; Dormann *et al.*, 2007).

Les modèles établis serviront d'outils bien appropriés pour la gestion et la conservation des espèces et des milieux naturels ainsi que le développement et la mise en œuvre des stratégies de protection de ces habitats endémiques. Ils seront de ce fait, très utiles tant aux scientifiques qu'aux gestionnaires dans la prise de décision et la conception des approches sylvicoles en matière de gestion et de conservation de la biodiversité des cédraies d'Algérie.

Ce document repose, dans un premier chapitre, sur une description générale des cédraies algériennes, où nous présenterons leurs caractéristiques principales accompagnées des différentes esquisses typologiques établies pour ces formations.

Le deuxième chapitre a été réservé aux différents concepts et définitions relatifs aux indicateurs biologiques. Ce qui permet au lecteur de replacer cette étude dans un cadre théorique plus large. Une attention particulière sera donnée à l'utilisation des oiseaux comme indicateurs biologiques.

Le troisième chapitre est consacré au cadre d'étude et à l'approche méthodologique. Nous présenterons d'abord une brève description des cédraies retenues pour les besoins de cette étude. Les différentes méthodes utilisées sont présentées dans ce chapitre notamment la méthode d'échantillonnage des oiseaux (EFP). Les différents traitements effectués sur les données recueillies seront aussi présentés selon les deux approches retenues soit l'approche synécologique (composition et structure du peuplement avien) et l'approche autécologique (profils écologiques, information mutuelle espèce-descripteur). Nous détaillerons davantage la démarche entreprise pour la modélisation avec une fine description des modèles linéaires généralisés et de la régression logistique.

Nous exposerons dans le quatrième chapitre les résultats obtenus où ils seront soigneusement interprétés. Une discussion générale des résultats et leur confrontation avec les différents travaux de recherches entrepris dans le contexte de notre études, fera l'objet du cinquième chapitre.

Nous consacrons le dernier chapitre (chapitre VI) à la conservation de la faune avienne inféodée aux cédraies où nous proposerons des actions de conservation et de gestion de cette avifaune ainsi que les cédraies. Nous ouvrons aussi dans ce chapitre des pistes de réflexion et de nouvelles perspectives en matière de recherche scientifique.

Chapitre I

Présentation des cédraies d'Algérie

Chapitre I : Présentation des cédraies d'Algérie

Introduction

Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) est une essence forestière endémique des montagnes d'Afrique du Nord. Il constitue l'essence noble des forêts de l'Algérie et du Maroc. Il forme spontanément sept blocs distincts, dont quatre dans les montagnes marocaines et trois dans les montagnes algériennes.

Il doit son statut «d'espèce noble» à son histoire culturelle très ancienne et riche (Pijut, 2000). En effet, en plus de ses caractéristiques sylvicoles (bois d'œuvre, huile aromatique) et écologiques (résistance au feu, rusticité et tolérance aux différents stress) qui font de lui une essence de base pour la reconstitution et la revalorisation du patrimoine forestier, le cèdre de l'Atlas par les différentes formations qu'il constitue, offre des habitats favorables pour une flore et une faune très diversifiée.

Cette espèce a suscité l'intérêt de plusieurs chercheurs algériens notamment en matière de sylviculture (Nedjahi, 1988, Messaoudène et *al.*, 2013), d'écologie et de phytosociologie (Abdessemed, 1981 ; Yahi, 1995, 2007 ; Yahi et *al.*, 2008 ; Derridj, 1999 ; Meddour, 2010 ; Yahi et Djellouli, 2010 ; Yahi et *al.*, 2016), de génétique (Harfouche et Nedjahi, 2003 ; Krouchi, 2010) et d'entomologie (Sbabdji, 1997 ; 2012).

Nous ne prétendons pas dresser une typologie des cédraies d'Algérie quoique qu'une telle démarche mérite d'être encouragée dans le futur, mais nous essayerons de dresser une synthèse des différents travaux réalisés dans ce sens afin de donner un aperçu sur les caractéristiques des cédraies d'Algérie.

1.1 - Aire de distribution du cèdre

1.1.1 - Aire naturelle

Le cèdre de l'Atlas est une essence caractéristique des montagnes de l'Afrique du Nord et plus précisément de l'Algérie et du Maroc.

En Algérie, les données palynologiques, anthracologiques et autres analyses de la végétation macrophyte soulignent la présence du cèdre depuis au moins 40 000 ans et montrent que son aire était plus étendue (Salamani, 1993 ; Cheddadi, 2004). Le déclin de cette essence dans certains milieux, cas de l'Akfadou, El-Kala et Tébessa, entre 25 000 et 9 000 ans, est lié aux périodes d'aridité du climat du quaternaire. Le cèdre était alors réfugié dans les montagnes où il avait trouvé les conditions favorables à son maintien (Benslama et *al.*, 2010 ; Messaoudène et *al.*, 2013).

A l'état actuel, l'aire du cèdre de l'Atlas est très morcelée ; elle est constituée par des îlots dispersés d'étendues variables (figure 1). Sa superficie totale exacte reste discutable. Les chiffres relevés dans la littérature sont incohérents en raison de l'absence d'inventaires précis et complets. En effet, Boudy (1950) annonçait un chiffre de 30 000 ha qu'il réévalue à 33.000

ha en 1952. M'hirit (1994) estime que l'aire du cèdre avoisine les 40.000 ha. D'autres auteurs (Benabid, 1994 ; Mediouni et Yahy, 1994) citent le chiffre de 27 000 ha. Alors que cette superficie ne représente que 20 000 ha pour Quezel (1998). Ezzahiri et Belghazi (2000) ont rapporté une superficie plus importante atteignant 50.000 ha.

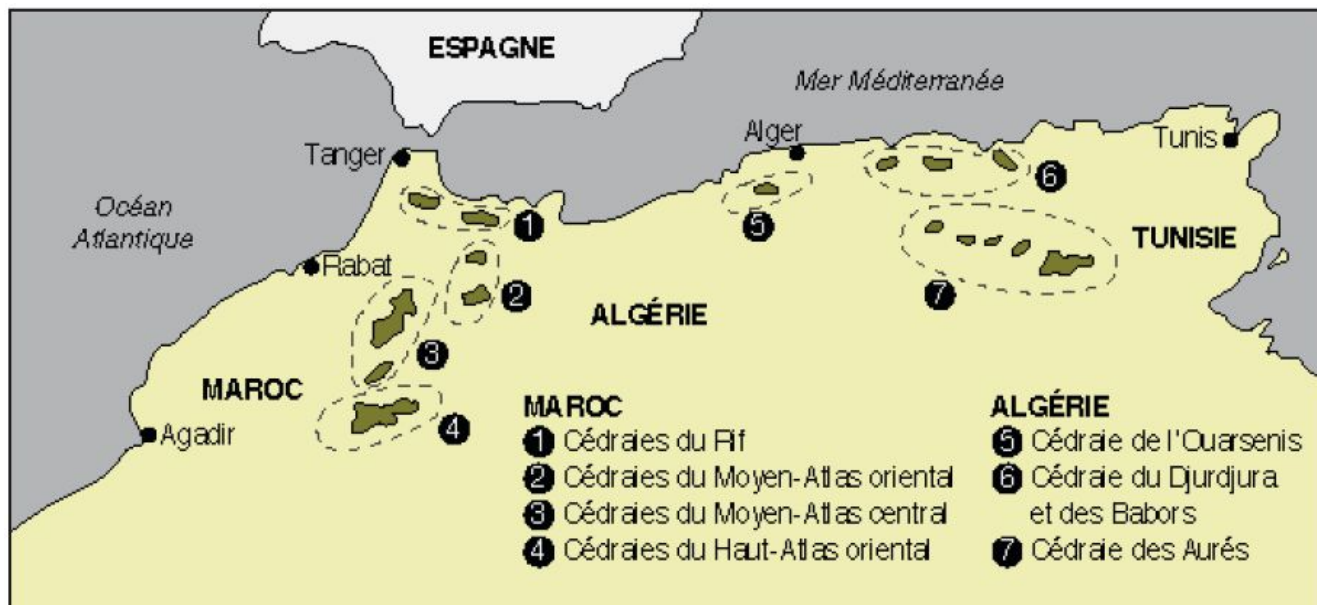


Figure 1 : Répartition du cèdre de l'Atlas en Afrique du Nord (M'hirit, 1994)

Les cédraies de l'Atlas tellien se rencontrent dans les massifs de l'Ouarsenis (Théniet El Had, Boucaïd, etc.), de l'Atlas Blidéen (Chrèa), du Djurdjura (Tala Guilef et Tikjda principalement) ainsi que dans les Babors et Tababors. Dans l'Atlas saharien, on les retrouve principalement dans les massifs du Belezma et de l'Aurès ainsi que dans les monts du Hodna (à Boutaleb).

Au Maroc, le cèdre couvre une aire de plus de 130.000 hectares. Il occupe essentiellement les zones montagnardes et forme spontanément quatre blocs géographiques (tableau I). La majorité se trouve dans le Moyen Atlas ; le reste se rencontre plus au nord dans le Rif et plus au sud dans le Haut Atlas (Benabid, 1994 ; M'hirit, 1994).

Tableau I : superficie des différentes cédraies dans leur aire naturelle (Algérie, Maroc)

	Site	Superficie (ha)
Algérie (Boudy, 1950)	Ouarsenis	100
	Teniet el Had	1000
	Atlas Mitidjien	1000
	Djurdjura	2000
	Babors	800
	Hodna	8000
	Belezma	8100
	Aurès	6000
Maroc (Benabid, 1994)	Le Rif	15 000
	Le Moyen Atlas oriental	20 000
	Le Moyen Atlas central	80 000
	Le haut Atlas oriental	25 00

1.1.2 - Aire d'introduction

Cedrus atlantica se rencontre aussi dans d'autres pays où il a été implanté par l'homme au cours des derniers siècles. Il a été utilisé depuis longtemps dans quelques pays circumméditerranéens, d'abord comme espèce ornementale, et ensuite comme essence de reboisement. On cite habituellement les premières dates d'introduction soit 1886 en France (Toth, 1970 ; Ducrey, 1994), 1864 en Italie (Pavari, 1927 ; Andrea et Roberto, 1994), 1890 en Bulgarie (Delkov et Grozev, 1994) et au Portugal vers 1935 (Toth, 2005). L'introduction du cèdre de l'Atlas est signalée aussi dans quelques états américains (Pennsylvanie, New York, Côte pacifique), en URSS, en Crimée et dans le Caucase vers 1890 (Lasram, 1994).

1.2 - Typologie des cédraies d'Algérie

L'amplitude écologique du cèdre de l'Atlas est relativement large. Cette plasticité fait que l'arbre apparaît comme très protéiforme et est à la base d'une assez grande variation parmi les différents peuplements. Plusieurs travaux ont tenté de classer les cédraies selon différents critères (bioclimat, altitude, phytogéographie, structure, sol). Nous donnerons dans ce qui suit une synthèse des différentes approches de typologies proposées pour les cédraies algériennes.

1.2.1 – Typologie bioclimatique

De nombreuses études ont été consacrées à la caractérisation bioclimatique des cédraies. Le cèdre de l'Atlas occupe essentiellement les variantes fraîches à extrêmement froide des ambiances bioclimatiques perhumides, humides, et subhumides selon la classification d'Emberger.

Toutefois, selon Aussenac (1984) cette espèce pourrait être considérée comme une essence de climat de transition car on peut la trouver aussi bien dans les climats froids et humides que dans les climats chauds et secs.

En fonction du climat, les cédraies algériennes peuvent être regroupées globalement en deux ensembles (Boudy, 1950 ; Abdessemed, 1981 ; Bariteau et *al.*, 2006 ; Yahi et Djellouli, 2010) :

Les cédraies sèches méridionales caractérisées par les conditions climatiques les plus sévères, une continentalité beaucoup plus accusée (Faurel et Laffite, 1949) et sont soumises directement aux influences sahariennes (Aurès-Belezma-Monts du Hodna). Elles sont en majorité sous bioclimat subhumide froid et très froid (Le Houerou et *al.*, 1977 ; M'hirit, 1982 ; Abdessemed, 1984 ; Derridj, 1990, Yahi et Djellouli, 2010) et au bioclimat semi-aride supérieur à hivers froid sur leur versant sud (Yahi et Djellouli, 2010).

Les cédraies humides septentrionales à conditions mésophiles adaptées à l'humidité et qui bénéficient d'un climat particulièrement favorable (Babors, Djurdjura, Atlas Blidéen, Ouarsenis). Ces dernières, en raison de leur proximité de la mer Méditerranée et, partant, de son effet adoucissant, bénéficient d'un climat plus humide et manifestement plus doux que celui des Cédraies méridionales.

En effet, les cédraies du Djurdjura et des Babors (bioclimat humide à perhumide, variante à hiver froid à très froid) affichent une similitude du point de vue climatique par rapport à l'Ouarsenis (bioclimat subhumide à humide, variante à hiver froid à très froid). Cependant, une situation particulière est observée pour le massif de Chréa vis-à-vis de la variante thermique à hiver frais.

1.2.2 – Typologie orographiques

En montagne, l'une des variables prépondérantes qui entraîne la discrimination aisée des types de végétation et de milieu est, sans conteste, l'altitude (Körner, 2007). La localisation disjointe du cèdre de l'Atlas est liée essentiellement à l'orographie du Maghreb (Quezel, 1998).

Aussenac et Guehl (1990) ont souligné que le cèdre de l'Atlas dans son aire d'origine pousse à des altitudes variant de 1400 à 2200 m, ses limites supérieures et inférieures diffèrent d'une cédraie à l'autre en fonction des conditions climatiques du relief.

Les cédraies ont donc tendance à s'organiser en ceintures altitudinales correspondant à des étages de végétation. Les limites de ces étages varient entre les ambiances bioclimatiques et, à l'intérieur d'une même ambiance, en raison de la grande hétérogénéité des conditions climatiques et topo morphologiques.

En effet si l'on tient compte à la fois de leurs exigences altitudinales, de leurs structures floristiques et aussi de leur dynamique, les cédraies du Maghreb peuvent être classées en trois types (Pujos, 1966 ; Quezel 1998):

Les cédraies de basse altitude, qui occupent, au moins en partie, l'horizon supérieur du méditerranéen supérieur, notamment entre 1500 et 1700m sur le Moyen Atlas et sur le Rif. Elles se situent dans l'ambiance écologique de la chênaie verte d'altitude, dont elles possèdent au moins en partie le cortège floristique. Elles sont essentiellement localisées en bioclimat humide.

Les cédraies montagnardes méditerranéennes sont de loin les plus répandues ; elles se situent entre 1700 et 2100 m en moyenne, et montrent, lorsqu'elles n'ont pas été trop dégradées par les actions anthropiques, un cortège floristique significatif. Elles correspondent aux cédraies de moyenne altitude, qui y distingue un niveau inférieur et un niveau supérieur, en général reconnaissable par leur composition floristique. Ces cédraies peuvent répondre plutôt à des bioclimats subhumides, humide voire perhumide.

Les cédraies de haute altitude se rapportent quant à elles au sous-étage inférieur de l'oroméditerranéen mais s'insinuent également au montagnard méditerranéen supérieur à la faveur des processus de dégradation par l'homme, et se localisent entre 2100 et 2500 m. Le génévrier thurifère joue à ce niveau un rôle important. Elles se rattachent plus à la variante extrêmement froide du bioclimat méditerranéen subhumide.

1.2.3 – Typologie phytogéographique

L'analyse phytogéographique comparée de Maire (1926), Quézel et Santa (1962-1963), Barry et *al.* (1974) place les cédraies de l'Atlas tellien dans le domaine maghrébin méditerranéen, secteurs numidiens et algérois. Celles de l'Atlas saharien sont rattachées au domaine mauritanien steppique, secteur du Sud constantinois (Yahi et *al.*, 2016).

Nous retenons dans ce qui suit la typologie et la répartition des unités de végétation à cèdre dans le cadre phytogéographique établi pour l'Algérie (Maire, 1926) tel que résumée par Yahi et Djellouli (2010) dans leurs travaux sur les groupements forestiers et préforestiers à *Cedrus atlantica* Manetti d'Algérie.

1.2.3.1 - Cédraies du Domaine mauritanien méditerranéen

A- Secteur numidien

a- Sous-secteur de Petite Kabylie K1

- Série mixte sublittorale du *Cedrus atlantica* et du *Quercus canariensis*

Dans le massif des Babors, partie orientale sublittorale de l'Atlas tellien, les formations à Cèdre bien conservées définissent le *Senecio perralderiani-Cedretum atlanticae* (Quézel et Barbéro, 1989), sous-association à *Vinca major* et *Draba muralis* trouvée entre 1 300 et 1 560 m, bioclimat humide et perhumide, variante à hiver froid. Il s'agit d'une forêt dense dans laquelle *Cedrus atlantica* est en mélange avec *Quercus canariensis*, *Acer obtusatum*, *Acer campestre* et *Sorbus aria*.

- Série mixte sublittorale à *Abies numidica* et *Cedrus atlantica*

Elle succède en altitude à la précédente, et elle est présente sur les sommets des Babors, entre 1860 et 2004 m, en bioclimat perhumide, variante à hiver froid. Cette série mixte alticole est endémique d'Algérie, elle correspond à l'*Asperulo odorati-Abietum numidicae* (Quézel, 1956 ; Yahi et *al.*, 1999 ; Gharzouli, 1981, 2007). Ces unités se rapportent toutes deux à l'alliance *Paeonio atlanticae-Cedrion atlanticae* (Barbéro et *al.*, 1981) qui réunit, en Algérie septentrionale, la sapinière ainsi que les cédraies et zénaie les plus froides de la Kabylie (Babors et Djurdjura) et qui coïncide globalement avec les conditions écologiques optimales pour le cèdre.

b- Sous-secteur de Grande Kabylie K2

- Série mixte sublittorale à *Cedrus atlantica* et *Quercus canariensis*

Il s'agit toujours du *Senecio perralderiani-Cedretum atlanticae* (Quézel et Barbéro, 1989) qui se décline ici sous forme de la sous-association à *Sorbus torminalis* et *Dryopteris aculeata* (Yahi et *al.*, 1999), bien représentée dans le massif des Aït-Ouabane, Djurdjura oriental, sous bioclimat perhumide variante à hiver froid.

- Série pure sublittorale du *Cedrus atlantica*

Le faciès pur de la cédraie est présent de façon éparse dans le Djurdjura, surtout dans sa partie occidentale où il apparaît à travers le *Cynosuro balansae-Juniperetum hemisphaericae* intégrée au *Lonicero kabylicae-Juniperion hemisphaericae* (Quézel et Barbéro, 1989). Localement, dans le massif du Tigounatine, *Pinus nigra subsp. mauretunica* se mélange au Cèdre, pour constituer un stade préforestier associé à la forêt de cèdre (Quézel et Barbéro, 1989).

B- Secteur algérois

a- Sous-secteur littoral A1

- Série pure silicicole à *Cedrus atlantica*

Au centre de l'Atlas tellien, en ambiance littorale mais en situation nettement moins alticole, est défini le *Bunioalpinae-Cedretum atlanticae* (Meddour, 1994), formation pure à *Cedrus atlantica*, *Ilex aquifolium* et *Taxus baccata*, cédraie supraméditerranéenne, la seule en ambiance perhumide, variante à hiver frais.

C- Secteur du Tell méridional

a- Sous-secteur de l'atlas Tellien A2

- Série mixte semi-continentale à *Cedrus atlantica*

Dans la partie la plus occidentale de l'Atlas tellien, le Cèdre individualise, dans une ambiance semi continentale, une autre association, le *Senecio galerandiani-Cedretum atlanticae* (Yahi et al., 1999), où il constitue dans l'étage supraméditerranéen, en ambiance subhumide et humide, variante à hiver froid, une forêt dense, en mélange avec le Chêne zéen. La dégradation de cette cédraie se traduit par l'apparition d'une formation ouverte, claire, à *Cedrus atlantica* et *Quercus rotundifolia*, le *Cerastio atlanticae-Cedretum atlanticae* (Yahi et al., 1999) que l'on intègre au *Balansaeoglaberrimae-Quercionrotundifoliae (Quercetea ilicis)*.

1.2.3.2 - Cédraies du Domaine mauritanien steppique

A- Secteur sud Constantinois (AS3)

- Série continentale à *Cedrus atlantica*

Cette série correspond à la situation la plus continentale de l'aire de répartition du cèdre. Dans les meilleures conditions, sous bioclimat subhumide supérieur froid, domine *Cedrus atlantica* en présence de *Taxus baccata* et *Ilex aquifolium* qui est plus rares que dans les séries sublittorales citées précédemment. Les associations végétales définissant cette série s'intègrent toutes dans le *Lamio numidicae-Cedron atlanticae* (Abdessemed, 1981) qui caractérise l'ensemble des cédraies de la région. Dans les conditions extrêmes de sécheresse, de froid et de rusticité édaphique, sous bioclimat semi-aride supérieur froid, le Cèdre forme des forêts claires à clairsemées, en mélange avec le Chêne vert, le Pin d'Alep, le Genévrier thurifère et le Genévrier rouge. Il s'agit des cédraies les plus xériques d'Afrique du Nord où le cortège floristique ne présente pratiquement aucun rapport avec les précédentes (Abdessemed, 1981).

1.2.4 – Typologie sylvicole

Les forêts de cèdre sont globalement, constituées de peuplements disparates affectant les uns le faciès de futaie pleine, les autres de futaie jardinée. Le contraste des conditions de milieu entre les cédraies algériennes, allant des bioclimats humide au semi-aride et de 900 à plus de 2200 m d'altitude, a façonné une mosaïque de structures forestières. Boudy (1950) distinguait, en fonction de leur structure, quatre principaux types de cédraie, relevant toutes du type futaie.

Cédraie en futaie pure

C'est le type de futaie que l'on rencontre en étage humide sur terrain basaltique du Moyen Atlas ou sur les sols siliceux humides, tels que ceux du Rif. C'est une futaie complète, bien venante, dense, d'aspect jardiné en général, ayant une régénération abondante. On y voit aussi fréquemment le type de jeune futaie au stade gaulis avec quelques réserves plus âgées, puis de peuplements de densité et d'âge irréguliers, souvent ouverts, avec une certaine proportion de chêne vert et de chêne zéen.

Appartiennent à cette catégorie les cédraies de la région d'Azrou, du Rif, de certains cantons de l'Aurès sur grès et quartzites avec de beaux haut perchis mais points de sujet moyens, de Teniet el Had. Ce groupe représente environ un dixième de la superficie de la cédraie nord-africaine.

Cédraie en vieille futaie pleine sur calcaire

C'est le faciès le plus commun en Algérie et au Maroc. En Algérie il relève de l'étage subhumide alors qu'au Maroc on le trouve exclusivement à l'étage humide et, aux limites extrêmes.

Ces vieilles futaies sur substratum calcaire, paraissent de prime abord représenter des cédraies pures ; en réalité on y trouve le plus souvent le chêne vert dont l'abondance augmente en présence de cèdres chétifs. Le chêne vert devient dominant dans les stations limites, supérieures ou inférieures ; enfin dans les plus élevées et les plus rudes, le thurifère prend sa place, sans montrer une forte colonisation de l'espace.

Dans les futaies de ce type, le cèdre acquiert une hauteur de 30 à 40 m, mais les arbres ont cependant des diamètres très différents, variant de 40 à 120 cm. Les sujets de dimensions moyennes font défaut. Les semis sont également rares. Ces peuplements, en dépit de leur aspect extérieur imposant, sont en réalité très irréguliers.

En Algérie, la plupart des cédraies de l'Aurès appartiennent à ce type et sont constitué par de vieux arbres, dont une grande partie, morts sur pied, suite à leur exposition dans le passé, à la sécheresse et aux incendies. La régénération reste également très incertaine ; elle est tributaire de la saison humide.

La cédraie du massif du Chélia constitue une vieille futaie composée par trois types de couverture forestière à savoir la cédraie pure, la cédraie à chêne vert et la cédraie à genévrier thurifère (Belloula, 2011).

Ce type est assez bien représenté sur quelques points de l'Atlas Blidéen. La strate arborescente est formée de cèdre pur avec une présence mineure de chêne vert buissonnant, houx (*Ilex aquifolium*), if commun (*taxus baccata*), genêt à trois pointes (*Genista tricuspidata*), épine-vinette (*Berberis hispanica*), églantier agreste (*Rosa agrestis*) et rosier des haies (*Rosa. canina*) (Maire, 1926).

Cédraie en vieilles futaies claires et dépérissantes

Ce type de futaies se rencontre dans le Moyen Atlas au Maroc, en Algérie et relève de l'étage semi-aride ; il s'agit de cédraies qui, sous diverses influences, surtout climatiques, ou à la suite d'incendies répétés et d'abus de toute sorte, ne se régénèrent plus et sont en pleine régression. Elles sont constituées par de vieux arbres de 200 à 300 ans, tabulaires, ayant au plus 20m de hauteur et atteignant souvent de forts diamètres. Leur densité est faible, vingt cinq à trente arbres en moyenne par hectare, le sol tassé par le parcours, le sous-bois rare, les semis presque inexistantes. On trouve ces futaies sur tous les terrains, mais surtout sur substratum calcaire liasique.

En Algérie, ces forêts dégradées se rencontrent dans certains cantons de l'Aurès et surtout sur la chaîne du Hodna (Bou Taleb, Gethian, etc.) où elles sont sans régénération, donc très menacées. Ces cédraies sont soumises directement à l'influence désertique de la cuvette du Hodna du sud. Les boisements clairsemés et très dégradés des versants nord et sud du Djurdjura se trouvent dans le même état (Boudy, 1950).

La cédraie du Belezma se caractérise par un déséquilibre notable des classes d'âge, les classes âgées ou vieillissantes étant largement en excès. L'absence presque totale de régénération naturelle et l'état de dégradation des sols dans une grande partie du massif posent le problème de survie de cette cédraie (Harfouche et Nedjahi, 2003).

Cédraie en futaie mélangée de chêne vert

C'est un type de cédraie mixte, très intéressant du point de vue sylvicole et assez commun, surtout au Maroc. Le peuplement est relativement stable, en équilibre et ne se modifie que lentement. Le chêne vert n'est pas à l'état dominant, mais associé sur pied d'égalité, ce qui n'est pas le cas dans la conversion où le taillis surbaissé est recépé et où le cèdre, grâce à l'intervention culturale, arrive rapidement à dominer.

Ce genre de peuplement, souvent dense, est caractérisé par l'importance de la proportion de jeunes cèdres de 20 à 40 ans à l'état de gaulis et perchis, où les arbres de dimensions supérieures ne constituent qu'une minorité. Les vieilles réserves, qui sont rares, n'ont pas plus de 0,40 m à 0,50 m de diamètre, 20 m de hauteur et affectent la forme tabulaire, elles jouent le rôle de semenciers. La régénération est d'ailleurs toujours importante dans cette catégorie de cédraie.

Le volume à l'hectare est évidemment plus faible que dans les cédraies pures des deux premières catégories et varie de 60 à 150 m³ pour le cèdre selon sa proportion dans le mélange.

Cette catégorie est typique dans les montagnes des Aït Ouabane (Djurdjura nord-oriental). En plus du cèdre de l'Atlas, la strate arborescente est composée de chêne zéen (*Quercus canariensis*), sorbier des Alpes (*Sorbus aria*), érable à feuilles d'obier (*Acer opulus*), merisier (*Prunus avium*) et de houx (Maire, 1926). Elle est moindre dans les massifs du Belezma, des Aurès et de Teniet el Had.

1.2.5– Typologie édaphique

L'originalité édaphique du cèdre de l'Atlas réside tout particulièrement dans sa rusticité et son indifférence à la nature lithologique du sol (Benabid, 1982 ; M'Hirit, 1994 ; Demarteau, 2007). Toutefois, il ne vient pas dans les sols tourbeux ou humides (Gausson, 1967). Il craint les sols mal drainés, asphyxiants, hydromorphes et la texture argileuse lui est défavorable (Toth, 1971 ; Lecompte et Lepoutre 1975 ; Rhanem, 2010). Il préfère les sols profonds, meubles et caillouteux, et les textures légères semblent préférées par les jeunes semis (Pradal, 1979).

Le cèdre pousse en Algérie et au Maroc sur une grande variété de roches soit acides (granites, quartzites, schistes, grès siliceux) soit non acides (roches calcaires, marnes, dolomies, basaltes, grès calcaire).

En fonction de la nature du sol et du substratum, les cédraies algériennes peuvent être classées comme suit :

Cédraies essentiellement sur grès blancs et dolomies dans les Aurès, quelque fois sur calcaire et calcaire dolomitique (Abdessemed, 1981). Halitim (2006) signale que 4/5 des cédraies des Aurès et du Belezma font partie de cette catégorie. Les sols décrits sont pour la plupart de types bruns, peu calcaires et plus ou moins épais (Yahi, 2007).

Cédraies sur schistes argileux dans l'Atlas Blidéen et sur sols bruns lessivés (Faurel, 1947 ; Meddour, 1994).

Cédraies sur grès numidiens dans Djebel El Meddad (Ouarsenis). La forêt de cèdres repose sur un sol de grès assez maigre, peu profond, où les affleurements, souvent à nu, sont entrecoupés d'escarpements rocheux.

Cédraie sur calcaire du Lias dans le massif de Djurdjura mais aussi localement sur grès à ciment calcaire ou sur conglomérats. Toutefois, c'est sur grès et poudingues que les cédraies les mieux conservées sont signalées, en l'occurrence la cédraie des Ait Ouabane, Tigounatine, Draâ Inguel et Tala Guilef. Les sols peu évolués sont les plus fréquents, les sols bruns forestiers caractérisent surtout le versant sud et particulièrement la zone de Tikjda et de Tala Guilef (Benmouffok, 1994 ; Mestar, 1995 ; Yahi, 1998 ; Krouchi, 2010, Meddour, 2010).

Cédraies sur schistes et grès dans le massif du Babors mais aussi sur calcaires et conglomérats. Les sols sont argilo-sablo-limoneux, d'épaisseur moyenne, frais et meubles, exception faite des clairières rocheuses (Bouaza, 1982 ; De Smet et Bouaza, 1984 ; Marin *et al.*, 1986).

1.3. Menaces

1.3.1 – Ennemis naturels (insecte, parasites, champignons)

Le cèdre de l'Atlas héberge, en Afrique du Nord, un cortège très diversifié d'insectes constituant un mélange d'espèces strictement inféodées ou non à ce résineux. Ces insectes posent des problèmes pour la conservation de ce patrimoine dans le pourtour méditerranéen en général et en Afrique du Nord en particulier.

Les insectes peuvent en général intervenir dans le processus de dépérissement soit comme facteur prédisposant (phyllophages) ou déclenchant (phyllophages et xylophages) ou encore aggravant (xylophages). Les insectes interviennent donc toujours à un moment ou à un autre de l'évolution de ce phénomène, notamment les xylophages (Mouna, 2009).

Mouna (2013) dans son travail de synthèse sur les insectes associés au cèdre évoque un total de 409 genres, espèces et sous-espèces réparties sur 11 ordres et 91 familles.

Dans un contexte locale, l'étude des insectes associés au dépérissement du cèdre de l'Atlas dans le massif de Belezma, a permis de déterminer 18 espèces de Coléoptères xylophages. Leur majorité est représentée par la sous-famille des Scolytinae avec 85,07 % du total. Les plus dominantes sont *Scolytus amygdali* Guerin, 1847 et *Cryphalus numidicus* Eichhoff, 1878. Les Buprestidae occupent le second rang avec 14,24 % du total de xylophages inventoriés avec 6 espèces, dont la plus fréquente est *Melanophila marmottani* Fairmaire, 1868 (Talbi et Bouhraoua, 2015).

En ce qui concerne les maladies cryptogamiques ou virales, les cédraies paraissent assez saines dans leur ensemble. Néanmoins, les études dans ce domaine sont rares. Des attaques avaient été signalées sur des vieux arbres en rapport avec des pourritures dues aux champignons *Phellinus pini*, *Fontes annosus* et *Ungutina officinalis* (M'hirit, 1996).

1.3.2 – Problème de régénération

Actuellement, les forêts de cèdre connaissent une régression continue. L'absence des semis et la présence des vides et des clairières sont les indicateurs de cette régression. L'équilibre de la forêt devient extrêmement fragile, et il est même rompu dans certaines localités. Ce phénomène a entraîné la perturbation de plusieurs mécanismes d'ordre physiologique et biologique et plus particulièrement celui de la régénération naturelle (Ezzahiri *et al.*, 1994).

De nombreux travaux de terrains et de laboratoire ont été entrepris pour cerner les facteurs de la régénération naturelle du cèdre de l'Atlas (conditions de germination, fructification, viabilité des graines, effet de la végétation herbacée, profondeur et travail du sol, exposition, altitude, facteurs climatiques, variabilité génétique, système racinaire, etc.). La plupart des auteurs

(LePoutre et Pujos, 1964 ; Le Poutre, 1966 ; Aussenac, 1984 ; Toth, 1990 ; Malki, 1992 ; Benabid, 1994 ; Ducrey, 1994 ; Ezzahiri et *al.*, 1994 ; Derouiche, 1999 ; Ezzahiri et Belghazi, 2000 ; Khanfouci, 2005 ; Belouaar, 2006) suggèrent dans leur ensemble que la régénération naturelle du cèdre est un phénomène écologique complexe où la part du climat est importante.

D'après Derridj (1991), la pérennité et le renouvellement de *Cedrus atlantica* en Afrique du Nord restent liés à la qualité de la reproduction des graines et leur dissémination, la germination, l'installation et la survie des plantules après le premier été et l'accroissement ultérieur de semis ou phase de développement.

Lepoutre (1961) a mis en évidence la très grande sensibilité de la germination et de la plantule à certains caractères des sols. Parmi ceux-ci, on cite essentiellement :

- L'influence néfaste des matériaux édaphiques à points de flétrissement élevés, tels que les sols argileux rouges méditerranéens et les horizons de surface très organiques (litières, horizon A0 ou AT). Tous ces matériaux ralentissent la germination ou, au moins, la perturbent. Du point de vue bilan hydrique du sol, les mesures faites en cédraie ont montré que les réserves hydriques étaient souvent insuffisantes, soit pour permettre la germination et l'installation de la plantule, soit pour assurer le maintien de ces dernières.

- du point de vue nutrition minérale, les sols calcimorphes se sont révélés beaucoup plus défavorables que les sols basaltiques. Cette influence néfaste se traduit essentiellement par des difficultés d'assimilation du potassium et du phosphore (parfois de l'azote).

- enfin, l'influence très favorable de la mycorhization des racines des jeunes cèdres sur la croissance et, par là même, sur leur résistance à la sécheresse.

En Algérie, la régénération est hétérogène et elle est sous la dépendance étroite du cycle des fructifications et de leur fréquence, de l'abondance de la qualité des semences, de l'état de réceptivité du sol et de la structure même des peuplements (Hadji, 1991).

Dans le massif des Babors le cèdre se régénère mieux à découvert (incendies, clairières, trouées) que sous le couvert des peuplements adultes. Mais cette régénération s'effectue le plus souvent en groupes soit autour des souches et des arbres morts gisants, parmi les arbustes et, sur les micro habitats créés par le relief (Vlassev, 1973).

Au niveau de certaines régions du Parc National de Théniet el Had, la régénération naturelle du Cèdre de l'Atlas est déficiente, difficile, voire impossible car les conditions du milieu sont défavorables à la fructification, la conservation, la germination des graines et la survie des jeunes plants. Par contre la cédraie de Chréa présente un potentiel de régénération élevé quoiqu'il soit influencé par les facteurs écologiques et anthropiques

A Meurdja, la régénération du cèdre, dans un peuplement dense, où l'ambiance est certes peu lumineuse, est pratiquement absente alors que les germinations de l'année sont très abondantes. L'explication résiderait, en grande partie, dans le fait que l'horizon humifère favorise la

germination du cèdre au début du printemps mais devient physiologiquement sec pendant l'été et ne permet plus à la plantule de se développer (M'Hirit, 1982 ; Meddour, 1992).

Dans les milieux incendiés ou dégradés, la régénération naturelle est abondante. Au Djurdjura, Chélia, Belezma et Teniet El Had (versant nord), les inventaires réalisés par Messaoudène et *al.*, (2013) fournissent des densités élevées allant de 2500 à 5400 sujets/ha aux âges respectifs de 30 et 10 ans.

1.3.3- Incendies

Il est vrai que la futaie de cèdres brûle mal ou ne brûle pas (Lavauden, 1941). Toutefois, les incendies volontaires et récurrents sont la cause prépondérante de dégradation directe des cédraies algériennes. Ils constituent un moyen de choix pour les riverains pour le défrichage et l'extension des pâturages au détriment de la végétation sylvatique. A Tikjda, plus de 800 hectares de cédraie ont été détruit par ce fléau de 1958 à 2012 (Akli, 2015).

La fréquence élevée des incendies influence la dynamique des communautés végétales. En effet, les peuplements forestiers n'ont pas le temps de se restructurer entre deux passages successifs du feu et tendent même à disparaître parfois à travers divers processus d'évolution régressive (matorralisation, steppisation...).

1.3.4 – Pâturage

La charge pastorale et la pression sur la forêt de cèdre, pour la mise en culture, ainsi que pour alimenter le bétail et satisfaire les besoins domestiques, dépassent nettement les possibilités des milieux forestiers (Rameau, 1999). La dégradation par le surpâturage, notamment, aboutit d'une part à une forme appauvrie en caractéristiques sylvatiques significatives (Dahmani-Megrerouche, 1997) et d'autre part au phénomène de thérophytisation (Rhanem, 2010).

Les abus de pâturage suppriment également la régénération, soit directement par l'abrutissement des jeunes plants soit indirectement par le tassement du sol, les écimages et les ébranchages intensifs qui favorisent les attaques des parasites.

1.3.5 – Coupes illicites

L'analyse des facteurs humains sur les formations végétales a été faite par Le Houérou (1968) pour les formations steppiques et aussi par Quezel (1980) concernant les formations forestières du Maghreb.

Le cèdre est sans conteste une des espèces les plus prisées pour la qualité de son bois. L'intensité des coupes a conduit à la disparition du cèdre dans certaines régions où seule la toponymie atteste de son existence passée (Ras- Begoun, Kef- Iguedelene, Teniet- Begnoun etc.).

1.3.6 – Dépérissement

Le dépérissement des forêts est devenu un phénomène planétaire complexe dont l'origine est à rechercher dans l'interaction de plusieurs stress environnementaux sévères qui affectent négativement la santé des arbres conduisant souvent à leur mortalité (Landmann, 1994). En effet, ce phénomène grandissant auquel sont confrontés les peuplements de cèdres notamment âgés, est très préoccupant.

Les sécheresses prolongées, facteur déclenchant, combinées à l'absence d'une sylviculture appropriée, permettant d'équilibrer la densité et la structure des peuplements forestiers aux disponibilités hydriques des sols et aux conditions écologiques des habitats, seraient à l'origine du dysfonctionnement des peuplements et du dépérissement du cèdre (Aussenac, 2000 ; Breda et al., 2004 ; Breda et al., 2006).

En Algérie, le dépérissement a affecté la majorité des cédraies mais avec des degrés variables. En 1848, une forte mortalité des arbres adultes de cèdre à Teniet El Had a été soulignée. Au Belezma, 8000 m³ de bois étaient prélevés entre 1880 et 1890, après le dépérissement observé de 1875 à 1881. Les quantités de bois extraites dans les Aurès de 1940 à 1946 variaient de 2345 m³ à 150 000 m³ (Boudy, 1955).

Ce déclin s'est étendu par la suite progressivement pour toucher des superficies énormes surtout au début des années 2000 (Talbi et Bouhraoua, 2015). Durant cette période, les prélèvements opérés dans les cédraies du Djurdjura et des Aurès oscillaient entre 4075 et 19 515 m³ (Messaoudène et al., 2013).

L'ampleur du dépérissement varie le long d'un gradient d'humidité abrupt (Allen et al., 2010), avec une mortalité maximale (jusqu'à 100%) dans les massifs aux influences sahariennes dominantes (Aurès et Belezma), et diminue à des niveaux beaucoup plus faibles dans les massifs telliens plus humides (Chenchouni et al., 2008).

Actuellement, plus du tiers de la surface boisée du Belezma et des Aurès est touché par ce phénomène (Bentouati, 2008). L'analyse diachronique de la végétation du Belezma révèle un changement qualitatif et quantitatif affectant la cédraie de basse altitude (Megdoud et al., 2012). Ces changements sont confirmés par le faible index floristique (47%-50%) entre les stations dépérissantes et celles en bonne santé.

La superficie des cédraies des Aurès diminue en raison de la mortalité massive des arbres. Dans la localité de Boumerzoug, plus de 95% des arbres ont dépéris récemment (Kherchouche et al., 2012). A Ouled Yakoub, le dessèchement est intense surtout dans les zones sud soumises aux influences sahariennes, par bouquets ou bande entières.

Chapitre II

Les indicateurs biologiques, définitions et concepts

Chapitre II : Les indicateurs biologiques, définitions et concepts

Introduction

Les premières propositions d'utilisation d'indicateurs biologiques remontent aux années 1950 et correspondaient à des objectifs scientifiques de description synthétique et comparative de peuplements (Lorant-Plantier, 2014).

Des efforts de construction d'indicateurs ont été déployés à partir des années 1960 suite à la prise de conscience des chercheurs d'une érosion accélérée de la biodiversité. L'objectif était de pouvoir suivre, à des échelles plus ou moins larges (écosystèmes, paysages, écorégions), les variations temporelles de la biodiversité (indicateurs d'état) mais également des indicateurs de pression (ou d'interaction) des activités humaines sur cette biodiversité (Chevassus-Au-Louis, 2009).

Dans les années 1990, suite à la Convention internationale sur la diversité biologique, le sommet de la Terre de Rio de Janeiro (1992), l'accent a été mis sur la préservation et le suivi de la biodiversité.

La biodiversité étant quasiment impossible à mesurer exhaustivement sur une portion de territoire, il est généralement admis que l'on peut employer des indicateurs de son état, ou tout au moins de l'état de certaines de ses composantes. Le recours à des indicateurs de biodiversité s'est donc révélé primordial pour permettre aux chercheurs et aux gestionnaires d'appréhender de manière simple la biodiversité, d'évaluer son état ou sa dynamique, d'analyser l'impact des pratiques anthropiques et de suivre l'efficacité des mesures prises en sa faveur (Basilico et *al.*, 2014).

Ces indicateurs de biodiversité doivent donc rendre compte d'un objet « multi-dimensionnel », à la fois par ses différents niveaux d'organisation, par l'hétérogénéité des entités au sein de chacun de ces niveaux, mais également par la complexité de ses perceptions (par les écologues, taxonomistes, naturalistes, gestionnaires, économistes) (Noss, 1990 ; Chevassus-Au-Louis, 2009). Le développement de tels outils, visant à concilier pertinence écologique et simplicité opérationnelle, constitue un véritable défi scientifique.

Les espèces indicatrices sont largement employées pour rendre compte de la biodiversité par la dynamique de leurs populations. Il s'agit généralement d'espèces considérées comme écologiquement, économiquement ou sociologiquement importantes (Deconchat et Balent, 2004).

Cependant, pour pallier à certaines limites des indicateurs de biodiversité basés seulement sur quelques espèces, l'écologie des communautés permet d'associer les caractéristiques de la diversité de certains groupes d'espèces à celui de l'ensemble de la biodiversité. Dans ce sens, plusieurs groupes taxonomiques (Oiseaux, flores, arthropodes,..) sont fréquemment recensés afin d'évaluer leur diversité considérée comme indicatrice de la diversité globale des systèmes écologiques étudiés.

Toutefois, le souci primordial reste le recours aux démarches scientifiques rigoureuses pour la création d'indicateurs pertinents mais également accessibles à un public de non-spécialistes, capables d'évaluer de manière rigoureuse la biodiversité, son évolution, sa vulnérabilité ainsi que l'efficacité et la pertinence des mesures de protection mises en œuvre (Buckland et *al.*, 2005 ; Lorant-Plantier, 2014).

Actuellement, de nombreux indicateurs sont aujourd'hui disponibles au niveau mondial, sans vouloir être exhaustif, nous présenterons globalement dans ce chapitre les outils de la bioindication ainsi que la position et le rôle des différents taxons en son sein.

Certes, il ne s'agit pas de faire un inventaire de toutes les études sur les bioindicateurs ou la bioévaluation, ou citer tous les indicateurs biologiques utilisés dans les différentes études de diagnostics écologiques ou d'évaluation de la biodiversité. Mais nous essayerons dans les quelques lignes qui suivent de lever le voile sur certaines ambiguïtés concernant les concepts clés et définitions relatifs aux indicateurs biologiques. Seront présentés aussi les critères de sélection et les caractéristiques recherchés chez les bioindicateurs ainsi que les différentes catégories existantes et décrites dans la littérature. Une attention particulière sera consacrée à la composante avienne qui fait l'objet de notre travail.

2.1 - Concepts et définitions

La demande croissante des études d'évaluations de la biodiversité, de diagnostic des milieux, et d'évaluation environnementale a amené au développement de nouvelles méthodes d'évaluation impliquant des indicateurs biologiques de plus en plus nombreux. Ceci a engendré certaines ambiguïtés et confusions concernant la définition des différents termes et concepts propres à cette science en émergence (Markert et *al.*, 2003).

Selon le même auteur, il n'y a pas un consensus international sur les définitions des termes employés et les attentes face aux différentes méthodes d'évaluation utilisant les bioindicateurs.

A cet effet, nous donnerons ici quelques définitions, du moins les plus utilisées afin de permettre au lecteur de mieux appréhender ces concepts.

2.1.1 -Bioindicateur

Dans une synthèse sur les bioindicateurs animaux et végétaux utilisés en milieux terrestres et en milieux aquatiques (marin ou d'eau douce), Blondin (1986) définit un bioindicateur comme tout organisme ou système biologique utilisé pour apprécier une modification (généralement une détérioration) de la qualité d'un milieu, quels que soit son niveau d'organisation et l'usage qui en est fait.

Le même auteur donne après, une définition plus précise et qui sera reprise plus tard par Markert et *al.* (2003) où ils qualifient d'indicateur biologique (ou bio-indicateur) tout organisme ou ensemble d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques - permet, de façon pratique et sûre, de caractériser

l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées.

Suite à la panoplie de définitions retrouvées dans la bibliographie, nous pouvons retenir globalement qu'un bioindicateur se définit comme une espèce ou un groupe d'espèces qui, par leur absence, leur présence, leur abondance ou leur distribution, reflète l'état abiotique ou biotique de l'environnement, représente l'impact des changements environnementaux sur un habitat, une communauté ou des écosystèmes, ou indique la diversité d'un sous-ensemble de taxons, ou de la diversité générale, dans une zone donnée.

Selon Triplet (2018), le terme bioindicateur recouvre trois niveaux d'organisation :

- le niveau cellulaire et tissulaire avec les biomarqueurs, qui expriment un changement observable et /ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, et révèlent l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant ;
- le niveau des organismes avec les bioessais selon des protocoles standardisés, ainsi que les bioaccumulateurs qui ont la capacité de concentrer les polluants et permettre leur détection dans le milieu naturel ;
- le niveau des communautés avec les indices biocénétiques, fondés notamment sur la composition et la structure des peuplements. Ces bioindicateurs au sens strict peuvent être définis comme « des espèces ou groupes d'espèces qui, par leur présence et /ou leur abondance, sont significatifs d'une ou plusieurs propriétés de l'écosystème dont ils font partie (Blandin, 1986).

D'autres notions découlent de cette définition telle que la notion de bio-intégrateur, qui selon certains auteurs concerne le niveau populationnel et/ou communautaire (Echaubard, 1995) où prend en compte la variation quantitative et qualitative des populations ou des écosystèmes. Ce terme prend toute sa valeur et sa fonction dans des études diachroniques ou synchroniques (Van Haluwyn *et al.*, 2011).

Un autre concept relève également de processus biologiques mais se situe au niveau infra-individuel. On évoque dans ce cas la notion de biomarqueur qui est un paramètre biologique observable à un niveau inférieur à celui de l'organisme et qui permet d'obtenir des informations quant au degré d'exposition présent ou passé et à l'effet d'un contaminant sur un organisme (Key *et al.*, 2006). Par conséquent, un biomarqueur permet d'estimer la distribution de substances potentiellement toxiques à la fois dans l'environnement et dans les organismes vivants et détecter les pressions environnementales dans un milieu donné avant même que les effets néfastes se fassent sentir au niveau des organismes (Triplet, 2018).

Nous évoquerons aussi un autre concept à savoir celui de bio-accumulateur. Il est totalement différent du biomarqueur. Il s'agit d'organismes ayant la capacité d'accumuler certains contaminants présents dans l'environnement avec des proportions nettement supérieures à

celles du milieu naturel (Kaiser, 2001). Contrairement aux concepts précédents pour lesquels il est indispensable de choisir les espèces « sensibles », en bio-accumulation on aura recours aux organismes les plus résistants possible afin de ne pas perturber les phénomènes d'accumulation (Van Haluwyn et *al.*, 2011). Nous noterons ainsi, que les meilleurs bioaccumulateurs sont ceux qui, avant même que les autres espèces soient affectées, accumulent les contaminants en quantités suffisantes pour qu'ils puissent être détectables jouant ainsi un rôle de signal d'alarme pour l'ensemble de l'écosystème (Burger et *al.*, 2006).

Dans un autre contexte, Markert et *al.* (2003) distinguent le concept de biomonitoring où on a recours à l'utilisation d'indicateurs biologiques dans le but de quantifier, à partir de paramètres mesurables, l'état de pollution d'un environnement donné. Kaiser (2001) définit alors les biomoniteurs comme des organismes à partir desquels peuvent être mesurés certains changements, ou certaines caractéristiques, permettant d'évaluer le degré de contamination d'un environnement et les conséquences sur l'état de santé des autres organismes ou de l'écosystème en entier.

La différence entre les bioindicateurs et les biomoniteurs réside dans l'information qu'ils fournissent. Alors que les bioindicateurs ne fournissent que des informations sur la qualité de l'environnement ou ses changements, les «réactions» des biomoniteurs permettent de déterminer la quantité de l'environnement ou ses changements en intégrant également des données sur les aggravations passées et les impacts de diverses variables (Noss, 1990).

2.1.2 - Espèce indicatrice

Les scientifiques et gestionnaires dans le cadre de la gestion des écosystèmes, ont adopté divers approches se basant sur des espèces indicatrices suffisamment représentatives de la complexité des écosystèmes aquatiques ou terrestres. Ainsi, partant du postulat qu'en étudiant l'écologie de quelques espèces « indicatrices » ou « représentatives » dans un contexte donné, ils suggèrent qu'il est possible d'inférer sur celle d'un ensemble d'autres espèces associées à des conditions écologiques comparables (Landres et *al.*, 1988 ; McGeoch, 1998 ; Thompson et Angelstam 1999 ; Carignan et Villard, 2002).

Cette catégorie comporte deux volets. D'abord, il s'agit d'une espèce dont la présence fournit des informations sur la condition globale de l'écosystème et sur les autres espèces (gilde) de cet écosystème ; comme il peut s'agir d'espèces ou de taxons qui sont sensibles aux conditions du milieu et qui peuvent ainsi être utilisés pour évaluer ces mêmes conditions (Lafleur, 2007).

Les critères à partir desquels il est possible d'identifier des espèces indicatrices concernent : les connaissances disponibles concernant leur histoire, leur biologie et leur fonction ; la facilité avec laquelle il est possible de les suivre ; leur capacité à décrire des phénomènes structurels précis (Krebs, 2001).

Dans le souci de mieux communiquer avec les décideurs et un grand public sensibilisé aux problèmes d'environnement ; les écologues ont utilisé plusieurs métaphores et ont ouvert la voie à l'émergence de catégories d'espèces aux intitulés fortement imagés (Dounias et Mesnil,

2007). En effet, plusieurs définitions tournant autour du concept « d'espèce indicatrice » sont véhiculées dans la littérature. Elles sont, pour la plupart, issues du champ de la conservation (Lafleur, 2007). Les notions relatives aux espèces indicatrices les plus couramment utilisées, sont présentées ci-après.

2.1.2.1 - Espèce clé de voûte (Keystone species)

Le concept d'espèce-clé de voûte ou espèce clé est attribué à Paine (1969) qui définit les espèces clé de voûte comme des espèces dont l'activité et l'abondance déterminent l'intégrité et la stabilité de la communauté à travers le temps.

Une espèce clé de voûte est une espèce dont la présence est indispensable à l'existence même d'un écosystème, non pas par son effectif mais par l'action qu'elle exerce sur les comportements et/ou effectifs des autres espèces qui composent le système. L'activité et l'abondance des espèces clés de voûte déterminent l'intégrité de la communauté, sa persistance et sa stabilité (Power *et al.*, 1996 ; Gardner, 2010). La disparition de « l'espèce clé de voûte » entraîne des extinctions en cascade et un changement fonctionnel radical de l'écosystème (Lepart, 1997).

En leur qualité d'espèces indicatrices, elles sont généralement utilisées pour surveiller la qualité de l'habitat, le succès de la restauration des écosystèmes et la gestion des aires protégées (Barbault, 1995 ; Ellison *et al.*, 2005 ; Caro, 2010).

On reconnaît généralement plusieurs types d'espèces clés : les espèces clé prédatrices et les espèces clés qualifiées « d'ingénieurs écologiques » (Lafleur, 2007 ; Julve, 2010) :

Espèce clé architecturale (espèce ingénieur ou édifiatrice) : ce sont des organismes qui peuvent agir au sein de l'écosystème en le modifiant physiquement, libérant ainsi des ressources pour les autres espèces. Les espèces ingénieur structurent l'environnement naturel dans lequel elles évoluent. Elles provoquent des changements physiques dans les matériaux biotiques ou abiotiques, modulant ainsi la disponibilité des ressources pour d'autres espèces (Jones *et al.*, 1994; Morrison, 2009).

C'est des espèces indispensables à l'existence morphologique d'un écosystème (Julve, 2010). Un exemple courant d'ingénieur écologique est le castor dont l'abattage des arbres et les barrages ont un effet sur les milieux terrestre et aquatique.

Jones *et al.* (1994) distinguent deux types d'espèces ingénieurs. Les ingénieurs autogènes qui modifient l'environnement via leurs propres structures physiques, c'est-à-dire leurs tissus vivants et morts et les ingénieurs allogéniques qui le font activement en transformant le milieu extérieur, par des moyens mécaniques ou autres.

Espèce clé structurante : Il s'agit d'espèces indispensables à la bonne diversité d'un écosystème tel que la plupart des super prédateurs, qui régulent les populations d'herbivores et évitent la dominance d'une seule, les herbivores qui régulent les populations de plantes, les

abeilles qui assurent la pollinisation, les vautours qui assurent le recyclage et l'élimination des individus malades contagieux, les décomposeurs etc...

Espèce clé nutritionnelle : espèce indispensable qualitativement à la survie d'une autre espèce de valeur patrimoniale.

2.1.2.2 - Espèce parapluie (*Umbrella species*)

Dans la littérature, on ne trouve pas de définition commune d'une espèce parapluie, mais il est admis par de nombreux auteurs que les espèces parapluies correspondent aux espèces dont les exigences importantes sont supposées englober les exigences (moins étendues) d'un ensemble d'espèces. Toutefois, nous donnons la définition suivante :

L'espèce parapluie fait référence à toute espèce dotée d'un habitat étendu dont la conservation garantit la sauvegarde d'une multitude d'autres espèces. Sa protection est donc aussi utile à de nombreuses autres espèces qui partagent le même habitat mais ne nécessitent pas autant d'espace ; à ce titre, elle permet au gestionnaire de délimiter le type et la taille d'un habitat candidat à la protection (Andelman et Fagan, 2000 ; Breckheimer et *al.*, 2014).

Il s'agit généralement d'espèces à grand domaine vital. Suivant ce concept, la protection d'une espèce parapluie concerne un grand nombre d'espèces qui coexistent dans un même type d'habitat (Ozaki et *al.*, 2006 ; Sattler et *al.*, 2013 ; Maslo et *al.*, 2016). Ainsi, les espèces parapluie permettent d'appréhender la réponse de toute une série d'espèces face aux mesures de conservation et restauration, tout en conservant l'avantage (en temps et moyens) d'une collecte de données restreinte (Favreau et *al.*, 2006; Levrel, 2006 ; Caro, 2010). Les grands rapaces constituent un bon exemple d'espèces parapluies (Dale et Beyeler, 2001)

La notion d'espèce parapluie reste utile mais devrait dès lors être insérée dans une approche multi-taxonomique identifiant un ensemble d'espèces dont les exigences spatiales, compositionnelles et fonctionnelles comprennent les exigences de toutes les autres espèces d'une région (Lambeck, 1997).

2.1.2.3 - Espèce phare (*Flagship species*)

Le concept d'espèce phare (charismatique, emblématique ou porte-drapeau) est souvent utilisé en biologie de la conservation pour faciliter l'engagement des parties prenantes et sensibiliser le public sur la perte de la biodiversité (Caro et O'Doherty, 1999 ; Veríssimo et *al.*, 2011). L'espèce phare ne se contente pas de caractériser un écosystème, elle est également chargée d'une valeur culturelle, politique et sociale à l'égard de l'écosystème dont elle contribue à la conservation (Andelman et Fagan 2000).

Dans la même optique, Lindenmayer et Fischer (2003) les ont également qualifiées d'espèces à « ancrages sociaux » à la lumière de leur rôle souvent important en tant que motivateurs primaires de l'engagement politique et communautaire dans des problèmes de conservation. En tant qu'espèces indicatrices, les espèces phares sont le plus souvent utilisées pour identifier et suivre l'état de conservation (Morrison, 2009 ; Caro, 2010).

Les espèces phares déclenchent des comportements de sympathie (passions de protection), de nature psychologique, auprès du grand public et permet la mobilisation de moyens humains, techniques et financiers (Panda, ours brun, tigre de Sibérie, rorqual bleu,...) (Julve, 2010).

2.1.2.4 - Espèce fondatrice (Foundation species)

Une espèce fondatrice ou espèce de base est une espèce qui définit à elle seule une grande partie de la structure d'une communauté en créant localement des conditions stables pour d'autres espèces et en modulant les processus écosystémiques fondamentaux (Ellison et *al.*, 2005).

Les espèces fondatrices définissent et structurent de nombreux écosystèmes terrestres, aquatiques et marins. Leur disparition peut entraîner des changements importants et durables dans les écosystèmes. En effet, si les espèces qui se trouvent à la base des réseaux trophiques disparaissent (algues, micro-organismes ou herbacées), c'est l'ensemble de la chaîne trophique qui va s'en trouver perturbée (Siddig et *al.*, 2016).

Les espèces fondatrices se distinguent des espèces clé de voûte par leur remarquables abondances dans l'écosystème considéré (Soulé et *al.*, 2003). Ce sont des producteurs primaires et souvent des espèces dominantes à la fois en termes d'abondance et d'influence (exemple des coraux fondateur des récifs coralliens).

2.1.2.5 - Espèce sentinelle (sentinel species)

Les espèces sentinelles sont des indicateurs biologiques particulièrement sensibles à un ou plusieurs polluants susceptibles de provoquer des perturbations ou des changements dans un milieu donné (Soulé et Noss, 1998 ; Kaiser, 2001) et pour lesquels les modifications induites par toute contamination environnementale peuvent être mesurées (Amiard-Triquet et *al.*, 2013).

Les espèces sentinelles sont utilisées en tant que signal d'alarme pour l'ensemble de l'écosystème. Elles permettent d'alerter sur un dysfonctionnement ou un déséquilibre du milieu, ou de façon plus restrictive de prévenir des dangers de certaines substances sur la santé humaine (Markert et *al.*, 2003 ; Berthet, 2008).

Généralement, pour qu'une espèce sentinelle puisse être utilisée à des fins d'évaluation des risques pour l'environnement, elle doit être relativement facile à capturer, être présente dans le milieu en nombre suffisant, posséder une aire de répartition connue, une taille propice à la manipulation, et avoir déjà fait l'objet d'études confirmant ses qualités en tant que bioindicateur (Kaiser, 2001).

2.1.2.6 - Espèce focale (focal species)

Les espèces qualifiées de « focales » sont par définition, celles qui sont les plus sensibles aux « menaces » qui pèsent sur l'écosystème (Lambeck, 1997 ; Lafleur, 2007). Il s'agit d'espèces dont les besoins particuliers en matière d'habitat sont retenus pour guider l'aménagement et la gestion d'un territoire à des fins de conservation et de mise en valeur de la biodiversité (Bélangier et *al.*, 2012). Ce sont essentiellement (1) les espèces les plus exigeantes en regard

des caractéristiques clés d'habitat, et (2) les espèces mises en valeur associées à des enjeux socio-économiques incontournables pour une région (St-Hilaire et *al.*, 2012).

En fonction des enjeux de conservation et de mise en valeur, les espèces focales servent à mieux cibler les attributs écologiques à maintenir, à ajuster les objectifs d'aménagement écosystémique en conséquence et, enfin, à valider biologiquement l'efficacité de stratégies de conservation retenues (Bélangier et *al.*, 2012 ; Bujold, 2013).

Chaque espèce focale choisie devrait être associée à une ou plusieurs caractéristiques à l'échelle de l'habitat et du paysage (Lambeck, 1997). L'utilisation d'un assemblage d'espèces focales devrait couvrir la diversité des caractéristiques d'habitat (Lambeck, 1997). Les critères de sélection des espèces focales intègrent les préoccupations écologiques, socioculturelles, scientifiques et économiques (St-Hilaire et *al.*, 2012).

Trois types d'espèces focales sont donc à considérer :

- **Espèces focales sensibles à l'aménagement forestier** : La conservation des espèces sensibles à l'aménagement forestier, compte certainement parmi les enjeux importants de conservation de la biodiversité. Les espèces sensibles sont celles dont les populations risquent d'être affectées négativement par les activités forestières, tout particulièrement en raison de l'altération de leur habitat (Landres et *al.*, 1988). L'atténuation des impacts environnementaux de l'aménagement forestier doit bien cibler ces espèces focales (Bélangier et *al.*, 2012).

- **Espèces focales en situation précaire** : Les espèces fauniques en situation précaire sont celles dont la survie est compromise. Cette expression désigne aussi bien une espèce menacée, une espèce vulnérable, une espèce susceptible d'être ainsi désignée ou encore tout autre espèce considérée comme un ajout potentiel à la liste des espèces menacées ou vulnérables. Dans le cas de ces espèces, les stratégies de gestion retenues doivent répondre explicitement aux recommandations des spécialistes (Bélangier et *al.*, 2012).

- **Espèces focales d'intérêt socio-économique ou culturel** : La faune représente une valeur sociale et économique importante pour un grand nombre de gens. Ces espèces peuvent faire l'objet d'activités de récolte (chasse, pêche, piégeage, etc.), d'observation ou de tout autre loisir. Ce sont des espèces doté d'une valeur sociale, culturelle ou économique, conformément aux activités qu'elles génèrent ou à la place qu'elles occupent dans le patrimoine collectif (Bélangier et *al.*, 2012 ; Bujold, 2013).

2.2 - Intérêts des bioindicateurs

Ainsi les bioindicateurs constituent des outils fondamentaux pour la détermination des changements ou des modifications dans un environnement naturel. Ce sont également des indicateurs de populations et renseignent sur la composition des espèces, la taille de la population et sa densité, la production de la biomasse et la structure trophique (Perez et *al.*, 2000).

L'intérêt des bioindicateurs, réside dans leur objectivité, simplicité et reproductibilité. Ils peuvent être utilisés à différentes échelles, du niveau cellulaire au niveau écosystémiques, pour évaluer les changements qui se produisent dans une communauté biologique spécifique (Parmar *et al.*, 2016). Leur utilisation, fournit des informations clés sur la structure, la fonction et la composition des systèmes écologiques (Dale et Beyeler, 2001).

Les bioindicateurs ont l'avantage d'être économiques (rapport coût-efficacité) étant donné qu'ils peuvent être utilisés pour surveiller de nombreuses variables indépendantes de l'écosystème (Rainio et Niemelä, 2003).

Les bioindicateurs jouent un grand rôle dans l'évaluation de l'état de l'environnement en fournissant des signaux d'alertes précoces des perturbations. Ils permettent de diagnostiquer les causes des problèmes environnementaux. Ils peuvent également détecter des changements dus à la présence de polluants qui peuvent affecter la biodiversité (Gerhardt, 2002 ; Holt et Miller, 2011).

Pour éclaircir davantage l'utilité des bioindicateurs, nous reprenons la notification de Gerhardt (2002) qui signale que les bioindicateurs sont utiles dans trois situations :

- Lorsque le facteur environnemental indiqué ne peut pas être mesuré, tel le cas des situations où des facteurs environnementaux ont été reconstruits dans le passé, comme le changement climatique, étudiés en paléo-biosurveillance,
- Le facteur indiqué est difficile à mesurer, cas des pesticides et leurs résidus ou les effluents toxiques complexes contenant plusieurs substances chimiques en interaction,
- Lorsque le facteur environnemental est facile à mesurer mais difficile à interpréter, dans le cas où les changements observés ont une signification écologique.

2.3 - Typologie générale des bioindicateurs

Il n'existe pas une typologie bien définie pour les bioindicateurs. En réalité, leur diversification, leur utilisation dans plusieurs domaines ne permettent pas une classification aisée de ces bioindicateurs. Dans la littérature, nous trouvons une multitude de classifications qui se distinguent généralement par les objectifs d'utilisation.

Néanmoins, nous essayerons de les regrouper à titre indicatif, selon quatre catégories qui correspondent à leurs principales applications : les indicateurs environnementaux, les indicateurs écologiques, les indicateurs de biodiversité et les indicateurs d'impact (McGeoch, 1998 ; Jones *et al.*, 2009 ; Holt et Miller, 2011). Les trois premiers sont des bioindicateurs au sens propre (entités biologiques), tandis que le quatrième est un indicateur plus large combinant des indicateurs biologiques, physiques et/ou géographiques (Kremen *et al.*, 1994) :

Indicateurs environnementaux : Il s'agit d'une espèce ou d'un groupe d'espèces qui réagissent de manière prévisible aux changements environnementaux, indiquant ainsi la présence et l'étendue d'une perturbation. Ils sont le plus souvent utilisés pour indiquer les niveaux de

polluants. Les réponses peuvent aussi être d'ordre comportemental ou biophysique. Les termes connexes comprennent les bioessais, les bioaccumulateurs et les biomarqueurs et espèce sentinelle (Gardner, 2010).

Indicateurs écologiques : Il s'agit généralement d'une population ou ensemble de populations qui, par ses caractéristiques qualitatives et/ou quantitatives, témoigne de l'état d'un système écologique et qui, par des variations de ses caractéristiques, permettent de déceler d'éventuelles modifications de ce système (Blandin, 1986). Leur réponse est représentative d'un sous ensemble de taxon présent dans le même habitat (McGeoch, 1998 ; Bani *et al.*, 2006 ; Howe *et al.*, 2007). Ils sont aussi qualifiés d'«indicateurs de perturbation écologique» comme le souligne Gardner (2010). En effet, les groupes d'espèces indicatrices qui sont à la fois sensibles aux changements du milieu et connus pour remplir des fonctions écologiques importantes, sont d'excellents indicateurs de perturbations écologiques car ils fournissent les inférences les plus fiables quant aux implications écologiques et fonctionnelles des perturbations.

Indicateurs de biodiversité : Un indicateur de biodiversité est une mesure, généralement quantitative, qui peut être utilisée pour illustrer et faire connaître de façon simple des phénomènes complexes relatifs à la biodiversité, y compris des tendances et des progrès dans le temps (UICN, 2014). L'indication de la biodiversité est la plus récente des trois catégories de bioindication, mais elle a reçu le plus d'attention depuis le début des années 1990 suite au sommet de la terre.

Cela a été motivé par le besoin urgent de prioriser les zones terrestres pour la protection et la conservation de la biodiversité (Brown, 1991). Elle est utilisée non seulement pour estimer la biodiversité à grande échelle, mais aussi pour suivre son évolution dans le temps et évaluer les progrès vers les objectifs de conservation.

Les indicateurs de biodiversité ne concernent pas uniquement une espèce ou un groupe taxonomique mais ils englobent plusieurs paramètres mesurables de la biodiversité y compris les groupes fonctionnels (Andersen, 1995 ; Horner-Devine *et al.*, 2003), la richesse en espèces (Araujo *et al.*, 2004 ; Grand *et al.*, 2004), l'endémisme (Gustafsson, 2000, 2002 ; Orme *et al.*, 2005), les paramètres génétiques, les paramètres propres à la population et les paramètres du paysage (Noss, 1990 ; McGeoch, 1998). Le concept englobe aussi les indicateurs de réponse aux perturbations inter-taxons (Caro, 2010 ; Gardner, 2010).

Il existe deux groupes d'indicateurs de biodiversité : les indicateurs taxonomiques et les indicateurs structurels.

Les indicateurs taxonomiques : ces indicateurs sont directement issus de données d'abondance et de présence-absence d'espèces, permettant d'appréhender la diversité des communautés. Ils se focalisent sur le suivi de certains taxons (plantes, oiseaux, insectes, mammifères, etc.) (Nivet *et al.*, 2012). Ils sont utilisés en tant qu'indicateurs de l'état de leur propre diversité ; ils sont qualifié alors d'indicateur direct de biodiversité ou en tant qu'indicateurs de l'état d'autres taxons (indicateurs indirects) (Levrel *et al.*, 2007).

Les indicateurs structurels : les indicateurs structurels de biodiversité sont à mettre en relation avec l'idée qu'il existe des structures paysagères (biologiques, physiques et sociales) qui ont un effet important sur la biodiversité et qui permettent donc de renseigner sur l'état de cette dernière de manière indirecte (Levrel et *al.*, 2007). Ces indicateurs sont fondés sur des données écologiques (données spatiales, données dendrométriques et de la typologie des peuplements, etc.), en lien avec la gestion et les politiques de conservation de la biodiversité. Ils sont censés être corrélés à la diversité spécifique des communautés. Cependant, le lien entre ces indicateurs et l'état réel de la biodiversité n'est pas toujours bien connu (Nivet et *al.*, 2012).

Indicateurs d'impact : Ce type d'indicateurs porte à la fois sur les ressources et les processus écologiques directement affectés par les actions humaines. Ces indicateurs comprennent, le niveau et l'effet de la fragmentation de l'habitat et des effets de lisière sur les écosystèmes, le degré de restauration des écosystèmes et le degré de production du sol (Kremen et *al.*, 1994). Les indicateurs d'impact comprennent également des processus anthropiques, tels que les effets de la chasse et de la pêche sur les écosystèmes (Niemelä, 2000).

2.4 - Critères de choix des bioindicateurs

L'un des principaux objectifs de la recherche sur les bioindicateurs est d'identifier des espèces ou des unités taxonomiques qui indiqueraient de façon fiable les perturbations dans l'environnement et refléteraient les réponses d'autres espèces ainsi que la diversité globale. La sélection d'indicateurs efficaces est la clé du succès de tout programme de surveillance et d'évaluation.

Le choix des bioindicateurs repose sur le respect d'un certain nombre de critères de sélection. Lorsqu'ils sont utilisés efficacement, les indicateurs biologiques renseignent sur les différentes forces agissant sur un écosystème ainsi que sur les conditions actuelles et l'état vers lequel il évolue. Ils devraient donc être choisis de façon à maximiser leur pertinence biologique, méthodologique et sociétale (Burger et Gochfeld, 2004).

En général, Le bioindicateur doit saisir la complexité de l'écosystème tout en restant suffisamment simple pour être facilement et régulièrement surveillé (Dale et Beyeler, 2001). Il n'y a pas de bioindicateur parfait et le choix du plus approprié dépend dans une large mesure de l'objectif de recherche (Rainio et Niemelä, 2003). Le bioindicateur, aussi efficace soit-il, n'est cependant pas universel. Il n'est utile qu'à une échelle donnée, et ne renseigne que sur les processus écosystémiques du sous-échantillon que l'on cherche à évaluer (Lindenmayer et *al.*, 2000).

Un bon taxon indicateur ne satisfait pas nécessairement tous les critères, mais chaque taxon, sélectionné dans le cadre d'un ensemble complémentaire, devrait répondre à la majorité des critères (Hilty et Merenlender, 2000). Toutefois, plusieurs caractéristiques contribuent à faire de certaines espèces de meilleurs indicateurs que d'autres. L'abondance, l'accessibilité, la longévité ainsi qu'une taille facilitant les manipulations sont quelques-unes des caractéristiques recherchées (Kaiser, 2001 ; Burger et *al.*, 2006).

Plusieurs auteurs (Blandin, 1986 ; Landres et *al.*, 1988 ; Noss, 1990 ; Anderson, 1991 ; Furness et Greenwood, 1993 ; Hilty et Merenlender, 2000 ; Gerhardt, 2002 ; Burger, 2006 ; Burger et *al.*, 2006 ; Levrel, 2007 ; Fossat et *al.*, 2009 ; Nivet et *al.*, 2012) ont proposé un certain nombre de critères pour apprécier la qualité d'un indicateur biologique. Après examens de ces travaux, il en ressort qu'un bon indicateur biologique doit se caractériser par :

a - Posséder une information de base adéquate : Un bon bioindicateur doit être connu du point de vue taxonomique et doit posséder toutes les informations nécessaires sur son écologie. Ses capacités de tolérances doivent être mesurables, bien documentées et bien assimilées. Des corrélations claires entre la réponse du taxon et les variations de l'écosystème devraient être bien établies. Notons aussi qu'il est important de disposer d'études de pré-validation qui confirment que les variations observées au niveau des taxons indicateurs sont le résultat d'actions anthropiques.

b - Des informations de localisation bien précises : les taxons indicateurs devraient avoir une distribution cosmopolite qui facilite les comparaisons entre les sites. Un taxon indicateur devrait également avoir une mobilité limitée, qui lui permet de réagir indéniablement aux perturbations au lieu de les éviter en se déplacement vers d'autres habitats plus favorables. A titre d'exemple, les changements dans une population d'oiseaux migrateurs pourraient être dus à des impacts sur n'importe quelle partie de leur itinéraire migratoire, au lieu de refléter uniquement ceux liés au site d'étude.

c - Des caractéristiques de niche et de cycle biologique spécifiées : Les données relatives aux caractéristiques de la niche écologique et du cycle biologique doivent également être prises en compte pour chaque taxon indicateur. Ainsi, le taxon retenu doit avoir une faible variabilité à la fois génétique et écologique, de sorte à ce que ni les fluctuations aléatoires des populations, ni les adaptations des espèces n'empêchent la détection des variations. Par ailleurs, le cycle de vie des taxons indicateurs doit permettre de détecter et de quantifier de manière précoce, une large gamme de facteurs de perturbation du milieu.

d - Facilité de mesure et pertinence méthodologique : Un taxon indicateur doit être sensible aux modifications du milieu et permettre, lorsque il est mesuré de manière répétée et continue, de mettre en évidence les tendances écologiques du milieu ou des caractères d'autres communautés. L'indicateur devrait être simple et relativement peu coûteux à mesurer. La métrique doit être facile à comprendre et à interpréter, simple à appliquer et doit fournir aux gestionnaires et aux décideurs des informations pertinentes, scientifiquement fiables. Des tests effectués au préalable sur le terrain avec des scénarios d'échantillonnage et d'observation par plusieurs observateurs, permettent de confirmer et de valider la pertinence et la facilité de tout indicateur potentiel.

e - Sensibilité aux variations : L'indicateur idéal est celui qui montre une sensibilité aux perturbations anthropiques avec toutefois, une sensibilité limitée et connue aux variations naturelles. Même si certains indicateurs peuvent répondre à tous les changements importants dans le système, le bioindicateur le plus utile est celui qui montre une sensibilité élevée à un facteur de stress particulier, servant ainsi d'indicateur précoce d'un déséquilibre du système et

permettant de répondre rapidement et graduellement aux changements dans la même direction que les autres taxons.

2.5 - Groupes taxonomiques connus comme bioindicateurs

Un large éventail d'êtres vivants sont connus pour leur utilisation dans la bioindication. Ils sont utilisés depuis des décennies comme bioindicateurs de certaines caractéristiques écologiques (physico-chimiques, microclimatique, biologiques et fonctionnelle) de l'environnement, ou de l'incidence de certaines pratiques (Landres et *al.*, 1988).

Blandin (1986) a fait une excellente synthèse sur les bio-indicateurs animaux et végétaux déjà utilisés dans différents milieux (terrestre, marin, d'eau douce). Depuis, les recherches n'ont fait que se poursuivre et se diversifier. La diversité des espèces ou des groupes d'espèces indicatrices reflète la multitude d'usages des bio-indicateurs. (Adam et *al.*, 2015)

Nous rappelons que l'objectif de ce chapitre n'est pas de faire une recherche exhaustive des travaux relatifs à la bioindication, ni de citer tous les taxons bioindicateurs et les comparer. Il est tout simplement question de fournir au lecteur les informations nécessaires pour situer l'importance des oiseaux objet de notre étude, dans le domaine de la bioindication.

Notons aussi que le nombre de travaux cités pour les différents taxons ne signifie en aucun cas qu'un groupe taxonomique est plus utilisé ou plus important que l'autre ; ils sont juste cités à titre d'exemple.

2.5.1 - Flore et végétation

La végétation par sa structure, sa composition floristique ainsi que par son caractère intégrateur, synthétisant les conditions de milieu et de fonctionnement de l'écosystème, est souvent retenue comme indicateur biologique remarquable utilisé lors des évaluations biologiques des milieux naturels (Dumont, 1987 ; Du Bus de Warnaffe et Devillez, 2002).

Les travaux suivants sont des exemples d'utilisation de ce groupe taxonomique comme bioindicateur : Botineau et Ghestem (1995) ; Szoszkiewicz et *al.* (2002) ; Julve (2009) ; Le Guédard et *al.* (2009) ; Vernay et *al.* (2009) ; Oehl et *al.* (2011) ; Agnan (2013) ; Koffi et *al.* (2014) ; Delmail (2015) ; Zouaïdia et *al.* (2015) ; Bagard (2017).

2.5.2 - Faune invertébrée

Du fait de la biomasse qu'ils représentent, de leur grande diversité et des fonctions fondamentales qu'ils remplissent au sein des écosystèmes terrestres, une attention particulière a été portée à l'utilisation des invertébrés comme bioindicateurs. D'une manière générale, les invertébrés sont relativement faciles et rapides à échantillonner (Ramage et Ravary, 2015).

Parmi la multitude de travaux qui se sont intéressés à l'utilisation des invertébrés comme indicateurs biologiques nous donnons comme exemple les travaux de King et *al.* (1998) ; Maelfait et Baert (1988) ; Pinault (1992) ; Paoletti et Bressan (1996) ; Hughes et *al.* (2000) ;

Davis *et al.* (2001) ; Hodkinson et Jackson (2005) ; Wasson *et al.* (2006) ; Faure (2007) ; Paoletti *et al.* (2007) ; Bispo *et al.* (2009) ; Bonardi *et al.* (2010) ; Parkinson (2010) ; Potts *et al.* (2010) ; De Vaufleury *et al.* (2012) ; Alhou *et al.* (2014) ; Amossé (2014) ; Pelosi et Römbke (2016) ; Sellam *et al.* (2016).

2.5.3 - Faune vertébrée

Par rapport aux plantes, les vertébrés ont généralement développé un plus grand arsenal de mécanismes d'adaptation et de réponses aux facteurs de stress (Fränzle, 2003). Plusieurs travaux ont été consacrés à l'étude des espèces animales bioindicatrices :

2.5.3.1 - Mammifères

Concernant les mammifères, il y a un manque d'information sur les corrélations avec les changements dans l'environnement et l'utilisation des espèces de mammifères comme bioindicatrices (Siddig *et al.*, 2016).

Cependant certains groupes, tel que les petits mammifères, présentent un potentiel d'indicateurs de gestion durable des écosystèmes naturels plus particulièrement en milieu forestiers où ils jouent un rôle fonctionnel important et répondent aux perturbations d'une manière spécifique (Dale et Beyeler, 2001 ; Pearce et Venier, 2005 ; Pauget *et al.*, 2012). D'autres études ont montré que cette catégorie est particulièrement importante en bioaccumulation (Pereira *et al.*, 2006).

Les chiroptères, semblent aussi être d'excellents bioindicateurs car ils sont sensibles aux changements des habitats soumis aux contraintes anthropiques (Jones *et al.*, 2009; Dietz *et al.*, 2013)

Les grands mammifères, quant à eux font classiquement partie des espèces-phares qui, par leur relatif charisme, permettent de concrétiser des projets de conservation d'intérêt mondial, en assurant l'appui du public et des parties prenantes (Cuzin, 2003).

2.5.3.2 - Reptiles et Amphibiens

Le déclin de la population de différentes espèces d'amphibiens et de reptiles justifié avait imposé la nécessité d'identifier un certain nombre d'espèces indicatrices telles que les grenouilles, les salamandres et les tortues capables de déterminer l'état de l'herpétofaune et de leurs écosystèmes (Wilson et McCranie, 2003 ; Lindenmayer *et al.*, 2014 ; Parmar *et al.*, 2016).

En effet, les amphibiens ont la particularité de détecter les changements dans l'environnement. Ils absorbent les produits chimiques à travers leur peau humide. En conséquence, les toxines s'accumulent plus rapidement dans leur corps que dans d'autres groupes partageant le même habitat (Alford et Richards, 1999 ; King, 2008). Ils constituent un lien trophique important entre les insectes et les autres vertébrés (Sparling *et al.* 2000).

2.5.3.3 - Poissons

Les poissons sont considérés comme des organismes intégrateurs par excellence car ils se situent au bout de la chaîne alimentaire. Par les diverses modifications de leur comportement (rythme respiratoire, décharges électriques, reproduction) ils dévoilent toute une gamme de réponse aux perturbations du milieu (Schulz et Martins-Junior, 2001). Ces variations permettent de poser un diagnostic du milieu (Kerckhove, 2012).

Aussi, les poissons ont des besoins complexes concernant leur habitat (Markert et *al.*, 2003) et occupent une grande partie des niches écologiques aquatiques (Bols et *al.*, 2001). Ainsi, lorsqu'ils sont affectés, l'intégrité de l'écosystème est probablement menacée (Kerckhove, 2012). Leurs qualités de bioindication intègrent plusieurs échelles (Markert et *al.*, 2003).

De nombreuses publications sont relatives à la bio-accumulation de polluants des eaux par des poissons marins ou dulçaquicoles, aussi bien en laboratoire qu'en milieu naturel (Markert et *al.*, 2003).

2.5.3.4 - Oiseaux

Parmi les vertébrés, les oiseaux sont la classe la plus approuvée dans la bioindication (Bonardi et *al.*, 2010). Leurs caractéristiques écologiques et leur sensibilité aux modifications des habitats (Blondel, 1975) font que les espèces de ce groupe taxonomique sont souvent considérées comme de bons indicateurs biologiques (Drapeau et *al.*, 2001 ; Bryce et *al.*, 2002 ; Gregory et *al.*, 2003 ; Bonn et Gaston, 2005 ; Caula, 2007 ; Gil-Tena et *al.*, 2007 ; Brooks et *al.*, 2008). En effet, ce groupe bien connu ne pose pas de problèmes d'ordre systématique et les espèces sont facilement déterminées sur terrain, leur mode de vie diurne et les manifestations visuelles et auditives de la plupart des espèces les rendent aisément accessibles à l'observateur.

Ils sont distribués dans les trois dimensions de l'espace, ce qui permet d'évaluer l'importance de la dimension verticale des habitats sur les communautés. Leur mobilité leur permet de réagir instantanément à toute modification des milieux (Blondel, 1975 ; Bibby et *al.*, 1992 ; Dongre, 2017).

Leur sensibilité aux habitats et à leurs modifications est telle qu'ils sont le meilleur indicateur biologique utilisé pour prédire la diversité des autres taxons (Bonn et Gaston, 2005 ; Touret, 2016). Ils constituent de ce fait, l'un des groupes d'espèces susceptibles de remplir adéquatement la fonction d'indicateur de l'état de la diversité biologique (Ferry et Frochet, 1970 ; Cheylan et Orsini, 1995 ; Drapeau et *al.*, 2001 ; Bryce et *al.*, 2002 ; Gregory et *al.*, 2003 ; Caula, 2007 ; Gil-Tena et *al.*, 2007). Ils sont souvent été utilisés pour l'évaluation écologique des milieux (Mingozzi et Brandmayr, 1991 ; Marzluff et Ewing, 2001 ; Polasky et *al.*, 2001 ; Garson et *al.*, 2002) ainsi que pour la création des aires protégées (Airamé et *al.*, 2003 ; Rey Benayas et de la Montana, 2003 ; Amber Loos, 2006 ; Loyola et *al.*, 2007).

Les oiseaux présentent aussi l'avantage d'être étroitement liés à une autre composante de l'écosystème pas moins importante en l'occurrence la végétation. La relation entre la structure des communautés d'oiseaux et celle de la végétation a toujours été prouvée (Blondel *et al.*, 1973 ; Blondel, 1979 ; Farina, 1997 ; Tucker *et al.*, 1997 ; Titeux, 2002). Ils sont sensibles à la dynamique et à la structure de la végétation (Prodon et Lebreton, 1981) et à la composition floristique (Rotenberry, 1985).

En outre, les espèces aviennes occupent différents niveaux dans les chaînes trophiques. Ils ont une importance fonctionnelle dans les différents écosystèmes terrestres et aquatiques. Les rapaces qui se situent à la tête de la chaîne alimentaire (prédateurs supérieurs) sont vulnérables aux modifications et facteurs de stress apportés à leurs habitats. Ils représentent ainsi d'excellents indicateurs de la santé de l'environnement et sont particulièrement intéressants pour les études de bioaccumulation indiquant les tendances temporelles et spatiales de la pollution des milieux (DeWitt *et al.*, 2006 ; Papp *et al.*, 2007). Plusieurs espèces ont été retenues comme espèces indicatrices (Solonen et Lodenius, 1990 ; Becker, 2003 ; Kirk, 2003 ; Chevalley, 2007 ; Farmer *et al.*, 2007).

La mortalité élevée ainsi que les échecs de la reproduction chez plusieurs espèces de rapaces et d'oiseaux de mer au cours des années 50 dans les pays industrialisés, entraînant une diminution de la population, a permis de sensibiliser aux problèmes de contamination causés par les pesticides (Becker, 2003).

Un autre groupe, celui des oiseaux migrateurs, s'est révélé être un indicateur très sensible du changement environnemental, car ils utilisent des processus de sélection génétique extrêmement rapide pour adapter leur comportement spécifique lors des passages migratoires (Berthold, 2001 ; 2002).

En milieu forestier, les oiseaux constituent un groupe d'étude privilégié, comprenant des espèces bioindicatrices, dont les réponses aux différents facteurs du milieu sont évidentes et facilement identifiables, permettant ainsi de caractériser l'état et l'évolution de l'écosystème dans son ensemble (Gaston et Spicer, 1998 ; Simberloff, 1998 ; Gil-Tena *et al.*, 2007 ; Lehaire *et al.*, 2009). Malgré le fait que certaines espèces soient ubiquistes, l'avifaune forestière peut être un bon indicateur de l'état d'un peuplement forestier car à chaque stade sylvicole correspond une communauté particulière (Drapeau *et al.*, 2001). Aussi, la taille des territoires, de l'ordre de quelques hectares pour la plupart des espèces s'accommode bien à l'étude des changements des paysages (Balent et Courtiade, 1992).

Parmi les bioindicateurs utilisés souvent en milieu forestiers, les pics sont des espèces particulièrement intéressantes. Leur densité et leur diversité influencent significativement celles des cavernicoles secondaires (Angelstam et Mikusinski, 1994 ; Martin et Eadie, 1999 ; Delahaye, 2006 ; Pernot, 2012). Ils indiquent des caractéristiques favorables en termes d'abondance ou d'accessibilité à des ressources clés telles que les sites de nourrissage ou les sites de nidification (Guénette et Villard, 2005).

Tout comme les oiseaux forestiers, les oiseaux aquatiques constituent aussi de bons indicateurs de la qualité de leur milieu (Paillisson et *al.*, 2002 ; DeLuca et *al.*, 2004 ; Everard, 2008 ; Evans et *al.*, 2009). Leur capacité indicatrice découlerait notamment de leur large distribution, de leur charisme, de leur mobilité, de leur réponse rapide aux changements environnementaux, de leurs besoins variés en habitats et de leur facilité d'observation (Owino et *al.*, 2001 ; Everard, 2008). Leur écologie bien connue, facilite ainsi l'interprétation des changements observés dans les milieux étudiés (Bryce et *al.*, 2002 ; DeLuca et *al.*, 2004).

Par ailleurs, l'accumulation de métaux ou d'autres contaminants persistants dans les plumes ou dans le sang peut indiquer le niveau de contamination d'un milieu (Kushlan, 1993).

En milieu urbain, les oiseaux représentent un groupe modèle concernant l'étude de l'écologie en ville (Sanesi et *al.*, 2009 ; Padoa-Schioppa et *al.*, 2006). Ils sont de très bons indicateurs des relations entre paysage urbain et biodiversité et représentent le groupe taxinomique sur lequel a été concentré la plus grande masse de recherches à caractère fondamental sur la faune sauvage dans les villes (Jedicke, 2000 ; Reynaud et Thioulouse, 2000 ; Fernández-Juricic, 2001). En effet, il s'agit d'un groupe sur lequel peuvent être fondées les politiques publiques de conservation de la diversité biologique urbaine (Fernández-Juricic, 2001 ; Lee et *al.*, 2005).

Conclusion

Dans ce chapitre nous avons donné une vision générale sur le concept d'indicateur biologique et les différentes notions connexes.

En effet, la multiplicité d'indicateurs reflète le caractère complexe des études qui portent sur l'évaluation la biodiversité et des diagnostics des milieux. En effet, il s'agit de domaines multidimensionnels qui ne peuvent donc pas être appréhendés par un bioindicateur unique. Nul indicateur ne saurait prendre en compte l'ensemble de ces composantes ; les indicateurs évaluent des compartiments partiels de la biodiversité (Nivet et *al.*, 2012).

Plus généralement, les indicateurs biologiques sont des taxons sensibles, inféodés à un milieu suffisamment restreint pour le caractériser, ou à un état d'un des facteurs du milieu, qu'ils permettent d'identifier par leur apparition ou disparition, informe, sur les conditions du milieu et des dangers potentiels et permettent ainsi d'apprécier une modification de la qualité d'un milieu. Dans cette approche, on se réfère plus à une biocénose, un groupe écologique ou à une espèce indicatrice ou une partie de l'espèce (métabolisme). Ils permettent ainsi, une mise en évidence de toutes modifications naturelle ou induite par l'homme.

Le choix des bioindicateurs dépend des objectifs recherchés, des caractéristiques écologiques des taxons, des méthodes d'études, de la nature des résultats recherchés. Les bioindicateurs sont également caractérisés par l'échelle d'étude.

Un indicateur est pensé à des échelles spatiales, temporelles et symboliques spécifiques, ce qui le rend difficilement transposable à une autre échelle. Développer un indicateur de biodiversité réaliste à une échelle et à destination d'acteurs spécifiques, c'est admettre que cet indicateur sera vraisemblablement inutilisable à une autre échelle et en inadéquation avec les représentations des acteurs qui l'utilisent (Levrel, 2007).

Les oiseaux sont généralement considérés comme de bons indicateurs directs de la fonctionnalité des écosystèmes et de l'état de conservation des habitats du fait de leur position élevée dans les chaînes alimentaires et de leur vitesse de réponse aux changements environnementaux. Le recours à ce groupe taxonomique pour l'évaluation et le diagnostic des milieux constitue donc une démarche bien pensée pour fournir aux scientifiques et aux gestionnaires une vision synthétique et réaliste de l'état de ces milieux.

Chapitre III

Méthodologie et cadre d'étude

Chapitre III : Méthodologie et cadre d'étude

3.1 - Description des Cédraies retenues

Pour les besoins de cette étude, nous avons retenu cinq cédraies, les plus représentatives en Algérie. Il s'agit de la cédraie de Théniet El Had, la cédraie de Chréa, la cédraie du Djurdjura, la Cédraie de Belezma et la cédraie de Khenchla. Notons que les quatre premières cédraies sont classées et bénéficient du statut de « parc national », alors que pour la cédraie de Khenchla, le classement est en cours.

Ces formations ont été bien décrites dans les travaux ultérieurs (Abdessemed, 1981 ; Nedjahi, 1988 ; Meddour, 1994 ; Yahy et *al.*, 2008 ; Yahy et Djellouli, 2010 ; Krouchi, 2010 ; Sbabdji, 2012). A cet effet, nous nous limiterons à donner un bref descriptif de ces cédraies et nous renvoyons le lecteur à travaux pour plus de détails.

Les cinq cédraies appartiennent à trois blocs de massifs dont les deux premiers représentent la cédraie septentrionale et le dernier la cédraie méridionale (Boudy, 1952 ; Nedjahi, 1988 ; Benabid, 1994) :

- Le bloc de l'Ouarsenis (un peu plus de 100 ha), Chréa (1000ha) et Theniet-El-Had (1500ha),
- Le second constitué de l'Atlas Tellien Sublittoral des Babors (800ha), Tababort (1300 ha) et le Djurdjura (2940 ha),
- Le troisième bloc le plus important de point de vue superficie, est représenté par la cédraie de l'Atlas Saharien qui est formée par la cédraie de la Hodna (8000 ha) et celle des Aurès (17000 ha).

3.1.1 - Les cédraies de l'Atlas Blidéen et de l'Ouarsenis

Dans les régions ouest de l'Algérie, le cèdre se trouve au niveau de l'atlas Blidéen (Chréa) et dans le Ouarsenis (Théniet El Had). L'Atlas de Blida s'élève à plus de 1200m, il comprend les montagnes des Béni Miscera, des Béni Salah, des Béni Messaout et du Koudiat Chréa (1515m) constituées de marnes argilo-schisteuse du Crétacé inférieur plus ou moins argileux par endroits (Zaïdi, 2002 ; M'Hirit et Benzyane, 2006). Le cèdre du massif de Béni Salah se développe sur des schistes et des quartzites du Néocomien.

La cédraie de Chréa (figure 2) est de type pure et se présente le plus souvent en futaie assez dense, avec un recouvrement moyen de 60 à 90%, où les pieds de cèdres n'atteignent pas des dimensions considérables comparés aux cédraies de ThénietEl Had, mais des arbres de 30m de haut et près de 3m de circonférence ne sont pas rares (Nedjahi, 1988). Dans la cédraie plus ou moins dense et ombragée d'ubac, le sous-bois est, en général, réduit et constitué de quelques espèces ligneuses disséminées ou localisées. Le versant sud est beaucoup moins densément boisé que le versant nord. La Cédraie y est plus claire et ensoleillée, permettant alors un développement relativement important de la strate arbustive (Meddour, 1994).

Parmi l'ensemble des massifs algériens coiffés par une cédraie, l'Atlas Blidéen est le moins élevé. La ligne de crêtes du massif oscille entre 1400 et 1600 m d'altitude, sur une longueur approximative de 8 km, et culmine au Koudiat Sidi Abdelkader à 1629m.

La cédraie de Théniet El Had (figure 3) est située sur le versant sud de l'Atlas tellien (Ouarsenis) et distante d'environ 50 km du chef-lieu de la wilaya de Tissemsilt. Elle représente l'unique cédraie occidentale d'Algérie. Les peuplements de cèdre apparaissent à partir de 862m d'altitude, pour atteindre le point culminant de 1787m. Le massif de Théniet El Had, semi-continental, est caractérisé par un bioclimat subhumide à humide, variante à hivers frais à froids (Yahi, 1995). La forêt de cèdre se trouve sur grès médjanien de l'éocène supérieur.

Les précipitations enregistrées dans les cédraies occidentales de l'Ouarsenis, de Chréa oscillent entre 1260 à 1420 mm. A Chréa, la cédraie occupe une position bioclimatique assez originale, comparativement aux autres cédraies d'Algérie. Elle s'inscrit globalement dans la variante fraîche du perhumide.

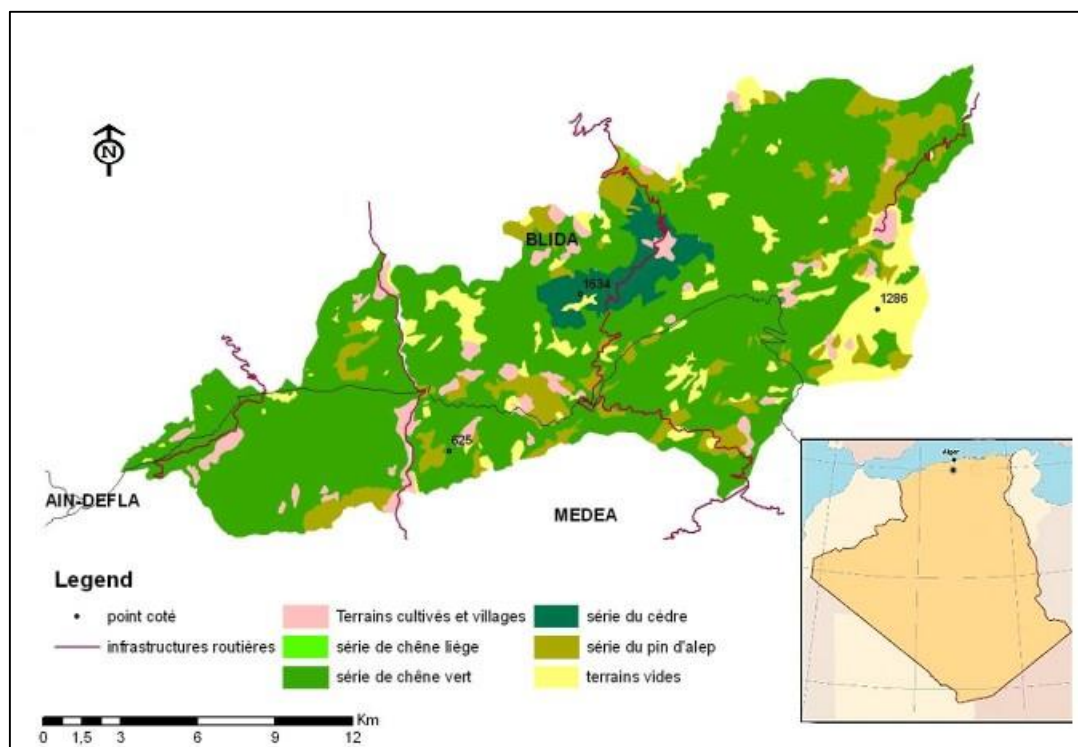


Figure 2 : Localisation de la cédraie de Chréa (PNC, 2005)



Photos 1 (a,b) : Cédraie de Chréa

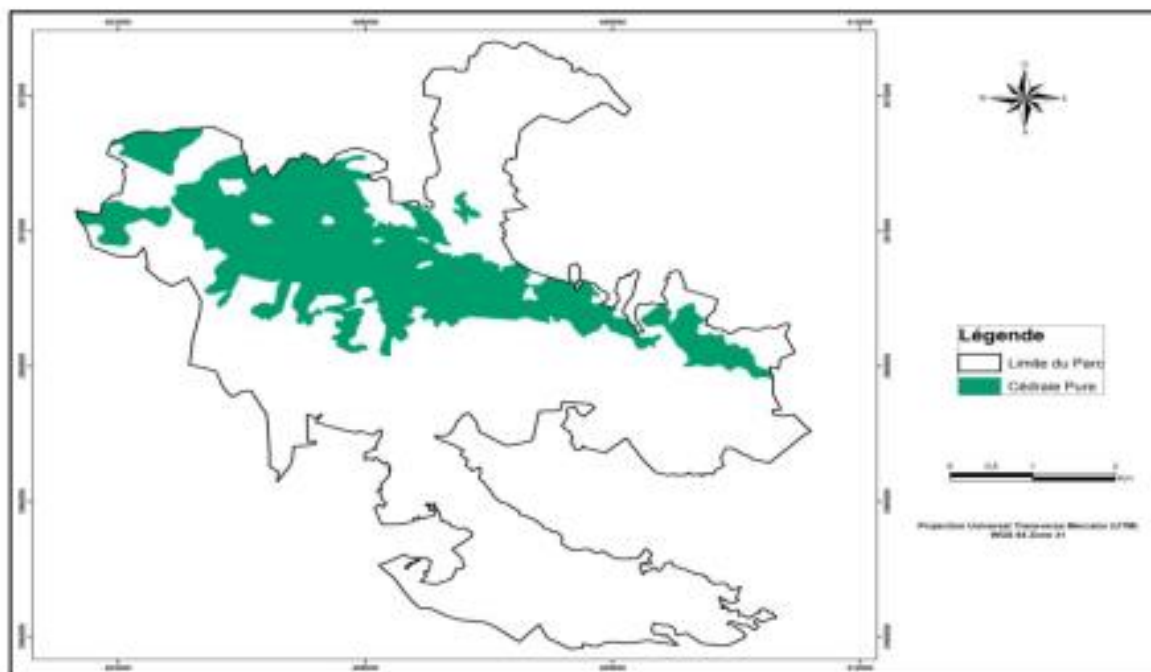


Figure 3 : Localisation de la cédraie de Théniet el Had (Taouti et Zaidi, 2013)



Photos 2 (a,b) : Cédraie de Théniet El Had

3.1.2 - La cédraie du Djurdjura

Le Djurdjura est un puissant massif de 60 km de long avec des sommets de plus de 2000m (Djebel Haizer 2132m, Djebel Abouker 2305m, Djebel Lala Khedidja 2308m). Le cèdre se trouve sous forme de taches à partir de 1300m sur les versants nord du Djurdjura.

La cédraie du Djurdjura (figure 4), d'une superficie de 2940 ha, est située au sein du parc national du Djurdjura. Elle est formée principalement de deux types de peuplements : une cédraie pure qui occupe 80 % de la superficie totale, dans laquelle on peut trouver quelques pieds dispersés de Chêne vert (*Quercus rotundifolia*), d'Érable (*Acer obtusatum* et *Acer monspessulanum*), de Pin d'Alep (*Pinus halepensis*), de Chêne zéen (*Quercus canariensis*.) et d'If (*Taxus baccata*), et une cédraie mixte (Cèdre et Chêne vert) qui représente 20 % du total de la cédraie.

Elle subit un régime thermique méditerranéen et montagnard caractérisé par un hiver froid où les températures sont souvent en dessous de 0 °C. La température moyenne annuelle est de l'ordre de 15 °C. Les précipitations sont de l'ordre de 1 600 à 2 100 mm. Elle est soumise à un bioclimat humide, variante fraîche voire perhumide. Le cèdre se développe sur calcaire et dolomies du Lias inférieur dans le Djurdjura (Quézel, 1957).

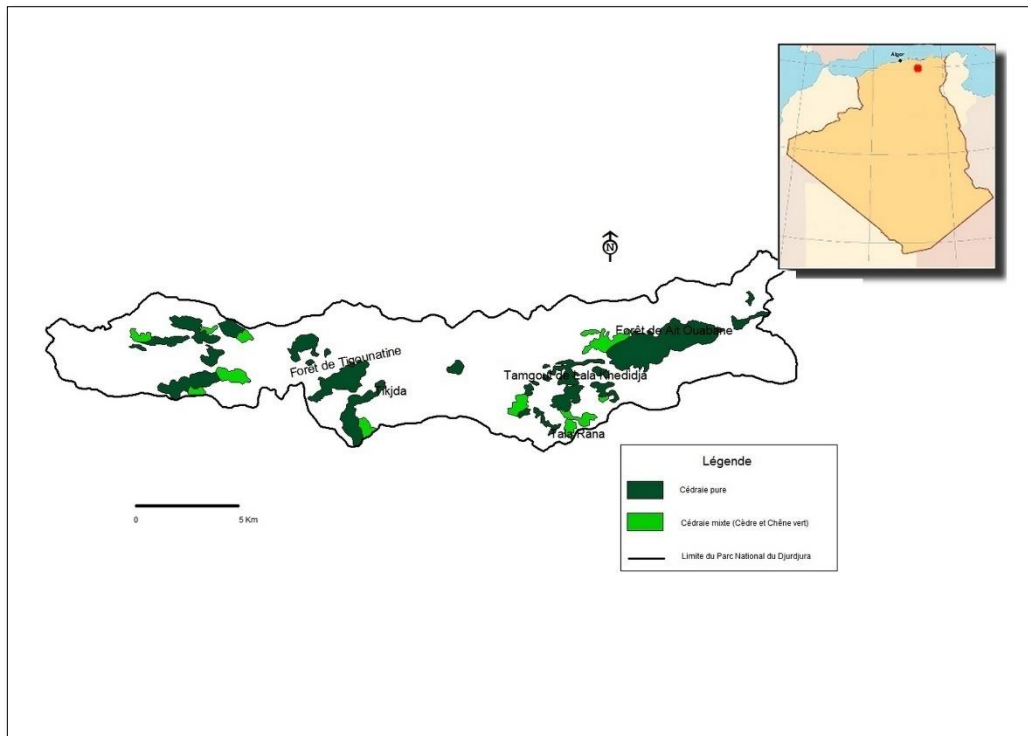
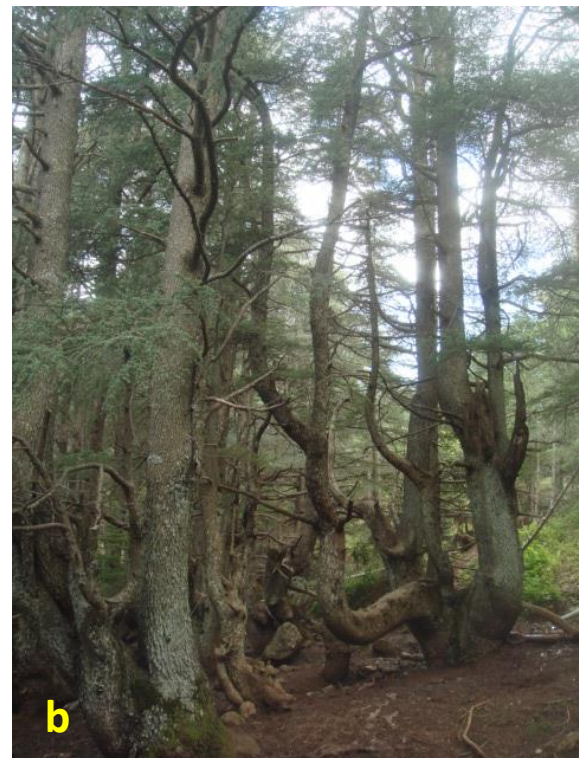


Figure 4 : Localisation de la cédraie du Djurdjura (Moussouni et Boubaker, 2015)



Photos 3 (a,b) : Cédraie de Djurdjura

3.1.3 – Les cédraies des Aurès

L'Aurès est une montagne crétacée qui culmine à 2328m. Elle est prolongée à l'ouest par la chaîne du Hodna et constitue un ensemble pittoresque avec de longues lignes de crêtes rectilignes séparées par des vallées profondes et des gorges étroites. On y trouve les sommets les plus élevés de l'Algérie : Mont Chélia (2328m), Mont Mahmel (2321m), Mont Amamra (2149m), Mont Aidel (2147m), Mont Touggourt (2094m). Le cèdre est groupé en deux massifs principaux : l'un à l'ouest, près de Batna avec la forêt de Belezma sur les flancs du Djebel Touggourt, l'autre à 50 km, à l'est, près de Khenchla dans les massifs de Béni Oudjana (Mont Chélia), des Ouled Yakoub, de Djebel Feraoun et de Djebel Aidel (M'Hirit et Benzyane, 2006).

La cédraie de Belezma s'étale sur une frange altitudinale qui varie de 1300 à 2180m et reçoit une pluviométrie annuelle de 500 à 700 mm. Elle se présente à l'état pur et mixte (cèdre et chêne vert) et couvre une superficie de 5680 hectares (figure 5). Globalement, le Belezma est confiné dans le bioclimat semi-aride à hiver froid (Rabhi et *al.*, 2014).

Les peuplements les plus méridionaux situés dans les Aurès et le Belezma sont représentés par une formation à *Cedrus atlantica*, *Taxus baccata*, *Ilex aquifolium*, *Juniperus communis* subsp. *Hemisphaerica*, en mélange localement avec *Juniperus thurifera* subsp. *Africana*, *Juniperus turbinata* et *Fraxinus dimorpha* (Ezzahiri et *al.*, 1994 ; Yahi et Djellouli, 2010).

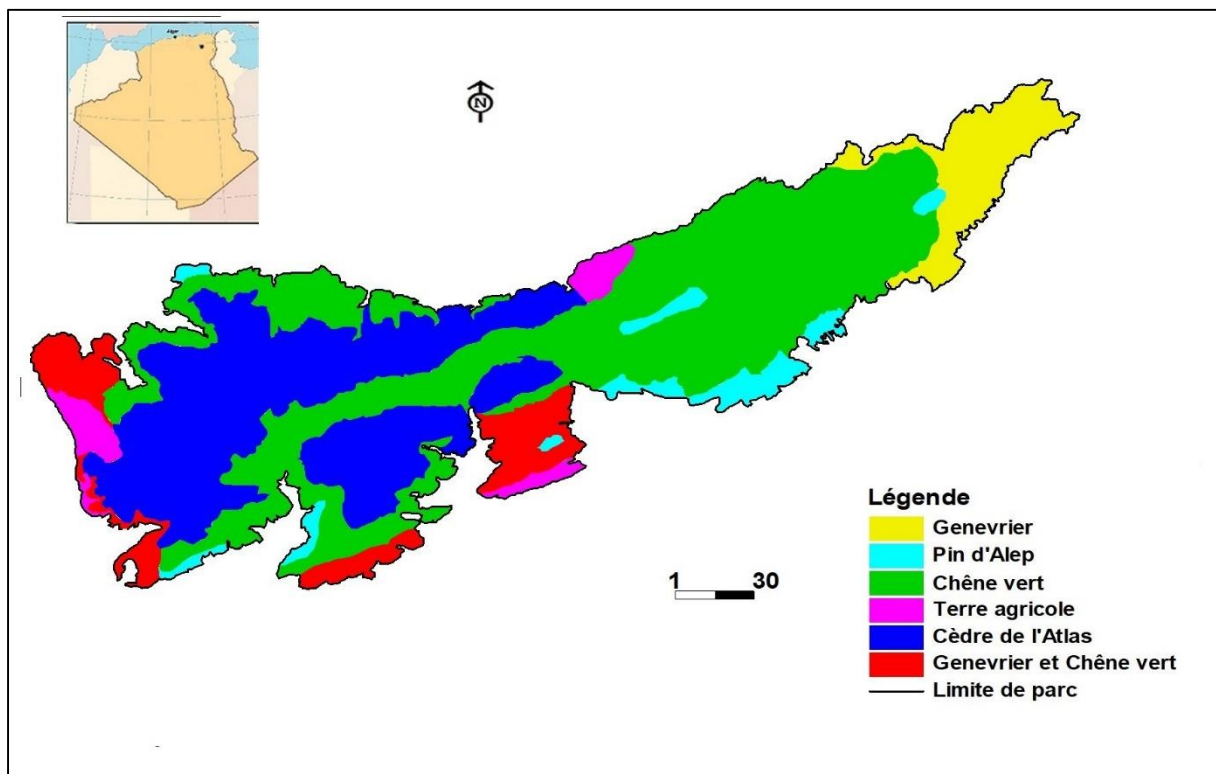


Figure 5 : Localisation de la cédraie de Belezma (Aidel, 2007)



Photos 4 (a,b) : Cédraie de Belezma

Dans la région de Khenchla, le cèdre de l'Atlas est réparti en deux grands massifs : les Ouled Yacoub et Bouhmama. Le massif de Ouled Yakoub (figure 6), de plus de 4000 ha, est caractérisé par un bioclimat subhumide. La cédraie qui le caractérise se présente sous la forme de peuplements mixtes, le cèdre en étage principal, le chêne vert et le frêne dimorphe en sous-étage. Des arbres remarquables (plus de 30m de haut) se rencontrent souvent dans les bas-fonds et ravines où le sol est généralement plus profond.

La cédraie de Chélia (figure 7) s'étend sur près de 7000 ha, au-delà de 2200 m, les pelouses prennent le relais de la forêt, bien que des individus isolés s'observent jusqu'à 2300m (Abdessemed, 1981). La tranche pluviométrique annuelle, dans ce massif, varie entre 700 et 1000 mm en fonction de l'altitude et de l'exposition ; c'est le domaine des étages bioclimatiques subhumide (principalement) et humide froids.

La répartition de la couverture forestière observée dans ces deux cédraies présente un paysage végétal spécifique largement dominées par des peuplements âgés, qui se développent dans un état pur ou mixte. Le caractère âgé des formations végétales est d'ailleurs interprété comme l'un des indices de la dégradation influant sur le milieu des cédraies.

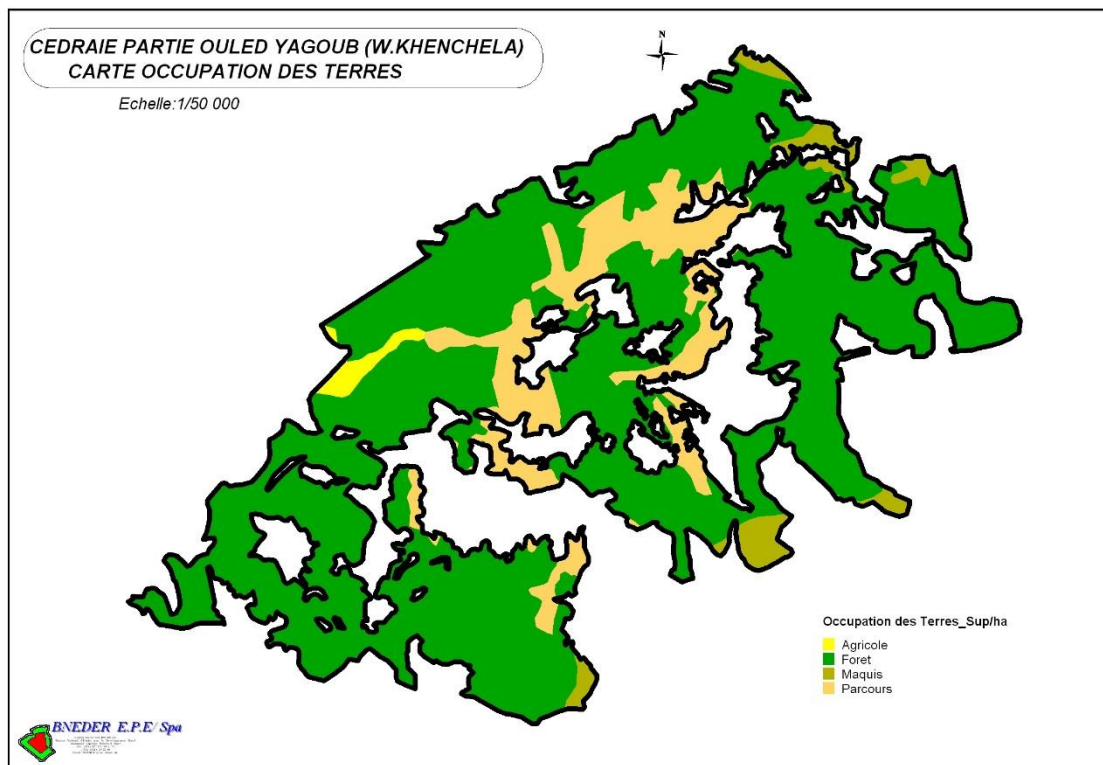


Figure 6 : Localisation de la cédraiede Ouled Yakoub (BNEDER, 2010)

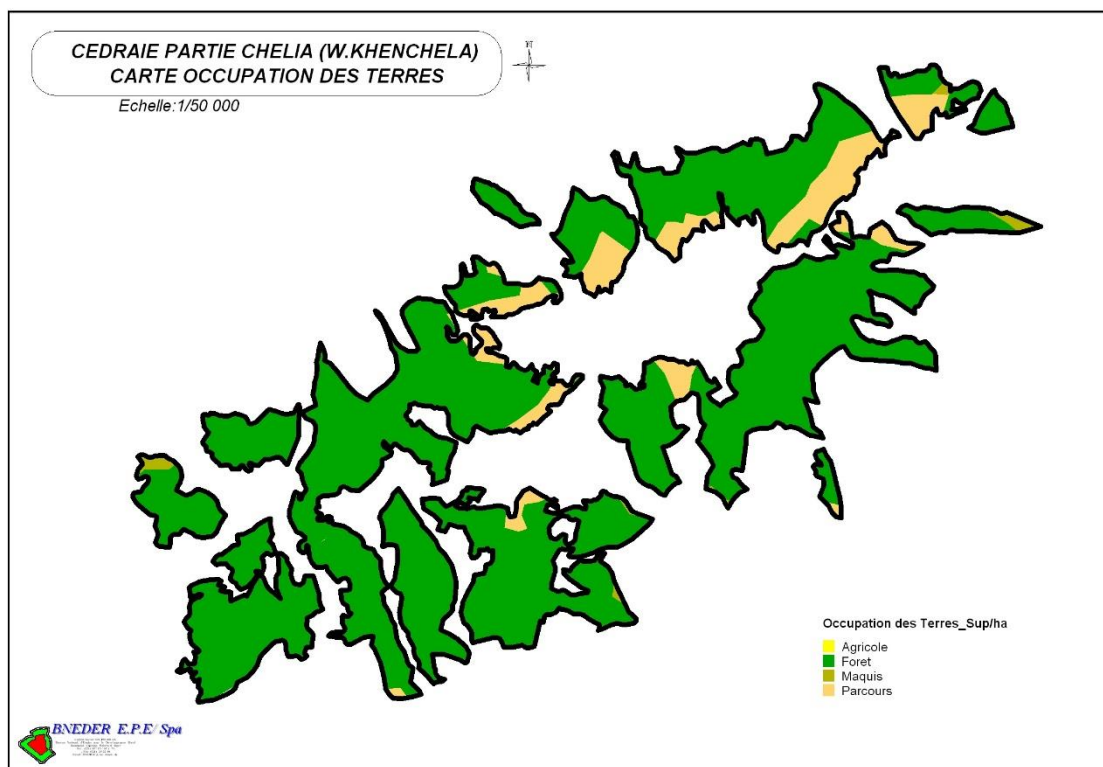


Figure 7 : Localisation de la cédraie de Chélia (BNEDER, 2010)



Photos 5 (a,b) : Cédraie de Khenchla

3.2 - Relevés aviens

Diverses méthodes de dénombrement des oiseaux ont été mises au point et largement discutées dans la littérature (Blondel, 1969 ; Blondel *et al.*, 1970; Blondel, 1975 ; Ralph et Scott, 1981 ;Verner, 1985 ; Koskimies et Vaisanen, 1991 ; Bibby *et al.*, 1992 ; Butcher, 1992 ; Skalski et Robson, 1992 ; Ralph *et al.*, 1995 ; Greenwood, 1996 ; Hamel *et al.*, 1996 ; Lancia *et al.*, 1996 ; Bibby *et al.*, 2000 ; Buckland *et al.*, 2004).

Bien que chaque technique ait ses avantages, la technique la plus appropriée dépendra des objectifs spécifiques de l'étude, de la taille de la zone d'étude, des caractéristiques des espèces, du type d'habitat et de la faisabilité logistique et financière de l'étude (FAO, 2007).

Cependant et en vue d'une analyse des relations entre l'avifaune et l'habitat, la mise en place d'un inventaire des communautés d'oiseaux doit répondre à trois contraintes majeurs: rapidité d'exécution, simplicité et caractérisation spatiale. La rapidité d'exécution permet de mettre en place suffisamment d'unités d'échantillonnage afin d'appréhender au mieux les exigences des communautés et des espèces (Delahaye, 2006).

Dans ce contexte, la méthode semi quantitative des échantillonnages fréquentiels progressif (E.F.P.) est la plus appropriée et répond le mieux aux objectifs de notre étude. Elle constitue un protocole d'observation qui est à la fois simple, objectif, très standardisé autorisant une application plus rigoureuse des méthodes statistiques (Blondel, 1975 ; Nur *et al.*, 1999). Elle peut concourir à réaliser un diagnostic écologique à différents niveaux de précision fixés à

l'avance et qui dépendent de l'objectif de recherche, du temps dont dispose l'observateur, de l'extension spatiale du territoire à étudier et des caractéristiques écologiques de ce territoire (Blondel, 1975).

La méthode des «E.F.P.» est un mode de relevé d'avifaune en présence-absence. Le qualificatif «progressif» a pour but de montrer que l'information acquise se précise avec l'intensité d'échantillonnage, cela jusqu'à un certain point, d'où la possibilité de résoudre des problèmes différents qui nécessitent en moyenne des échantillons d'autant plus grands que le niveau de précision recherché est plus élevé. Elle permet entre autre l'allongement de la durée utile du travail de terrain et augmente les probabilités de contact des espèces les plus rares, ce qui permet d'obtenir rapidement et facilement une image plus conforme à la réalité de la composition et de la structure des peuplements d'oiseaux (Blondel, 1975).

Elle consiste à dénombrer pendant un laps de temps de 15 à 20 mn, à partir d'un point fixe, les oiseaux observés ou entendus à l'intérieur d'un cercle imaginaire de rayon fixe ou illimité, centré sur l'observateur (Blondel et *al.*, 1970 ; Hutto et *al.*, 1986).

Dans notre cas, les oiseaux ont été recensés en utilisant la technique de la parcelle circulaire fixe d'un rayon de 150 m pendant un laps de temps de 15min (Bibby et *al.*, 2000). Les relevés commencent au lever du jour (5h) jusqu'à 15 h voire 16h. La tranche horaire définie permet de recenser un maximum d'espèces et de produire les meilleurs résultats (Lynch, 1995 ; Drapeau et *al.*, 1999). Un laps de temps de 10 minute est nécessaire avant chaque relevé afin d'atténuer l'effet de notre présence sur les oiseaux.

Ainsi, 346 relevés de type EFP ont été réalisés dans les cinq cédraies retenues durant la période de Mai à Juin sur trois années consécutives (2011, 2012, 2013).

Les espèces contactées sont notées sur une fiche de terrain où sont également transcrits les descripteurs éco-dendrométriques et stationnels de chaque «station relevé». Un seul et unique passage d'écoute est effectué dans chaque station (Figure 8).

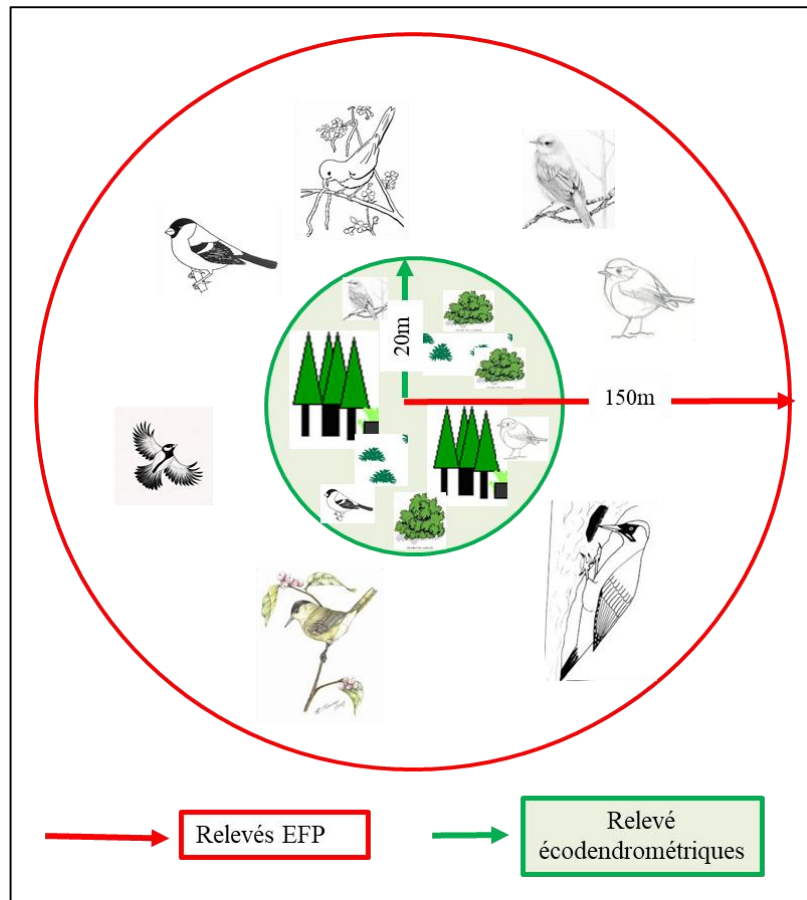


Figure 8 : Schéma descriptif du Relevé Ornitho-eco-dendrométrique

3.3 - Relevé éco-dendrométrique

L'étude des relations avifaune - habitat implique la recherche des caractéristiques de l'habitat qui sont étroitement liées aux variations d'abondance et de distribution des espèces. Ces caractéristiques doivent être mesurées sur les mêmes stations et au même moment où le relevé avien a été effectué (Bradbury et *al.*, 2005).

Néanmoins, le problème auquel se trouve confronté le chercheur est le choix des descripteurs à échantillonner (Frontier, 1983). Ce choix dépend des espèces étudiées, du temps disponible pour la réalisation de l'étude et la précision des résultats recherchés (Bibby et *al.*, 2000). A cet effet, le choix doit porter sur les descripteurs qui ont une importance biologique potentielle pour les oiseaux et qui sont facilement mesurables sur le terrain (Bibby et *al.*, 1997 ; Young et Hutto, 2002).

Du point de vue écologique, la végétation constitue le meilleur intégrateur des variables écologiques du milieu (Blondel et *al.*, 1973). Les oiseaux étant particulièrement sensibles à la structure et à la composition de la végétation (Blondel et *al.*, 1970 ; Bibby et *al.*, 2000 ; Young et Hutto, 2002 ; Bradbury et *al.*, 2005), c'est la description de cette dernière que nous

retiendrons essentiellement en parallèle à d'autres descripteurs qui se sont toujours montrés important dans la modélisation des habitats des oiseaux.

Les facteurs déterminants de la diversité biologique en forêt sont, outre la structure verticale et horizontale, la composition en essences, la structure de la canopée, la taille et la forme des parcelles, la présence de milieux ouverts, la présence de bois morts, d'arbres à cavités et de gros bois. La présence de ces éléments est aussi essentielle que peut l'être la stratification d'un peuplement (Delahaye, 2006).

A cet effet, l'ensemble des stations qui ont fait l'objet de relevés d'avifaune ont été accompagnées d'une description éco-dendrométrique de l'habitat. Nous nous sommes intéressés aux conditions écologiques générales de la station, à la structure globale de la végétation, aux structures verticale et spatiale des peuplements de cèdre et à la description de leur variabilité structurale. Toutes les données et observations de terrains ont été enregistrées sur des fiches-relevés.

3.3.1 - Mesures stationnelles

La topographie

La topographie renseigne sur le relief et la configuration d'un terrain. Pour caractériser la topographie de chaque station nous avons noté les principaux éléments du relief à savoir la pente, l'exposition et l'altitude. La classe de pente exprime l'inclinaison moyenne du terrain occupée par un peuplement. Sur le terrain, on la mesure à l'aide d'un clinomètre et on l'exprime en pourcentage. L'exposition est déterminée à l'aide d'une boussole et l'altitude en utilisant un altimètre.

Présence de cours d'eau

La présence d'eaux, stagnantes ou courantes, conditionne la diversification de la flore et de la faune d'un milieu. En effet certaines espèces aviennes sont étroitement liées à la présence de l'eau. De ce fait, la présence éventuelle de plans d'eau, d'un oued, d'un ruisseau, de petits étangs, de zones de stagnation d'eau, a également été noté dans chaque station.

Présence de rochers

En milieu forestier, la présence de petites structures telles que les tas de rochers et pierres constitue un facteur limitant potentiellement favorable à divers groupes biologiques, en particulier les oiseaux. Les cavités rocheuses sont utilisées comme site de nidification de certaines espèces (Sharrock, 1990), c'est pourquoi la présence de cet élément a été considérée dans notre étude.

Etat de la santé des arbres

Une forêt saine serait une forêt qui fonctionne normalement et qui résisterait aussi bien aux ravageurs animaux et végétaux qu'aux aléas climatiques (Pardé, 1985). La présence de

symptômes inhabituels au niveau du houppier, des changements dans la croissance des arbres, des mortalités anormales dans les peuplements forestiers sont les signes de baisse de vitalité les plus souvent cités (Landmann, 1988).

L'appréciation visuelle des houppiers constitue la base de la surveillance sanitaire pratiquée à grande échelle depuis quelques années et semble donner satisfaction dans le cadre de la gestion courante (Landmann, 1988). Cette méthode présente des avantages importants, parmi lesquels celui de ne nécessiter qu'un équipement minimal (jumelles) ainsi que la possibilité de répéter la mesure sans perturber l'arbre.

Notre approche consiste donc, à évaluer visuellement dans son ensemble le pourcentage du volume de branches mortes.

Présence de cavité sur les arbres

La présence de cavité est l'un des facteurs les plus importants de la diversité biologique en forêt (Delahaye, 2006). Les cavités peuvent constituer des structures de nidification, de repos et de nourrissage pour certaines espèces aviennes (Parsons *et al.*, 2003 ; Thompson *et al.*, 2003). Le nombre d'arbres morts sur pied ou vivants creusés d'une cavité, fissurés ou creux ont été notés dans chaque station.

Présence de mousses et de lichens

Les mousses et les lichens sont considérés comme des éléments représentatifs de la diversité forestière jouant un rôle crucial dans le fonctionnement de l'écosystème (Gosselin et Paillet 2010). Ce sont des indicateurs de valeurs conservatoires élevées (Bengtson et Andersson, 2001).

L'identification de ces groupes taxonomiques étant très complexe et plus couteuse en temps, nous nous sommes ainsi limité à la notification de leur présence sur les troncs d'arbres. Le rapport de ces derniers au nombre total d'arbre par station nous permet de calculer le pourcentage de mousses et lichens.

Présence de bois mort

Le bois mort, par la diversité des micro-habitats qu'il offre (Lang *et al.*, 2015), est une composante essentielle pour la conservation de la diversité et du fonctionnement de l'écosystème forestier. Il forme un compartiment clé de l'écosystème forestier naturel (Vallauri *et al.*, 2003 ; Bouget *et al.*, 2009).

Les arbres morts sur pied fournissent des substrats d'alimentation, des sites de repos et des cavités de nidification à une diversité d'espèces animales qui ont évolué en association avec les peuplements forestiers naturels (Darveau et Desrochers, 2001). Il a été démontré que la disponibilité en bois mort et en cavités constitue un facteur limitant de la taille des populations de plusieurs de ces espèces (Darveau et Desrochers, 2001 ; Vallauri *et al.*, 2002).

Le rapport des arbres dépéris (sur pied ou à terre) au nombre total d'arbre par station nous permet de calculer le pourcentage de bois mort.

Ampleur de l'anthropisation

L'anthropisation est la conséquence des actions humaines conduisant à un appauvrissement, une dégradation, voire une destruction des écosystèmes, et aboutissant à des modifications étendues.

Les modes et les moyens d'intervention de l'homme sont nombreux, et ne peuvent souvent être notés qu'à la suite d'une enquête. Mais pour caractériser l'occupation de la station, il est nécessaire de noter le résultat de l'influence de l'homme, résultat qui peut être observé sans enquête spéciale, lors de l'exécution du relevé (Godron et *al.*, 1968).

A cet effet, nous avons collecté sur l'ensemble des stations échantillonnées, les informations indicatrices de toute perturbation anthropique réelle et/ou potentielle que nous avons codifiées en fonction de leur intensité dans chacune des stations où une valeur de « 0 » indique l'absence totale de signes d'anthropisation ; « 1 » présence faible ; « 2 » présence moyenne ; « 3 » forte présence.

3.3.2 - Structure globale de la végétation

Recouvrements

Le recouvrement exprime le rapport entre la surface recouverte par les individus d'une espèce donnée ou de l'ensemble des espèces (projection horizontale de leur couronne végétative vivante) et la surface totale du relevé ou de l'élément analysé (Godron et *al.*, 1968).

La méthode utilisée est inspirée de Blondel et *al.* (1973) et Blondel (1978) basée sur une stratification standardisée de la végétation avec estimation visuelle de l'index foliaire de chaque strate (Arborée, arbustive, herbacée). Le recouvrement général est aussi estimé. L'estimation visuelle des taux de recouvrement de la végétation étant subjective, elle a nécessité l'utilisation d'une charte de recouvrement (Godron et *al.*, 1968)(Annexe 1).

Taux de régénération

La régénération des forêts contribue à maintenir la biodiversité, la productivité des écosystèmes et un approvisionnement durable en bois. Dans ce sens, Outre les quatre strates de végétation, on s'est intéressé également à la régénération qui est constituée d'individus d'essences arborescentes de hauteur inférieure à 3 mètres (Dubois-Coli et *al.*, 2006), dans le but d'apprécier la composition du futur peuplement, d'examiner l'effet qu'elle pourrait avoir sur la structuration des peuplements aviens. L'approche qui est retenue pour décrire la régénération est d'évaluer son importance en termes de recouvrement.

Taux de feuillus

Les scientifiques rapportent des effets significatifs du mélange d'essences sur la diversité des communautés de certains organismes (Jansson et Andren, 2003 ; Diaz, 2006). La tendance générale est que les mélanges feuillus-résineux sont plus favorables à l'accueil d'une forte diversité d'espèces que les peuplements purs.

La terminologie forestière considère généralement comme « mélangé » un peuplement composé d'au moins deux essences dont le taux de couvert libre relatif est inférieur à 75 % (Emberger et *al.*, 2013).

Afin d'évaluer dans quelle mesure le mélange d'essences « cèdre-feuillus » influence-t-il la structure et la composition des peuplements aviens, nous avons calculé le taux d'essences secondaires de feuillus dans les stations échantillonnées. Ce taux est calculé par le rapport du nombre de pied feuillus sur le nombre total de pied par placette.

3.3.3 - Structure verticale du peuplement

La forêt est un espace à trois dimensions, la hauteur de la végétation et la structuration du milieu, fournissent une très grande diversité de niches écologiques exploitables par les différentes espèces depuis le sol jusqu'à la canopée.

Nous avons abordés la structure verticale du peuplement à travers la hauteur moyenne des arbres, des futs et des houppiers ainsi que le volume moyen et total de bois et du houppier dans chaque placette.

La hauteur

La hauteur totale d'un arbre est la longueur de la ligne droite joignant le pied de l'arbre (niveau du sol) à l'extrémité du bourgeon terminal de la tige. La hauteur de l'arbre et du fut ont été mesurée par le Bitterlich pour cinq (05) arbres de différentes hauteurs. Une estimation visuelle permet par la suite de déduire par comparaison, les hauteurs des autres arbres de la placette.

La hauteur du houppier est obtenue par la différence entre la hauteur totale de l'arbre et la hauteur de la base du houppier. Cette base est ici définie par le point d'insertion de la première grosse branche, c'est-à-dire la plus basse, vivante ou morte, issue du tronc et contribuant fortement à façonner le houppier.

Volume de bois

Le volume d'un arbre est influencé par l'essence, l'âge, la hauteur, le diamètre, le défilement et la pourriture (Méthot et *al.*, 2014). Il correspond au volume de bois ou de fibre contenue dans un arbre, un peuplement, une forêt ou une partie de ceux-ci, mesurée en unités cubiques (m^3 /ha). Le volume d'un peuplement ou d'une forêt s'exprime généralement en m^3 /ha, celui d'une placette au m^3 /placette et celui d'un arbre en m^3 /tige.

Le volume de bois par tige est calculé comme suit : $V = g * H_{\text{fut}}$ avec g = surface terrière de l'arbre dont la formule de calcul est citée plus bas.

Le volume total de bois par placette correspond à la somme des volumes de bois par tige de chaque arbre.

Volume de houppier

Le houppier d'un arbre représente l'ensemble des branches vivantes et des rameaux qui entourent la partie supérieure du tronc ; on parlera parfois aussi de « couronne » pour désigner le houppier. Il est habituellement déterminé à partir de son diamètre et sa hauteur.

Le calcul du volume dépend de la forme architecturale du houppier, laquelle peut être déterminée par observation visuelle (Rondeux, 1999). Une forme géométrique est attribuée à chaque espèce (cône, sphère,...) reflétant au mieux la forme générale de son houppier (Montes et *al.*, 2000).

Ainsi, pour le cèdre (essence résineuse) on assimile la forme du houppier à un cône, son volume est donné par la formule suivante :

$$V_{\text{hop}} = \frac{\pi}{10} * D_{\text{hop}}^2 * H_{\text{hop}}$$

Avec : V_{hop} = volume du houppier ; D_{hop} = diamètre du houppier ; H_{hop} = hauteur du houppier.

Dans le cas d'une essence feuillue, le volume du houppier est plutôt à mettre en relation avec le volume d'une demi-sphère ou d'une proportion déterminée de sphère (Rondeux, 1999).

Le plus souvent, le houppier a une forme demi-sphérique, son volume sera exprimé sous la forme suivante :

$$V_{\text{hop}} = [4/3 * (\pi * r^3)] / 2$$

La somme des volumes du houppier de chaque arbre permet la détermination du volume total des houppiers par placette.

3.3.4 - Structure spatiale du peuplement

La structure spatiale d'un peuplement forestier décrit l'organisation des arbres dans l'espace. La répartition spatiale d'une espèce donne des informations sur l'occupation de l'espace par les arbres et peut renseigner sur les mécanismes de dispersion des semences de l'espèce ainsi que ses préférences stationnelles (Comita et *al.*, 2007; Nishimura et *al.*, 2008). Elle renseigne également sur la biologie de l'espèce et l'utilisation des ressources de la forêt par l'espèce et comment l'espace est utilisée comme ressource (Condit et *al.*, 2000). Elle détermine en particulier l'environnement local autour de chaque arbre donc des conditions de croissance (Goreaud et *al.*, 2005).

Densité des arbres par placette

La densité est un ratio entre le dénombrement moyen d'une caractéristique Y et une unité de surface (généralement l'hectare). La densité peut donc se traduire en nombre de tiges (N) par hectare. Elle s'évalue habituellement à l'aide de placettes à rayon fixe (Méthot et *al.*, 2014).

La densité du peuplement (DENSARB) est donc le nombre moyen d'arbres sur pied ramené à l'hectare, calculée par la formule :

$$\text{DENSARB} = \frac{N * 10000}{s}$$

Avec : N = nombre d'arbres dénombrés de la placette, et s = surface de la placette (en m²).

La densité de la forêt ou de ses composantes en termes de nombre d'arbres/ha ou de surface terrière/ha renseigne sur la disponibilité et l'état des ressources en forêt.

Distance moyenne entre les arbres

Les données collectées au niveau de chaque placette concernent aussi la distance séparant chaque arbre de son plus proche voisin. Elle est estimée visuellement après exercices répétés suffisamment pour minimiser la marge d'erreur de l'observateur.

Diamètre

C'est un attribut structural incontournable pour la description des structures forestières. La mesure est faite à hauteur de poitrine à 1,3 m du sol, soit avec un ruban forestier gradué en centimètres de diamètre, soit à l'aide d'un compas forestier gradué de la même façon. Dans notre cas, l'usage du ruban s'impose davantage car le compas est impraticable notamment sur les gros arbres.

Surface terrière

La surface terrière (g) d'un arbre est la surface de sa section transversale à 1,30 m. La surface terrière (G) d'un peuplement (ou d'un ensemble quelconque d'arbres) est alors la somme des surfaces terrières de tous les arbres constituant ce peuplement (ou cet ensemble). En cohérence avec les normes internationales, la surface terrière est habituellement donnée en mètres carrés (Cordonnier et *al.*, 2007).

Elle est déduite à partir d'une simple mesure de diamètre à 1,30 m en utilisant la formule relative aux cercles :

$$g = \frac{\pi}{4} * \text{DIMARB}^2$$

La surface terrière total par placette (GTot) en m², est la somme des sections transversales à 1,30 m de hauteur du sol, de tous les arbres inventoriés dans la placette.

Surface du houppier

Le calcul exact de la surface du houppier d'un arbre est en principe impossible (Assmann, 1970). Pour décrire avec un maximum de précision la projection horizontale du houppier, il faut mesurer un nombre de rayons d'autant plus grand que cette surface s'éloigne du cercle : on mesure au maximum 4 rayons, dans des directions faisant des angles égaux (Pouderoux et al., 2001). La surface au sol du houppier (Su_{hop}) est calculée à partir de la formule suivante :

$$Su_{hop} = \frac{\pi * D_{hop}^2}{4}$$

Avec D_{hop} = diamètre moyen du houppier de l'arbre.

La surface totale du houppier par placette correspond à la somme des surfaces de houppier de chaque arbre.

La moyenne est une mesure statistique qui caractérise les éléments d'un ensemble de quantités. Elle exprime la grandeur qu'aurait chacun des membres de l'ensemble s'ils étaient tous identiques, sans que cela change la dimension globale de l'ensemble (Méthot et al., 2014). Pour tous les descripteurs dendrométriques (numériques) cités plus haut, nous avons calculé des moyennes pour chaque placette.

3.3.5 - Variabilité structurale du peuplement

Dans la plupart des systèmes biologiques, la variabilité dans les deux dimensions de l'espace (verticale et horizontale) joue un rôle important dans la répartition et l'abondance des espèces. Pour caractériser cette variabilité nous avons opté pour deux estimateurs, l'écart-type et le coefficient de variation. Ces deux estimateurs ont été calculés pour l'ensemble des descripteurs quantitatifs continus mesurés.

L'écart-type

L'utilisation de l'écart-type « σ » permet de disposer d'un indicateur de dispersion dont l'unité de mesure est directement comparable à celle de la variable. Il mesure la distribution des réponses autour de la moyenne (Koubaa, 2008).

On définit l'écart-type d'un ensemble de « n » nombres comme la racine carrée de la somme des carrés des écarts à la moyenne, ou encore la racine carrée de la variance. Une distribution aura un écart-type d'autant plus faible (proche de 0) qu'elle sera ramassée autour de la moyenne, avec des valeurs très peu différentes les unes des autres ce qui atteste d'une certaine homogénéité des valeurs.

Le coefficient de variation

Le coefficient de variation noté « CV » est un indice de dispersion relatif qui permet de calculer le pourcentage de variation dans un groupe par rapport à sa moyenne. Il est exprimé par le rapport de l'écart-type (σ) à la moyenne (m) : $CV = 100 * \sigma / m$.

Il sert à mesurer le degré de variabilité autour de la moyenne d'un échantillon à l'autre, lorsque ceux-ci sont issus de la même distribution. C'est donc un indicateur approprié pour comparer plusieurs sous-échantillons. Plus la valeur du coefficient de variation est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande et plus on assiste à une hétérogénéité des valeurs.

Au total, 346 placette ont été échantillonnées (Tableau II). Les mesures éco-dendrométriques ont concernées 12939 arbres dont 12066 pieds de cèdre.

Tableau II : Nombre de placette et d'arbres échantillonnés dans les différentes cédraies

Site	Nombre relevés	Total de Tiges	Nombre de tige de Cèdre	Nombre tige de Chêne vert	Nombre tige de Chêne zéen	Nombre tige de Chêne liège
Belezma	65	1582	1509	73	-	-
Chrèa	60	3239	3239	0	-	-
Djurdjura	76	3081	2697	321	-	-
Khenchla	70	2501	2471	30	-	-
Théniet El Had	75	2536	2150	192	190	4
Total	346	12939	12066	616	190	4

3.4 – Traitements des données

3.4.1 - Analyse exploratoire des données

Les statistiques descriptives servent à décrire et à présenter les données. Il s'agit d'indices de tendance centrale comme la moyenne, le mode, la médiane ou encore d'indices qui révèlent l'allure de la distribution comme l'étendue, l'écart-type et la variance.

L'analyse exploratoire permet de mieux valoriser ces paramètres dans le souci d'une meilleure visualisation des données par l'utilisation de représentations graphiques adaptées, de révéler leur structure sous-jacente et d'extraire certaines variables importantes.

Une recherche exploratoire constitue souvent le point de départ de l'analyse des résultats.

3.4.1.1 – Boîtes à moustaches (Box plot)

La boîte à moustaches est un type de graphique proposé par Tukey (1977), connu pour être fort utilisé en analyse exploratoire. Il relève de la catégorie plus générale des *boxplots*. La boîte à moustaches permet la présentation de cinq valeurs qui résument les données : le minimum, les 3 quartiles Q1, Q2 (médiane), Q3 et le maximum.

Il s'agit d'une modalité de représentation intéressante car elle permet de mettre en évidence la dispersion des données sur la base de calculs très simples à réaliser. Ainsi, la valeur médiane qui correspond au quartile 2 divise la série de données en deux de manière à ce qu'il y ait autant de valeurs en dessous de la médiane qu'au-dessus. Le quartile 3 partage le groupe du haut en deux groupes égaux et le quartile 1 partage le groupe du bas en deux parties égales.

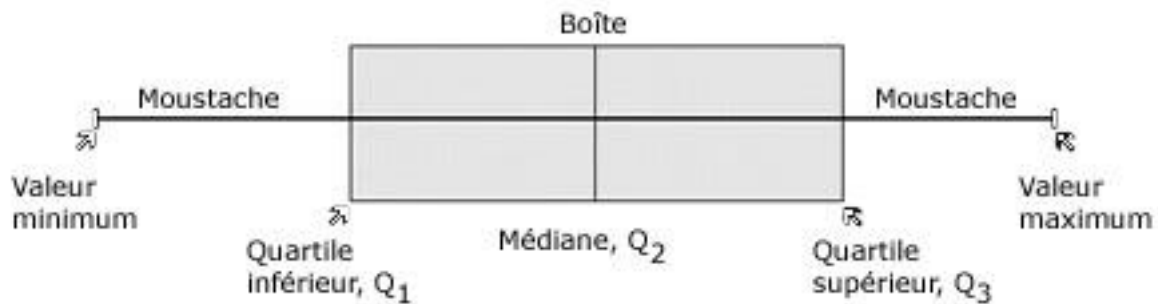


Figure 9 : Exemple d'une boîte à moustache (boxplot)

3.4.1.2 - Tests statistiques

Les variables biologiques, en particulier les données binaires de présence et d'absence, et les variables descriptives de l'habitat respectent rarement les conditions d'application des tests statistiques classiques. L'utilisation de tests statistiques non paramétriques s'avère donc indispensable. Ces méthodes, dites de « distribution free » en anglais, n'exigent pas la normalité des variables, ni l'égalité des variances (Delahaye, 2006).

Shapiro-Wilk

Le test de Shapiro-Wilk est un test statistique destiné à étudier la normalité d'une distribution. Il utilise le rapport de deux estimations de la variance (Dart et Chatellier, 2003). En pratique courante, le test de Shapiro-Wilk est le plus utilisé, son choix est justifié par le fait qu'il est reconnu puissant pour les distributions asymétriques (Cohen, 2015).

Dans le but de choisir les tests statistiques, nous avons d'abord vérifié la normalité des distributions de nos données par le test de Shapiro-Wilk. Ce dernier a montré que nos données ne suivent pas une loi normale. A cet effet, les tests non paramétriques (Corrélation de Spearman et test de Kruskal-Wallis) ont été retenus.

Test de Kruskal-Wallis

Ce test est préféré à l'analyse de la variance à un facteur lorsque les hypothèses de normalité des différents échantillons ne sont pas respectées. Il vise à tester l'égalité de plusieurs populations mais indépendantes (Sicard, 2006). La statistique du test de Kruskal-Wallis est construite à partir des moyennes des rangs des observations dans les différents échantillons (Delahaye, 2006).

Skewness et kurtosis

Pour l'analyse des distributions des données, nous avons utilisé les paramètres de forme : Le coefficient d'aplatissement (Kurtosis), et le coefficient d'asymétrie qui mesurent l'écart de la distribution de notre échantillon par rapport à la symétrie. Pour respecter les conditions des tests paramétriques, la valeur absolue du skewness doit être inférieure à 1. Concernant le kurtosis, la valeur doit être proche de zéro (Evrard *et al.*, 2001).

Carricano et Poujol (2008) ont indiqué qu'une distribution normale possède un coefficient de symétrie égal à 0. Un coefficient positif signifie que la distribution est asymétrique à droite, alors qu'un coefficient négatif signifie que la distribution est asymétrique à gauche.

De même, une distribution normale possède un coefficient d'aplatissement égal à 0. Un coefficient négatif signifie que les queues comportent un plus grand nombre d'observations que dans une distribution gaussienne. Lorsque le coefficient est positif, la loi est plus pointue qu'une loi normale (Dart et Chatellier, 2003).

Test de Spearman

Le test de Spearman correspond à l'équivalent non paramétrique du test basé sur le coefficient de corrélation de Pearson et est également un test sur les rangs. Il permet le calcul de la corrélation existant non pas entre les valeurs observées elles-mêmes, mais entre leurs rangs. Les coefficients de corrélation des rangs sont très utiles pour tester l'indépendance de deux variables non normales ou lorsque l'échantillon est petit. De plus, ils sont robustes car insensibles à des valeurs aberrantes (Sicard, 2006).

3.4.2 - Structure des peuplements de cèdres

L'aménagement des peuplements forestiers nécessite la maîtrise de la structure en diamètre et en hauteur des arbres. Ces structures sont révélatrices des événements liés à la vie des peuplements (Rondeux, 1999). La connaissance de la distribution par classes de diamètre ou de hauteur est indispensable pour renseigner sur l'écologie des espèces, les contraintes sylvicoles éventuelles et l'état de la ressource (Herrero-Jáuregui *et al.*, 2012).

Structure horizontale

La structure horizontale traduit la répartition horizontale des arbres les uns par rapport aux autres au sein du peuplement. Généralement, elle est évaluée par l'estimation de la structure diamétrale qui consiste à regrouper les arbres en fonction des classes de diamètre. Le tracé de la courbe permettra par la suite d'identifier une structure régulière ou irrégulière par le biais des coefficients d'aplatissement et d'asymétrie.

La distribution est irrégulière lorsque les diamètres des arbres se trouvent dans une gamme étendue de classes de diamètre, elle est régulière lorsque la majorité des diamètres des arbres se situe dans une gamme restreinte de classes de diamètre (Méthot *et al.*, 2014).

Structure verticale

La structure verticale est la façon dont les arbres sont répartis verticalement, les uns par rapport aux autres, dans un peuplement. La structure verticale peut être évaluée visuellement ou obtenue à l'aide d'un graphique de la distribution des tiges en fonction de leur hauteur ou classe de hauteur (Méthot et *al.*, 2014).

3.4.3 - Structure et composition des peuplements aviens

3.4.3.1 - Fréquence

La fréquence d'occurrence est l'estimation de la probabilité de contacter une espèce dans un milieu donné. Elle est exprimée par le rapport entre le nombre de relevés où l'espèce est contactée sur le nombre total de relevés, rapporté à 100.

$$F = \frac{n}{N} * 100$$

3.4.3.2 - Richesses

La richesse est un indice de diversité extrêmement simple. Elle est le nombre (ou une fonction croissante du nombre) de catégories différentes présentes dans le système étudié (Marcon, 2011). Elle peut être obtenue simplement à partir de données de présence/absence (Gosselin et Laroussinie, 2004). Cet indice peut être utilisé pour analyser la structure taxonomique du peuplement. Il permet également de distinguer des variations spatio-temporelles et traduit la «capacité» d'accueil, qui sera d'autant plus grande que le nombre de niches écologiques occupées sera grand (Monteiro et *al.*, 1990).

Pour l'étude des oiseaux de nos cédraies, nous avons calculé la richesse selon différents niveaux :

- Richesse totale (S)

Elle correspond au nombre total d'espèces contactées au moins une fois, dans l'ensemble des relevés réalisés. Elle donne la même importance à toutes les espèces quel que soit leur fréquence (Blondel, 1975).

- Richesses moyenne (s)

L'importance à accorder à chaque espèce dans la communauté étant fonction de sa probabilité d'apparition, nous avons jugé intéressant d'utiliser la richesse moyenne (s) qui est le nombre moyen d'espèces contactées à chaque relevé (Blondel, 1975).

En effet, contrairement à la richesse totale qui augmente avec l'effort d'échantillonnage, et qui peut biaiser la comparaison lorsque l'effort de l'échantillonnage n'est pas le même, la richesse moyenne s'apprête à des comparaisons entre différents milieux (quel que soit l'effort

d'échantillonnage). Elle donne à chaque espèce un poids proportionnel à sa probabilité d'apparition dans l'ensemble des relevés (Blondel, 1975, 1995).

De ce fait, ce paramètre (s) n'exprime que le nombre d'espèces représentatives d'un milieu donné (Frochot, 1971). Il permet, entre autre le calcul d'un coefficient de variabilité qui mesure le degré d'homogénéité du peuplement ($T = 100 s/S$).

- Richesse ponctuelle

La richesse ponctuelle consiste à ramener la richesse spécifique à l'échelle de la station. Elle reflète le nombre total des espèces contactées par relevé. Cet indice semble être le paramètre le plus fiable pour des comparaisons inter-stationnelles (Beisel et *al.*, 1998), sous réserve que les échantillons aient toujours la même taille (Ludwig et Reynolds, 1988).

- Richesse patrimoniale

Outre la détermination des espèces en présence sur chaque site, la rareté est une information importante à connaître (Pernot, 2012). Ne disposons pas de données nationales et même régionales concernant le statut des abondances des espèces aviennes, la notion de rareté ne pouvait être utilisée dans notre cas. A cet effet, la richesse patrimoniale de nos cédraies a été évaluée en prenant en compte le statut de protection des espèces d'oiseaux recensées en se référant à la législation nationale, à la liste rouge de l'UICN et les annexes de la convention de Berne.

3.4.3.3 - Diversité spécifique

La diversité fournit une mesure fondamentale des communautés pour l'évaluation quantitative de la biodiversité. Elle est utilisée dans le développement des théories écologiques et est souvent appliquée dans les problèmes de conservation de la biodiversité. (Dorazio et *al.*, 2006).

De nombreux indices mathématiques ont été proposés pour mesurer la diversité. Ils se différencient selon la caractéristique structurale de la communauté prise en considération à savoir la richesse, la régularité ou les deux ensembles (Beisel et *al.*, 2003; Magurran, 2004).

Parmi plusieurs indices existants, celui de Shannon-Weaver est fréquemment utilisé en écologie (Tramer, 1969 ; Frontier, 1983 ; Gray et *al.*, 1990; Gray et *al.*, 1992; Tothmérész, 1995). Il représente la quantité moyenne d'information apportée par un échantillon sur la structure du peuplement et sur la façon dont les individus y sont répartis entre diverses espèces (Daget, 1979). Il est le plus indépendant de la taille de l'échantillonnage (Blondel, 1975).

L'indice de Shannon-Weaver est donné par la formule suivante :

$$H = \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i \text{ (bits)}$$

Pi : représente la fréquence relative de l'espèce i dans un peuplement et S la richesse totale de ce peuplement.

H' s'exprime en bits par individu. Il prend sa valeur maximale, lorsque l'équirépartition des espèces dans le peuplement est réalisée, phénomène qui ne se réalise jamais du fait de la présence systématique d'espèces rares dans un peuplement. Il prend sa valeur minimale lorsque toutes les espèces sauf une, sont représentées par un seul individu. Entre ces deux extrêmes, H' varie en fonction de la richesse du peuplement et de la distribution d'abondance des espèces de ce peuplement. Plus la richesse est élevée et la distribution d'abondance équilibrée, plus la diversité est forte.

Les fortes valeurs de H' traduisent généralement un degré élevé de complexité et de maturité d'un peuplement et, par là même, la complexité des facteurs mis en jeu dans l'environnement (Blondel, 1975).

3.4.3.4 - Equitabilité ou Equirépartition

L'indice de Shannon est souvent accompagné par l'indice d'équitabilité de Pielou (J') ou d'équirépartition de Blondel (1979) qui informe sur le degré de diversité atteint par rapport au maximum théorique.

L'équitabilité tient compte des différences d'abondance entre espèces. Une espèce représentée abondamment ou par un seul individu n'apporte pas la même contribution à l'écosystème (Marcon, 2011). Insensible à la richesse spécifique, l'indice de Pielou est très utile pour comparer les dominances potentielles entre stations ou entre dates d'échantillonnage (Grall et Hily, 2003). Il mesure le degré d'équilibre et de complexité d'un peuplement par l'écart H' par rapport à H'max :

$$J' = H'/H'max \text{ avec } H'max = \log_2 S$$

H' = indice de Shannon, H'max= la valeur maximale théorique que prend la diversité H' lorsque l'équirépartition des espèces dans le peuplement est atteinte.

Cet indice, qui varie entre 0 et 1 (0 quand une seule espèce domine la communauté ; 1 quand toutes les espèces ont la même abondance) permet d'estimer le degré d'ajustement progressif des différentes espèces aux contraintes de l'environnement biotique et abiotique» (Amanieu et Lasserre, 1982).

3.4.3.5 - Diversité biogéographique, taxonomique et fonctionnelle

Pour saisir toutes les facettes de la biodiversité avienne de nos cédraies, nous avons mesuré les diversités biogéographique, taxonomique et trophique.

Pour la diversité biogéographique, nous avons retenu les différents types fauniques établis par Voous (1960) et regroupés par Blondel et *al.* (1978) en cinq ensembles (méditerranéen ;

holarctique et ancien monde ; paléarctique et paléomontagnard ; européen ; européen-turkestanien).

La diversité taxonomique, qui traduit la variété des espèces dans une communauté, se rapporte à la représentation de taxons de rang inférieur au sein d'un niveau taxonomique supérieur (Jastrzębska et *al.*, 2011). Dans notre cas, elle est exprimée par le nombre d'espèces par famille.

La diversité trophique a été considérée comme une diversité fonctionnelle. Cette dernière est définie comme la mesure des différences fonctionnelles entre les espèces d'une communauté ou d'un écosystème (Petchey et Gaston, 2002 ; Díaz et *al.*, 2007). Elle est mesurée à partir des traits fonctionnels qui décrivent les rôles que jouent les différents organismes dans leur écosystème (Petchey et Gaston, 2006 ; Flynn et *al.*, 2009). Sa plus simple expression est la présence de certains groupes fonctionnels dans une communauté (Petchey et Gaston, 2006). Les groupes fonctionnels ou guildes fonctionnelles (Wilson, 1999 ; Blondel, 2003 ; Bishop et Myers, 2005) peuvent être définies comme des groupes d'espèces qui ont la même fonction (trait) dans l'écosystème, en fournissant les mêmes services écosystémiques (Cardoso et *al.*, 2011).

Les espèces d'oiseaux ont été ainsi affectées à des groupes fonctionnels sur la base de leur régime alimentaire (insectivore, granivore, polyphage). Des groupements similaires ont été utilisés pour la classification fonctionnelle des oiseaux (Tilman, 2001 ; Philpott et *al.*, 2009 ; De Souza et *al.*, 2013).

L'ensemble des diversités (biogéographique, taxonomique et fonctionnelle) ont été calculées par la formule de Shannon-Weaver à l'échelle du relevé. Il s'agit donc d'une diversité ponctuelle (Blondel, 1979) :

$$H = \sum_{i=1}^C P_i \log_2 P_i \text{ (bits)}$$

Où « P_i » représente la proportion de chaque famille dans le cas de la diversité taxonomique, la proportion de chaque catégorie trophique dans le cas de la diversité fonctionnelle et la proportion de chaque catégorie biogéographique dans le cas de la diversité biogéographique, et où « C » est le nombre total des catégories.

3.4.3.6 - Indice de similitude

Pour la comparaison et la classification en écologie, Il existe plusieurs familles d'algorithmes de classifications (Jain et Dubes, 1988). Le principe d'une méthode de groupement ou de classification est de rassembler les objets qui ont un degré de similarité suffisant.

Ainsi pour la comparaison des peuplements aviens des différentes cédraies et juger de leur degré de similitude, nous avons procédé à une classification ascendante hiérarchique (CAH) en utilisant la méthode du saut minimum.

Les méthodes de Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) utilisent un arbre hiérarchique (dendrogramme) construit à partir des ensembles à classer. Son principe consiste à fournir un ensemble de partitions en classes de moins en moins fines obtenues par groupements successifs de parties jusqu'à constituer des groupes homogènes (Ward, 1963).

La CAH requière le calcul d'un coefficient de similitude (ou de dissimilitude) entre les paires d'entités à classer. Nous avons opté pour le coefficient de communauté de Jaccard (Legendre et Legendre, 1998) qui mesure les écarts selon un critère qualitatif (présence/absence de taxons) entre les différents peuplements sans considérer les preuves négatives comme informatives (Sfenthourakis, 1996 ; La Violette et *al.*, 2003). Les cas d'absence simultanée n'étant pas pertinents, cet indice ne fait intervenir que les relevés dans lesquels au moins une des espèces est présente (Abonnel, 2011).

La formule de l'indice de Jaccard, ou indice de communauté, entre les éléments « i » et « j » s'écrit comme suit :

$$J_{i,j} = \frac{a}{(a + b + c)}$$

a = nombre d'éléments présents simultanément en i et j

b = nombre d'éléments présents uniquement en i

c = nombre d'éléments présents uniquement en j

L'indice de Jaccard varie entre 0 et 1, « 0 » lorsque « les deux modalités sont totalement différentes en terme de composition » et « 1 » lorsque « les deux modalités sont identiques en terme de composition ».

3.4.4 - Analyses écologiques

Pour aborder l'approche analytique, nous nous sommes basés sur les principes et outils de la théorie de l'information initialement développés en phytoécologie par Guillermin (1971), Daget et *al.*, (1972), Godron (1968, 1975) et Daget et Godron (1978).

Le mérite de cette méthode est son pouvoir discriminant vis à vis des descripteurs ainsi que la mise en évidence des groupes d'espèces indicatrices. Elle permet l'analyse des distributions des espèces par le recours aux notions ci-dessous :

3.4.4.1 - Profils écologiques

Le profil écologique d'une espèce pour un facteur donné représente la répartition des présences et des absences de cette espèce dans les diverses classes du facteur considéré (Daget et *al.*, 1970).

L'étude des profils écologiques caractérise de façon plus précise la réaction des espèces aux états du descripteur et permet de regrouper les espèces selon leurs préférences aux différents facteurs (Mesli-Bestaoui et *al.*, 2007 ; Mangara et *al.*, 2010).

Les profils des fréquences relatives : ce n'est autre que le profil des fréquences centésimales utilisées en ornithologie. C'est le nombre de présences d'une espèce dans chacune des classes d'un facteur « L » divisé par le nombre de relevés effectués dans chaque classe rapporté à 100.

$$F_R = \frac{FA}{N} * 100$$

FA : Nombre de présence ou fréquence absolue.

N : Nombre de relevés.

La distribution des espèces dans les différentes classes des facteurs écologiques, correspond à un ensemble de probabilités de leurs présences quand le nombre de relevés devient suffisamment grand (Godron, 1968). Ces probabilités permettent d'estimer diverses informations : l'entropie, la qualité de l'échantillonnage, l'information mutuelle et les variables les plus actives (Mangara et *al.*, 2010).

3.4.4.2 - Entropie espèce H(E)

Dans un ensemble de relevés, le nombre des présences ou des absences de chaque espèce permet de calculer une entropie, appelée « entropie – espèce » H (E). C'est une mesure de l'aptitude d'une espèce à répondre à une variable. Elle permet de chiffrer l'information potentielle que chaque espèce peut apporter relativement à une variable (Blondel et *al.*, 1978).

L'entropie espèce se calcule par application de la formule suivante (Guillerm, 1971) :

$$H(E) = \frac{\sum_i^{NK} U(K)}{NR} \text{Log}_2 \frac{NR}{\sum_i^{NK} U(K)} + \frac{\sum_i^{NK} V(K)}{NR} \text{Log}_2 \frac{NR}{\sum_i^{NK} V(K)}$$

NK : nombre de classes distinguées pour le facteur L.

U(K) : nombre de relevés dans la classe K où l'espèce E est présente.

V(K) : nombre de relevés dans la classe K où l'espèce E est absente.

NR : nombre total de relevés.

L'entropie peut être considérée comme une mesure du degré d'indétermination relatif à la présence ou l'absence d'une espèce. Elle s'exprime en bits. La formule montre que si une espèce est présente (ou absente) dans tous les relevés, L'entropie H(E) = 0, et que si l'espèce est présente ou absente dans la moitié des relevés, l'entropie H(E) = 1 qui est la valeur maximale de l'entropie espèce.

3.4.4.3 - Entropie facteur H(L)

Afin de juger de la valeur de la répartition de nos relevés dans les diverses classes de chaque facteur, nous avons procédé au calcul de l'entropie facteur (Guillerm, 1971 ; Daget et *al.*, 1972).

Ainsi, le profil d'ensemble pour un facteur L, présentant un nombre NK de classes (1,2,...NK), se calcule comme suit :

$$H(L) = \sum_I^{NK} \frac{R(K)}{NR} \text{Log}_2 \frac{NR}{R(K)}$$

R(K) : nombre de relevés effectués dans la classe K.

NR : nombre total de relevés.

L'entropie facteur est directement liée au nombre de classes du facteur et au nombre de relevés effectués dans chaque classe. Elle permet de statuer sur la qualité d'un échantillonnage et sert dans la détermination des variables écologiques les plus actives.

L'entropie-facteur maximale, qui correspond au meilleur échantillonnage (même nombre de relevés dans toutes les classes du facteur) sera (Guillerm, 1971) :

$$H(L)_{\max} = \sum_I^{NK} \frac{1}{NK} \text{Log}_2 NK = \frac{NK}{NK} \text{Log}_2 NK = \text{Log}_2 NK$$

La qualité d'échantillonnage pour le facteur considéré peut être évaluée en comparant l'entropie maximale liée au facteur à celle qui résulte des données d'échantillonnage (Touaylia et *al.*, 2011). Elle est donnée par le rapport :

$$Q = H(L)/H(L)_{\max}$$

Avec : Q = valeur reflet de la qualité de l'échantillonnage ; H(L) = entropie-facteur ; H(L)_{max} = entropie-facteur maximale.

L'échantillonnage est qualifié de « bon » lorsque ce rapport est supérieur à 0,75. Cette qualité à priori de l'échantillonnage peut être calculé à tout moment au cours d'inventaire (Guillerm, 1971).

3.4.4.4 - Information mutuelle espèce-facteur

Les réactions d'une espèce aux différents états d'une variable sont fonction des valeurs prises à la fois par l'entropie facteur et l'entropie espèce, ce qui permet de calculer l'information mutuelle « espèce-facteur ». Cette dernière, décèle les facteurs les plus actifs sur la distribution des espèces et fait ressortir la quantité d'information apportée par les distributions des fréquences de chaque espèce pour la variable considérée (Blondel et *al.*, 1978). Elle permet aussi de classer les espèces en fonction de leur sensibilité au facteur considéré (Legendre et Legendre, 1984).

Pour chaque facteur étudié, l'information mutuelle est établie pour toutes les espèces rencontrées dans les relevés. Ainsi, pour une espèce E et un facteur L, l'information mutuelle se note H (L,E) ou I (L, E) et se définit comme suit (Daget et *al.*, 1972) :

$$I(L, E) = \sum_{K=1}^{NK} \frac{U(K)}{NR} \text{Log}_2 \frac{U(K)}{R(K)} * \frac{NR}{U(E)} + \sum_{K=1}^{NK} \frac{V(K)}{NR} \text{Log}_2 \frac{V(K)}{R(K)} * \frac{NR}{V(E)}$$

NK : nombre de classes distinguées pour le facteur L.

U(K) : nombre de relevés de la classe K ou l'espèce E est présente.

V(K) : nombre de relevés de la classe K ou l'espèce E est absente.

R(K) : nombre de relevés de la classe K.

U(E) : nombre total de relevés où l'espèce E est présente.

V(E) : nombre total de relevés où l'espèce E est absente.

NR : nombre total de relevés.

3.4.5 - Modélisation

La modélisation en écologie vise à simplifier les phénomènes réels tout en se focalisant sur quelques aspects en fonction des objectifs et des problématiques des modèles attendus. Elle permet de mieux comprendre les mécanismes de répartition des espèces par la sélection des variables explicatives et d'analyser la nature et la forme de la relation espèce-habitat.

Une multitude de techniques sont disponibles pour modéliser la distribution des espèces. Elles varient dans leur principe par le type de réponse attendu, l'ajustement du modèle, la pondération des observations, l'intégration des interactions et par le type de prédiction (Elith *et al.*, 2006). Néanmoins, malgré la performance de certaines méthodes, aucune n'est efficace dans toutes les situations (Marini *et al.*, 2012).

Afin de comprendre pourquoi et comment les individus se répartissent dans le temps et dans l'espace et de prédire les paramètres d'intérêt sur l'ensemble de la zone étudiée, il est nécessaire de passer par une étape de modélisation des données, et de construire un modèle probabiliste adéquat capable de rendre compte de l'information contenue dans les données ainsi que de sa précision (Le Rest, 2013).

La modélisation des interactions avifaune-habitat, a été abordée dans notre étude selon deux échelles à savoir l'échelle de la communauté (modélisation synécologique) et l'échelle de l'espèce (modélisation autécologique).

L'approche synécologique étudie l'organisation des communautés à l'échelle de plusieurs espèces simultanément (Jongman *et al.*, 1995) à travers des analyses multivariées (Delahaye, 2006). Elle permet de détecter les tendances générales de structuration des peuplements aviens et de s'assurer de l'existence d'une relation entre les paramètres aviens et les descripteurs environnementaux (Titeux, 2002).

Dans cette optique et afin d'évaluer l'influence des différents descripteurs sur les indices de diversités (richesse, H' taxonomique, H' biogéographique, H' trophique, taux de migrateurs et taux de sédentaires) calculés pour chaque station, ces indices ont été mis en relation avec les

descripteurs éco-dendrométriques par les modèles linéaire généralisés (GLM : Generalized Linear Models).

En effet, les GLM, sont souvent utilisés avec succès en écologie (Guisan *et al.*, 1998; Austin, 2002 ; Guisan *et al.*, 2002 ; Delahaye, 2006) lorsque les données ne suivent pas une loi normale comme c'est le cas de la présente étude (test de Shapiro-Wilk).

Comparée à l'approche synécologique, l'approche autécologique envisage une seule espèce à la fois à travers des analyses de type régression qui interprètent prioritairement les variations de présence des espèces par des effets de l'habitat (Richard, 2004).

La régression logistique fait partie du cadre plus général défini par les modèles linéaires généralisés et met en relation, par une combinaison linéaire, les variables environnementales à la variable à prédire de nature dichotomique (0 ou 1, absence ou présence) au moyen d'une fonction de lien logistique (McCullagh et Nelder, 1989 ; Guisan et Zimmermann, 2000).

Dans son acception classique du terme, la régression logistique fait référence au cas où toutes les variables explicatives du modèle sont qualitatives (Lajante, 2013). Toutefois, il est possible d'utiliser la régression logistique lorsque les variables explicatives sont qualitatives et quantitatives (Kutner *et al.*, 2004).

Quel que soit l'échelle de l'étude, les étapes suivantes sont indispensables pour la réussite du processus de modélisation. Il s'agit de : (1) choix des espèces pour lesquelles la modélisation est réalisable, (2) sélection des variables explicatives pertinentes, (3) choix de la procédure de régression pour la création du modèle, (4) interprétation des modèles.

3.4.5.1 - Choix des espèces

Le choix de la taille de l'échantillon est l'une des décisions les plus importantes auxquelles sont confrontés les écologistes. Ce choix est guidé par les exigences minimales requises pour les analyses statistiques réalisées (Frontier, 1983 ; Fortin *et al.*, 1989 ; Legendre et Fortin, 1989).

Les modèles de régression notamment ceux basés sur des données de présence/absence, sont sensible à la probabilité de détection des espèces. Les modèles construits pour des espèces très rares ne sont pas pertinents (Petit *et al.*, 2002).

Dans le cadre des études de modélisation des espèces aviennes, certains auteurs ont retenus les espèces dont les fréquences étaient supérieures à 10% (Drolet *et al.*, 1999 ; Trzcinski *et al.*, 1999 ; Villard *et al.*, 1999) alors que d'autres ont limité ce seuil à 15 % (Brotons *et al.*, 2004, Boubaker, 2012).

Dans ce sens, et pour minimiser au maximum les biais dus à la détectabilité des espèces, nous avons retenu les espèces aviennes dont les fréquences sont supérieures à 20 % (Annexe 2)

3.4.5.2 - Sélection des variables

Cette étape consiste à la sélection des variables explicatives potentielles sur la base des connaissances antérieures et la disponibilité des informations (Aminot et Damon, 2002 ; Akossou et Palm, 2005 ; Monnet, 2014).

Notre démarche pour la sélection des descripteurs potentiellement efficaces à intégrer dans les modèles de régressions s'est déroulée comme suit :

Sur la base des connaissances et d'une recherche approfondie sur les exigences écologiques des oiseaux forestiers, un ensemble de descripteurs a été identifié. Le choix des descripteurs potentiellement explicatifs dépendent de la biologie et de l'écologie de l'espèce en question (Austin, 2002 ; Guisan et *al.*, 2002). Au total, 45 descripteurs (Annexe 3) ont été mesurés et calculé et saisis dans la base de données.

Ces descripteurs ont subi une triple sélection pour mettre en valeur leur pouvoir discriminatoire.

Dans un premier temps, deux groupes de descripteurs ont été retenus lors de l'analyse écologique : ceux dont l'information mutuelle a démontré la pertinence et ceux qui se sont montré discriminant (Kruskal-Wallis, $\alpha < 0,05$) lors de l'analyse des profils écologiques.

Par la suite, à travers des régressions simples, les descripteurs ont été testés individuellement par régression logistique (espèce) et GLM (paramètre avien) dans le but d'identifier toutes les variables statistiquement liées aux variables dépendantes. Les variables candidates sont celles dont p-value est inférieure ou égale à 0,10.

A partir de ces étapes nous avons retenus les descripteurs que nous avons jugés pertinents. Toutefois, nous avons retenu certains descripteurs qui n'ont pas montré une influence sur les espèces dans notre cas, mais selon la bibliographie ont toujours été considérés comme influant sur la répartition des espèces. Ces descripteurs ont été introduit dans les régressions multiples, il s'agit de ce fait de descripteurs « Forcés ».

Il est à signaler que lorsqu'il existe une forte corrélation entre deux variables on parle colinéarité. Cette dernière nuit à la qualité de la régression (Barbet-Massin et Jetz, 2014). Le phénomène de colinéarité, peut provoquer des problèmes d'instabilité des coefficients lors de l'ajustement d'un modèle, une variance des coefficients artificiellement élevée, la non fiabilité des tests de Wald et une mauvaise prédiction dans certaines régions de l'espace.

Ainsi, pour pallier à ce problème, nous avons réalisé pour l'ensemble des descripteurs retenus, un test de corrélation de Spearman. Nous considérons que deux descripteurs sont fortement corrélés lorsque le coefficient de corrélation est $\geq 0,8$.

3.4.5.3 - Procédure de régression

Pour les deux type de modèles de régression retenus (GLM, Logistique), la procédure adopté est la méthode dite « stepwise descendante » dans l'objectif de maximiser l'explication de la variable dépendante avec le plus faible nombre de variables dépendantes. Elle consiste à introduire en premier toutes les variables explicatives. Les seuils d'entrée et de sortie des variables ont été respectivement fixés à 0,05 et 0,10.

3.4.5.4- Elaboration et évaluation des modèles finaux (tests spécifiques)

Des tests spécifiques à chaque type de modèle (GLM, régression logistique) sont réalisés automatiquement par le logiciel pour fournir des informations sur l'adéquation et la pertinence des modèles.

Notons que toutes les procédures statistiques de la présente étude ont été réalisées sous SPSS version 19.0.

Chapitre IV

Résultats et interprétation

Chapitre IV- Résultats et interprétation

L'échantillonnage réalisé sur la base de la méthode des EFP associée à une description mésologique et dendrométrique des stations, nous a permis de dresser un diagnostic écologique des cinq cédraies retenues dans la présente étude.

A cet effet, nous rappelons que nous avons effectué 346 relevés « ornitho-dendro-écologiques » qui se répartissent d'une manière plus au moins équitable entre les cédraies.

La masse de données récoltées nous permet ainsi d'établir une description pertinente de nos cédraies. Les mesures dendrométriques ont concerné 12939 arbres dont 12066 pieds de cèdres, 616 chênes verts, 190 chênes zéen et 4 pieds de chêne liège.

Au total 45 descripteurs « dendro-écologiques » mesurés et calculés ont été saisis dans notre base de données (Annexe 3). Pour les descripteurs aviens, les présences/absences notées par la méthode des EFP, nous ont permis de calculer d'autres indices plus synthétiques à savoir les fréquences relatives et différents types de diversités (richesse totale, diversité spécifique, diversité taxonomique, diversité trophique, diversité biogéographique, taux de sédentaires et taux de migrants).

Le diagnostic écologique vise à dresser l'état des lieux et à comprendre le fonctionnement des écosystèmes pour identifier tous les éléments susceptibles d'orienter l'aménagement et la gestion de l'espace concerné (Adam *et al.*, 2015). A cet effet, et comme nous l'avons déjà cité (chapitre méthodologie), notre démarche « diagnostic » s'articule autour de deux axes : diagnostic habitat et diagnostic ornithologique. Ce dernier est à son tour abordé selon deux approches : une approche synécologique et une approche autécologique.

Le recours à la modélisation par le biais des GLM et de la régression logistique constitue une étape clé dans notre démarche analytique pour comprendre et prédire les processus écologiques à l'échelle spécifique (interactions espèce avienne - habitat) et communautaire (interaction peuplement avien- habitat).

4.1 - Diagnostic des habitats

1.1 4 - Analyse exploratoire

L'étude exploratoire a pour but d'apprécier la distribution des données dans l'espace, d'appréhender leur degré d'homogénéité, de rechercher et de visualiser les observations atypiques ou tout simplement de se familiariser avec la variable.

Les résultats de l'analyse exploratoire descriptive de nos données sont présentés dans l'annexe 4 où sont résumés les modalités des descripteurs qualitatifs ordinales (anthropisation) et binomiales (eau, rocher, état de santé).

Les placettes échantillonnées sont dans la majorité des stations saines où les arbres présentant des signes de dépérissement sont rares. En effet, au niveau des cédraies de Djurdjura et Chréa

aucun signe de dépérissement n'a été noté tandis que dans les autres cédraies le pourcentage d'arbres dépéris était plus ou moins faible avec 1,5 % pour Belezma, 9,33 % pour Théniet El et 12,86 % pour Khenchla.

Notons que ces taux ne reflètent en aucun cas l'ampleur du phénomène de dépérissement dans ces cédraies. Il s'agit simplement d'une description des stations échantillonnées pour notre travail. En fait, nous avons fait de notre mieux pour éviter de réaliser notre échantillonnage dans les zones fortement marquées par le dépérissement notamment dans la cédraie de Belezma afin d'éviter de biaiser nos résultats suite à toute influence probable de ce phénomène sur le peuplement avien.

Dans la plupart des placettes échantillonnées (80 à 90 % des placettes) nous avons noté la présence d'indices d'anthropisation.

La présence de l'eau au niveau des placettes était nulle à faible au niveau des cédraies de Khenchla et de Chréa. Alors que 9 à 10 % des placettes ont été marquée par la présence de points d'eau respectivement au niveau de Belezma et Théniet El Had. Dans la cédraie du Djurdjura, les points d'eau ont été notés dans 25 % des placettes échantillonnées.

Les rochers et affleurement rocheux sont des éléments important dans la structure des habitats fauniques. Ces éléments marquent fortement le paysage de nos cédraies. En effet, la majorité des placettes échantillonnées (80 à 90 %) sont concernées. Toutefois, les rochers sont moins présents dans la cédraie de Chréa (dans seulement 15 % des placettes).

L'analyse exploratoire relative aux descripteurs quantitatifs se résume dans les boxplots (figures 10, 11, 12a,b,c ; Annexe 5) qui permettent de visualiser plusieurs paramètres de distribution des variables : la médiane, l'intervalle interquartile et les valeurs maximale et minimale de la distribution.

Les différentes cédraies retenues dans la présente étude sont caractérisées par des pentes plus ou moins élevées (figure10). Les dispersions de leurs valeurs dans ces cédraies sont très différentes (Kruskal-Wallis $<0,05$). La cédraie de Khenchla présente la plus faible variabilité des valeurs des pentes.

Les boxplots obtenus pour les recouvrements (figure 11) révèlent des dispersions plus étalées pour les recouvrements de la strate arborescente au niveau de Théniet El Had, Djurdjura et Khenchla avec des valeurs plus élevées dans les deux derniers habitats. Dans l'ensemble des cédraies la strate arbustive est présente en faible pourcentage à l'exception de Belezma où cette strate est présente avec de forts taux de recouvrement et une dispersion plus étalée. Pour le recouvrement de la strate herbacée, l'écart interquartile est plus étalé dans les cédraies de Chréa et Djurdjura avec une distribution plus dissymétrique pour la première.

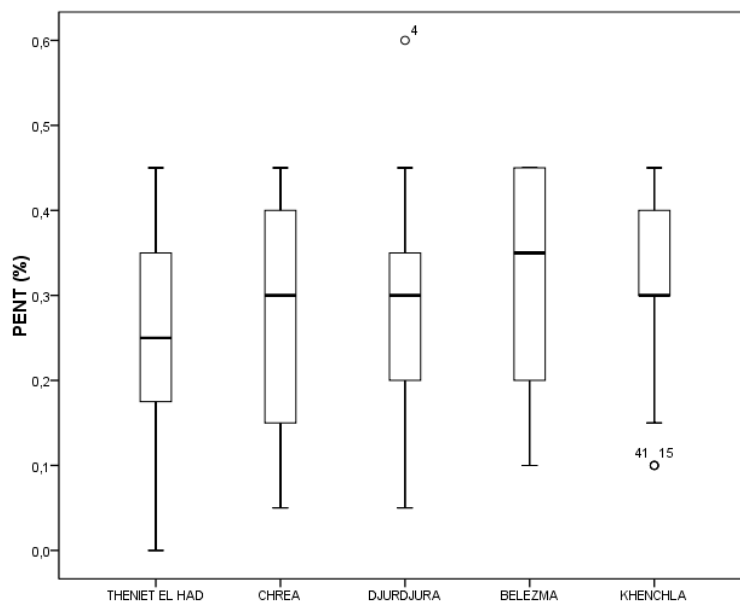


Figure 10 : Boxplots de la distribution des pentes

Les taux de recouvrement des trois strates végétales présentent des différences significatives entre les cinq cédraies (Kruskal-Wallis <0,05).

La présence d'outliers témoigne d'une hétérogénéité des recouvrements dans les différentes placettes échantillonnées. En effet, pour les cédraies de Théniet El Had, Chréa et Djurdjura nous avons enregistré de forts recouvrements dans certaines stations contrairement aux cédraies de Belezma et Khenchla où les outliers représentent les stations ayant de très faibles recouvrements.

Les densités des arbres sont plus au moins homogènes entre les différentes placettes de la même cédraie (figure 12a) où les valeurs sont souvent situées à des intervalles proches de la médiane mais notons, la présence d'un certain nombre de stations qui se distinguent par de fortes densités. Néanmoins, les valeurs de densités enregistrent des différences significatives entre les cinq cédraies (Kruskal-Wallis <0,05).

La cédraie de Chréa semble se distinguer par de fortes densités ($432,93 \pm 205,59$) à l'inverse de Belezma ($194,95 \pm 59,29$). Certaines stations se démarquent par de fortes valeurs de densité au niveau de Chréa et Djurdjura (densité maximale de 700 pieds/ha).

Il est connu que plus la densité augmente plus le peuplement se resserre, ce qui se traduit donc par des distances plus faibles entre les arbres. Ceci est bien illustré dans le boxplot des distances moyennes entre les arbres (figure 12a) qui affiche une tendance inverse à celle des densités. Le test de Kruskal-Wallis a montré des différences significatives entre les différents habitats échantillonnés ($\alpha < 0,05$).

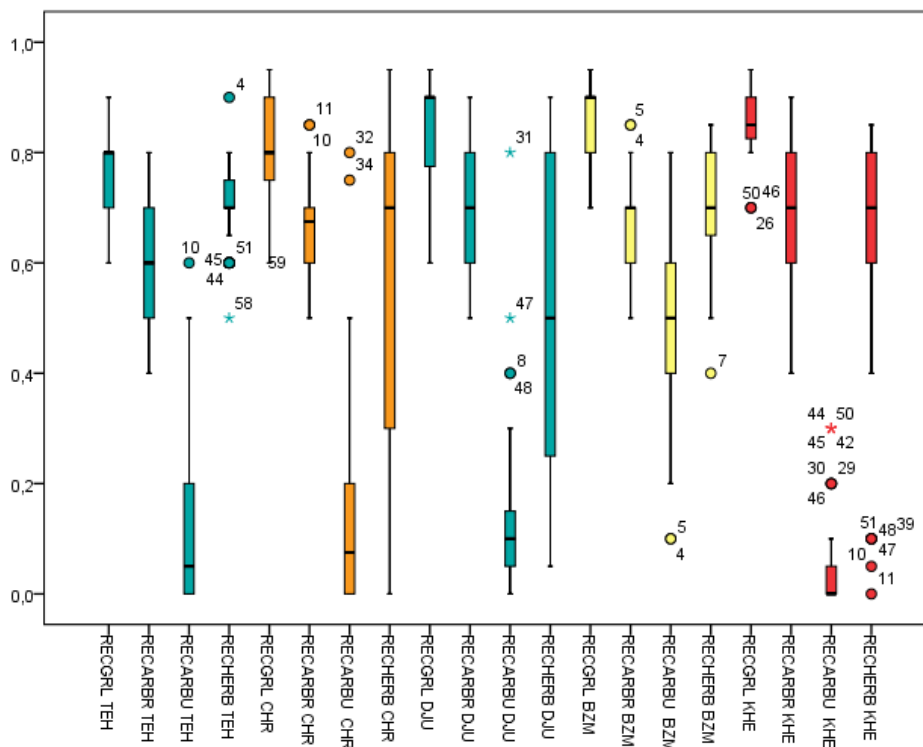


Figure 11 : Boxplots de la distribution des recouvrements des différentes strates

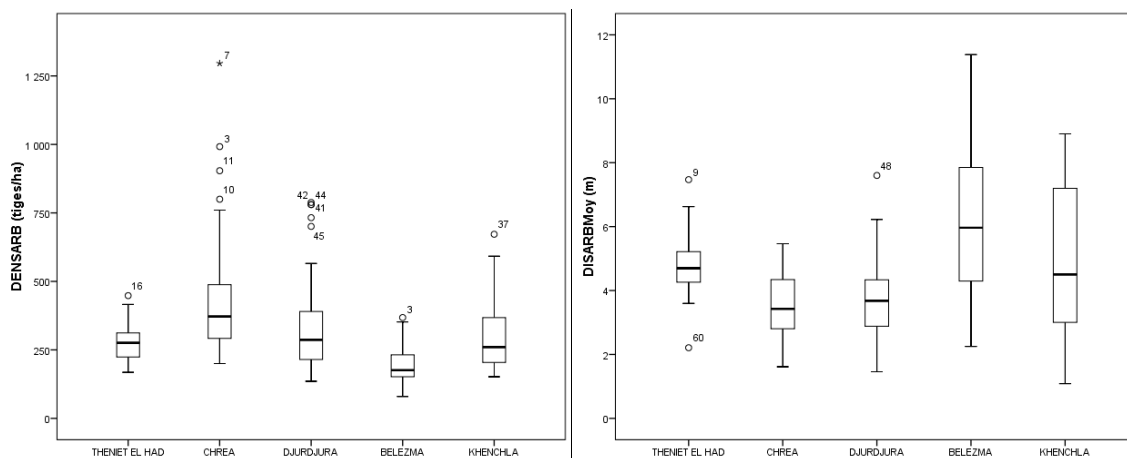


Figure 12a : Boxplots des distributions des descripteurs dendrométriques

Les hauteurs moyennes des arbres (figure 12b) les plus importantes sont enregistrées au niveau des cédraies de Chréa et Khenchla avec des dispersions plus étalées. Nous avons noté des différences significatives entre les cinq cédraies (Kruskal-Wallis $<0,05$).

Pour les diamètres moyens des arbres (figure 12b), la cédraie de Théniet El Had présente la médiane la plus élevée avec une amplitude réduite et une distribution symétrique à l'inverse de Belezma dont la médiane est la plus faible avec une amplitude réduite mais une distribution dissymétrique. Les données des diamètres moyens des arbres des autres cédraies affichent de grandes amplitudes. Le test de Kruskal-Wallis montre une différence significative ($\alpha < 0,05$) des diamètres des arbres entre les différentes cédraies. Les valeurs des surfaces terrières (figure

12b) suivent les mêmes tendances que les diamètres des arbres avec toutefois, la présence de placettes avec des valeurs extrêmes dans les cédraies de Théniet El Had, Chréa, Djurdjura et Belezma.

Pour le volume de bois moyen par placette (figure 12b), la dispersion est plus étalée au niveau de la cédraie de Khenchla avec le dernier quartile qui est nettement plus élevé. Les valeurs de ce paramètre sont plus basses et plus concentrées autour de la médiane dans les cédraies de Théniet El Had, Djurdjura et Belezma. Le volume de bois moyen a enregistré des différences significatives entre les cédraies étudiées (Kruskal-Wallis $<0,05$). Cependant, pour le volume total de bois (Figure 12b), les dispersions sont plus étalées pour Khenchla, Belezma et Théniet El Had.

La cédraie du Djurdjura se distingue par des valeurs de volume du houppier plus importantes. La distribution est plus allongée vers les valeurs élevées (figure 12b) avec des différences significatives entre les cinq cédraies (Kruskal-Wallis $<0,05$).

La distribution des données relatives aux taux de régénération dans les différentes cédraies (figure 12c) montre que les taux les plus élevés sont enregistrés au niveau de Khenchla. La dispersion des données dans cet habitat présente une plus grande amplitude. Cependant, nous notons plusieurs valeurs extrêmes dans les trois premières cédraies. Il s'agit de stations qui se distinguent par leur fort taux de régénération. Le test de Kruskal-Wallis ($\alpha<0,05$), montre des différences significatives du taux de régénération entre les cédraies.

La figure 12c montre déjà l'absence de feuillus dans les stations échantillonnées de la cédraie de Chréa. Concernant les cédraies de Belezma et de Khenchla, les données relatives à ce paramètre ne sont pas suffisantes pour tracer le boxplot, il s'agit en fait de quelques stations seulement dont les valeurs sont matérialisées sur le graphe par des points dispersés sous forme d'outliers.

La distribution du taux de feuillus dans les cédraies de Théniet El Had et de Djurdjura est plus ou moins symétrique et certaines stations se caractérisent par une présence plus importante de feuillus. Les feuillus rencontrés dans nos relevés sont le chêne vert pour les stations de Djurdjura et le chêne vert, le chêne zen et le chêne liège pour les stations de Théniet El Had. La comparaison entre les différents habitats a montré des différences significatives (Kruskal-Wallis $<0,05$)

Les boxplots relatifs au taux de bois mort (figure 12c) mettent en évidence des distributions assez dispersées avec des médianes élevées pour les cédraies de Khenchla et Belezma. Les différences entre les cédraies sont significatives (Kruskal-Wallis $<0,05$).

Les distributions des taux de cavités (figure 12c) sont assez hétérogènes entre les différentes cédraies (Kruskal-Wallis $<0,05$). Toutefois, les données de Djurdjura ont des valeurs plus élevées et plus dispersées.

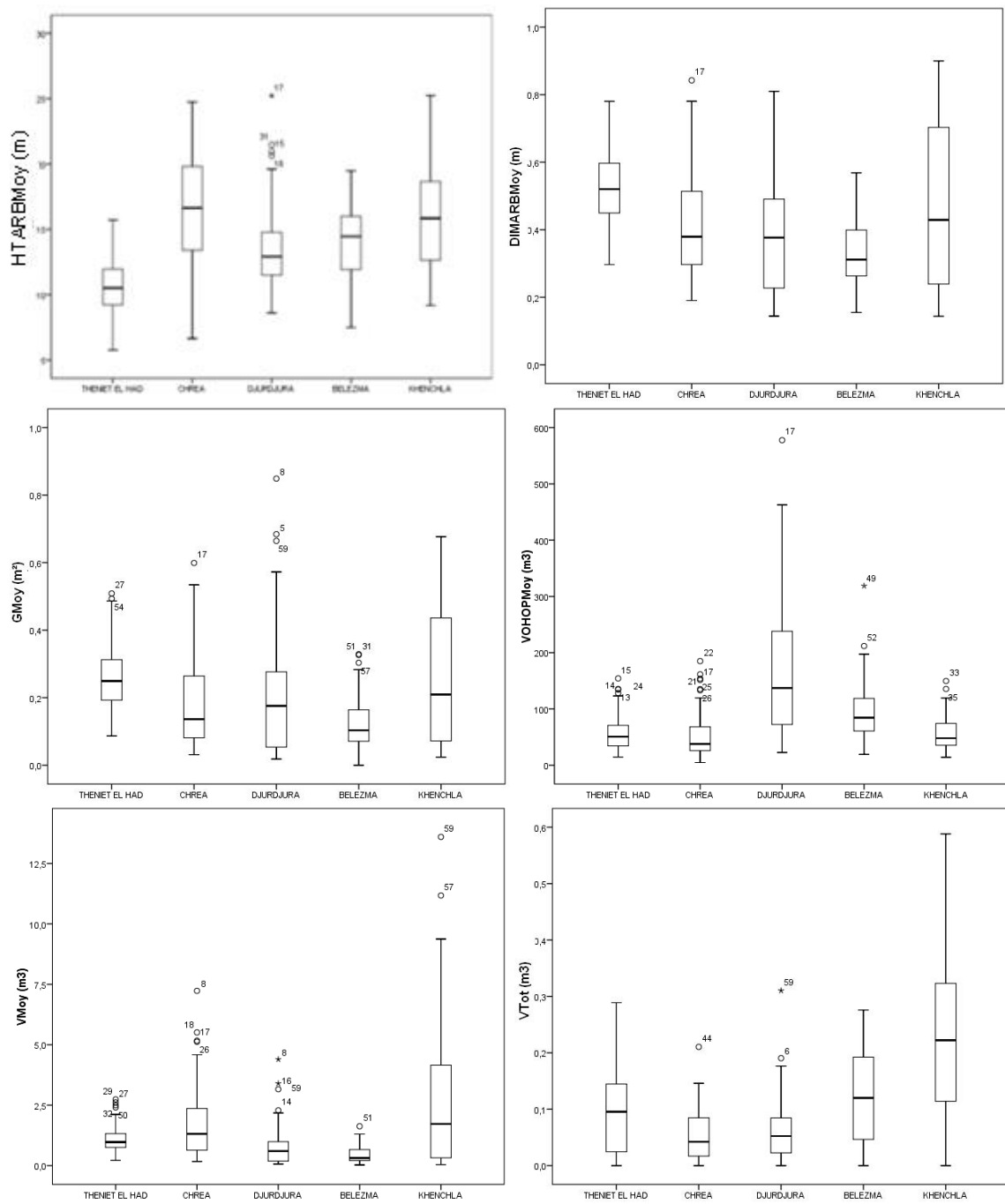


Figure 12b : Boxplots des distributions des descripteurs dendrométriques.

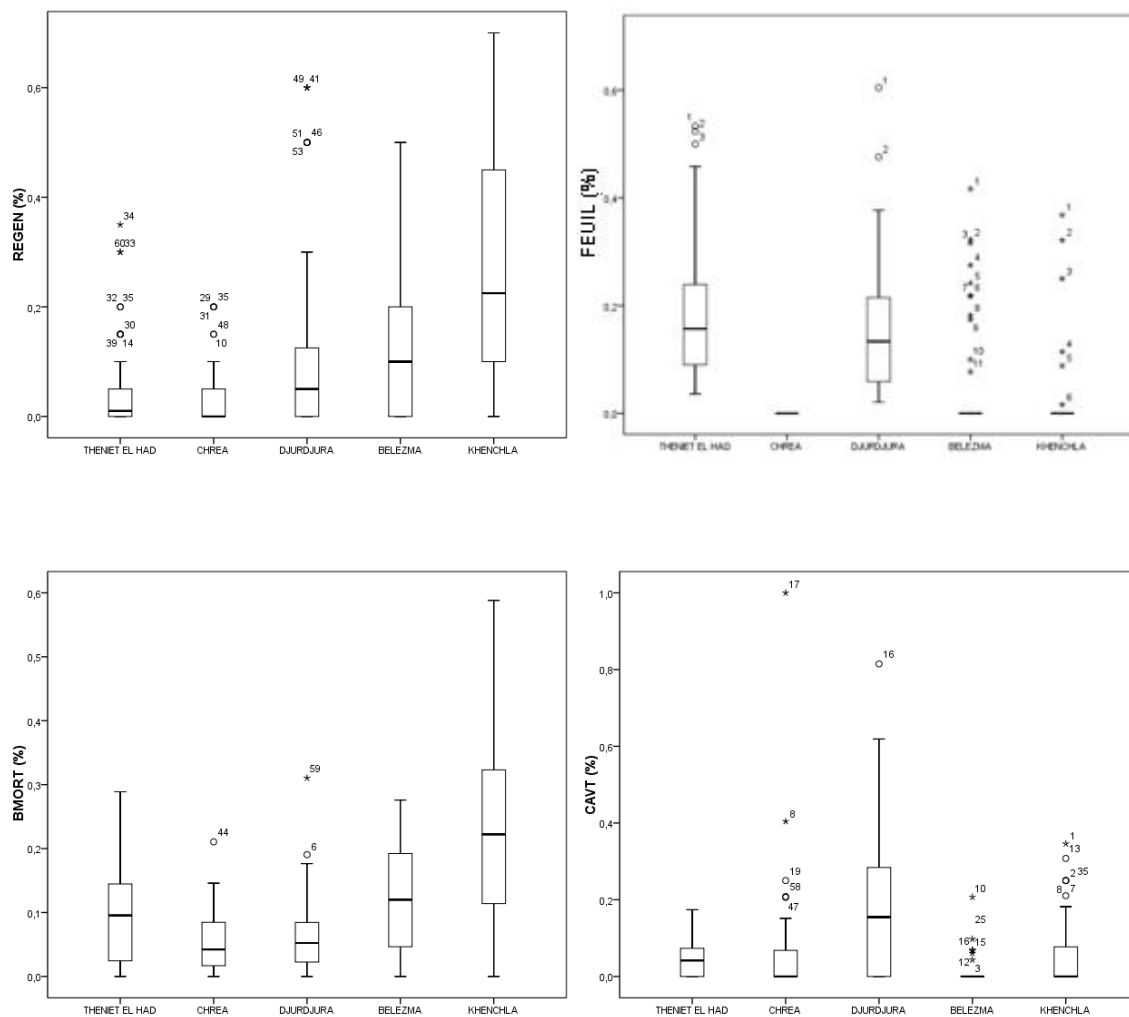


Figure 12c : Boxplots des distributions des descripteurs dendrométriques

4.1.2 - Structure des peuplements de cèdre

Le regroupement de tous les arbres mesurés en classes de diamètre nous a permis de dresser une représentation graphique de la structure diamétrale des peuplements de cèdre étudiés. Cette structure nous renseigne sur la dynamique de nos peuplements et permet d’orienter les interventions du gestionnaire dans le cadre d’une gestion sylvicole durable qui tient compte de la conservation de la biodiversité forestière (Boucher et *al.*, 2003).

On reconnaît généralement trois principaux types de structure diamétrale : la structure régulière, présentant une distribution unimodale en forme de cloche, la structure dite « irrégulière » dans laquelle les arbres appartiennent à plusieurs classes de diamètre, et la structure en « J » inversé. Les deux dernières sont souvent considérées comme deux formes de la structure irrégulière (Boucher et *al.*, 2003).

Les résultats de l'étude de la structure diamétrale des différents peuplements de cèdre sont représentés par la figure 13. L'allure générale des histogrammes présente la forme de «J» inversé pour quatre cédraies à savoir Belezma, Chréa, Djurdjura et Khenchla. On observe une diminution du nombre de tiges lorsqu'on passe des classes de petits diamètres aux classes de diamètres supérieurs. Les deux premières classes de diamètres (10 à 30 cm) représentent des valeurs de 64 % pour Chréa ; 70 % pour Djurdjura, 73 % pour Khenchla et 87 % pour Belezma.

Quant à la cédraie de Théniet El Had, l'analyse de la structure diamétrale (figure 13) montre que la majorité des individus se retrouve dans les classes moyennes allant de 30 à 70 cm. Ces quatre classes représentent 70 % des arbres mesurés dans cet habitat. La distribution est de type bimodal et confère une structure irrégulière à ce peuplement. Le coefficient d'aplatissement ou Kurtosis, qui donne une information sur les queues de distribution, est élevé et nous révèle donc que plusieurs valeurs s'éloignent de la moyenne.

Les valeurs négatives du coefficient d'aplatissement (Kurtosis) pour la cédraie de Khenchla, montrent que la distribution est plate, indiquant une grande dispersion des valeurs par rapport à la moyenne alors que pour les valeurs positives des autres cédraies, la distribution est pointue et indique une légère hétérogénéité des valeurs des diamètres par rapport à la moyenne.

La figure 14 schématise la distribution des classes de hauteur en fonction des effectifs. Les hauteurs les plus représentées varient d'une cédraie à une autre. Pour la cédraie de Belezma c'est la deuxième classe de hauteur qui domine avec 90 % des effectifs. Au niveau de Chréa c'est la classe de 17 à 22 cm qui est la plus importante (40 % des effectifs). Les deux premières classes de hauteurs (7 à 12 et 12 à 17) sont les plus abondantes dans la cédraie du Djurdjura ; elles totalisent 33 % des arbres échantillonnés.

Quatre-vingt-trois pour cent (83 %) des effectifs se retrouvent dans la première classe de hauteur (4 à 7) au niveau de Khenchla alors que pour la cédraie de Théniet El Had c'est la deuxième classe de hauteur qui domine avec 53 % des effectifs.

Pour les distributions des effectifs d'arbre en fonction des classes de hauteurs, les statistiques descriptives laissent apparaître différentes tendances. Le coefficient d'asymétrie (skewness) est positif pour Belezma, Djurdjura et Khenchla ce qui atteste d'une asymétrie à droite de la courbe. La distribution prend une longue queue à droite. Les valeurs négatives de ce coefficient pour Théniet El Had et Chréa indiquent que les distributions des hauteurs présentent des queues vers la gauche. Le kurtosis est positif pour la distribution des hauteurs à Djurdjura alors qu'il est négatif pour les autres cédraies ce qui indique une forme aplatie de ces distributions.

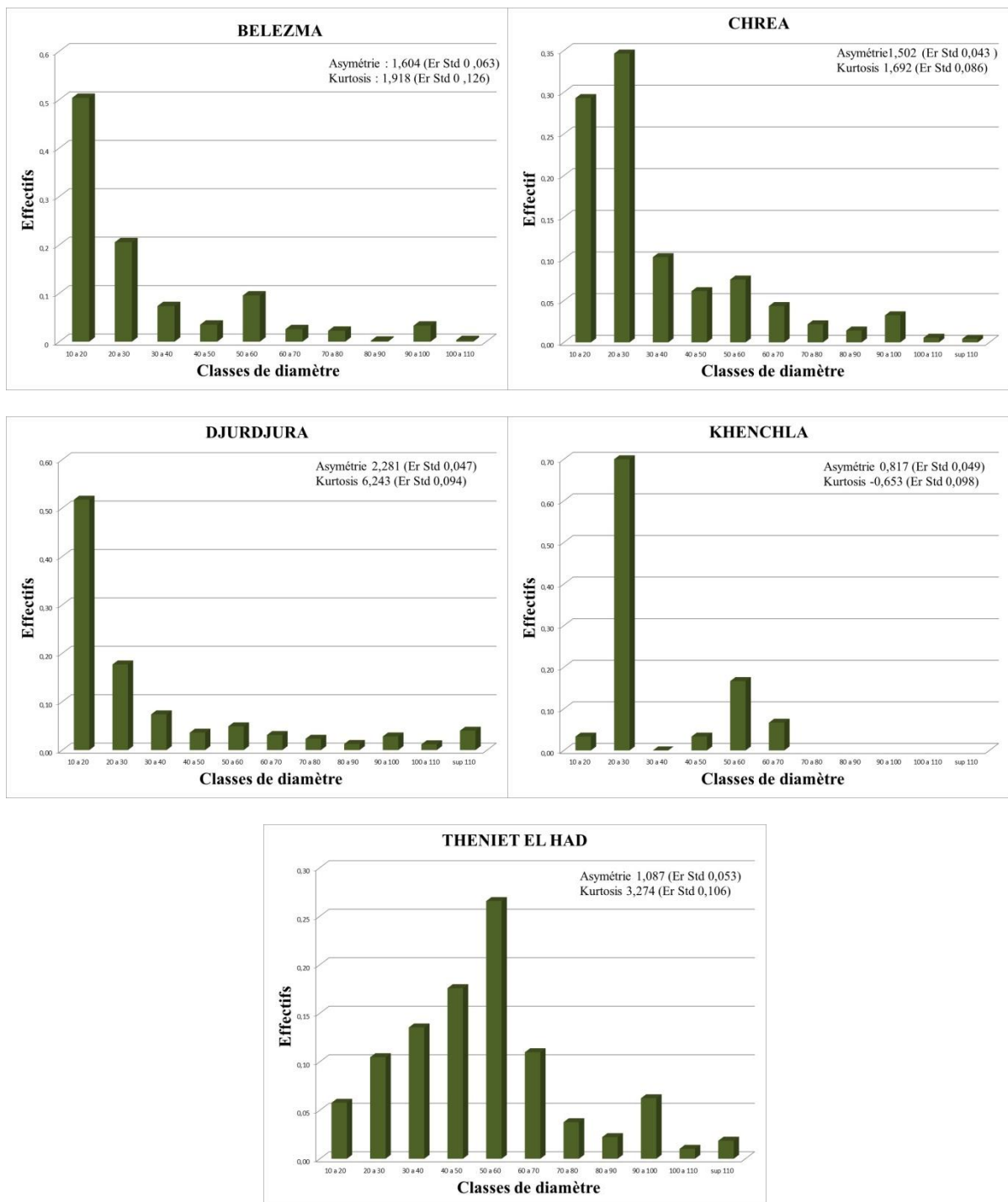


Figure 13 : Structure diamétrale des cédraies étudiées.

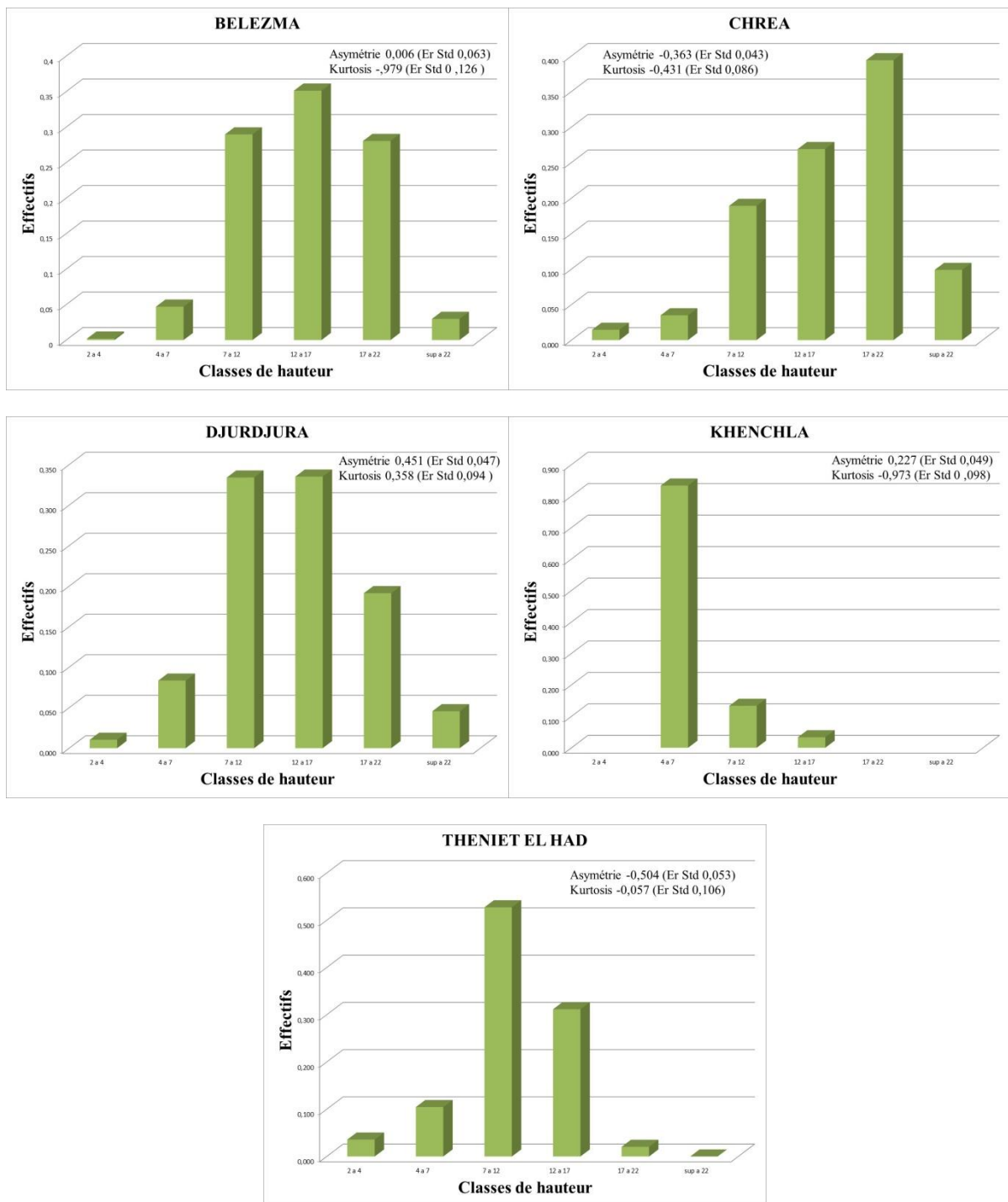


Figure 14 : Structure verticale (classes de hauteurs) des cédraies étudiées.

4.2 - Diagnostic ornithologique

Le diagnostic ornithologique a pour objectif principale de rendre compte de la structure et de la composition du peuplement aviens des cinq cédraies retenues dans la présente étude. Il consiste à mettre en relief les éventuelles particularités patrimoniales de l'avifaune des cédraies ainsi que l'identification de l'écologie des espèces aviennes en analysant les relations de ces dernières avec les descripteurs écologiques des habitats. Enfin, l'ensemble des résultats seront croisés pour identifier les enjeux et les perspectives de conservation.

L'approche synécologie consiste à aborder le diagnostic à l'échelle de l'ornithocénose (communauté avienne) à travers le calcul et l'analyse de paramètres plus englobants tels que la richesse, le statut phénologique et les diversités taxonomique, trophique et biogéographique. Les relations entre ces paramètres et les descripteurs de l'habitat sont aussi traités par le biais d'analyses multivariées (GLM).

L'approche autécologique, qui vient affiner notre diagnostic a été réalisée à l'échelle de l'espèce. Elle consiste à analyser et mettre en exergue les relations « espèces-descripteur habitat » par les profils écologiques, l'information mutuelle et les régressions logistiques.

4.2.1 – Approche synécologique

4.2.1.1 - Composition des peuplements aviens

Les 346 relevés de type EFP nous ont permis de recenser 54 espèces aviennes (Annexe 6) dont 40 contactées par la méthode des EFP et 14 contactées hors stations. Les richesses totales des cédraies sont voisines à l'exception de Chréa qui présente la plus faible richesse avienne soit 20 espèces. L'ensemble des espèces aviennes se répartissent sur 23 familles. Les Accipitridés et les Musicapidés dominent avec respectivement 15% et 13 %. Les familles monospécifiques qui sont au nombre de dix comptent 18,5 % du nombre total d'espèces contactées (figure15, Tableau III).

Tableau III : Composition taxonomique du peuplement avien.

Famille	Nombre de genres	Nombre d'espèces	Famille	Nombre de genres	Nombre d'espèces
Accipitridés	7	8	Oriolidés	1	1
Acrocephalidés	1	1	Paridés	3	3
Certhiidés	1	1	Phasianidés	2	2
Columbidés	2	3	Phylloscopidés	1	2
Coraciidés	1	1	Picidés	2	3
Corvidés	4	4	Régulidés	1	1
Cuculidés	1	1	Strigidés	2	2
Emberizidés	1	1	Sylviidés	1	3
Falconidés	1	2	Troglodytidés	1	1
Fringillidés	3	3	Turdidés	1	2
Méropidés	1	1	Upupidés	1	1
Musicapidés	6	7	-	-	-

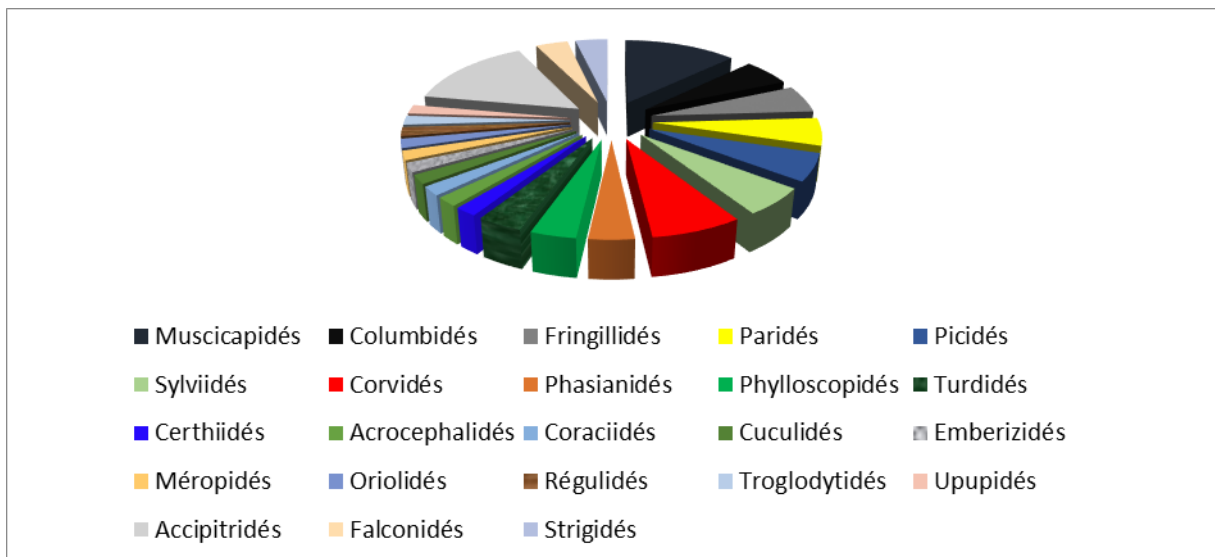


Figure 15 : Diversité taxonomique (familles) du peuplement avien.

Sur le plan phénologique, les espèces présentes dans nos cédraies sont composées de 33 espèces sédentaires et 21 espèces migratrices (figure 16).

L'examen de la structure trophique du peuplement d'oiseaux inventorié (figure 17) montre une dominance des espèces à régime insectivore avec un taux de 44% suivi par les carnivores avec 18%. La catégorie des granivores et celle des polyphages présentent des proportions égales avec 17% chacune. Les charognards sont représentés uniquement par deux espèces.

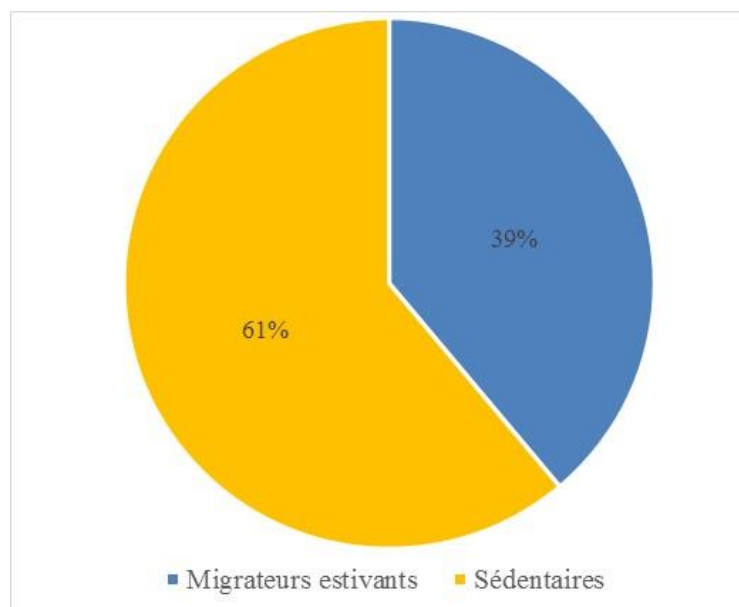


Figure 16 : Distribution des espèces aviennes en fonction du statut phénologique.

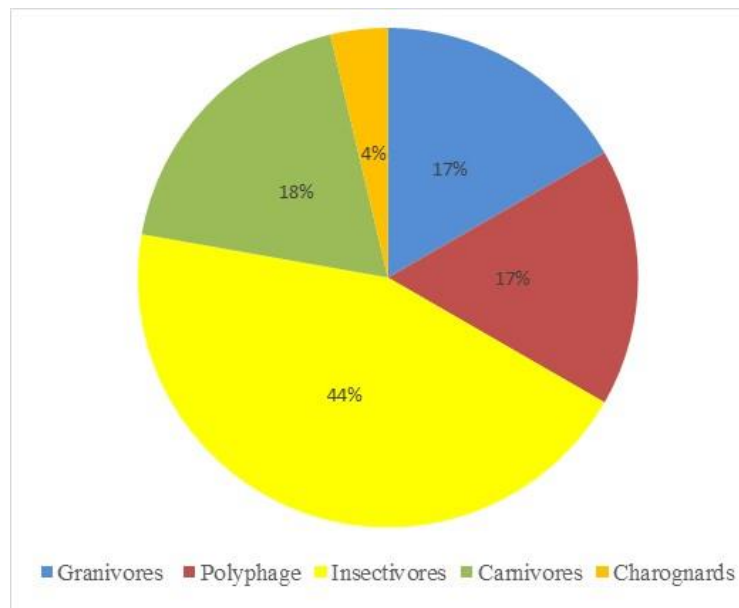


Figure 17 : Distribution des espèces aviennes en fonction de leurs catégories trophiques.

Les oiseaux de nos cédraies appartiennent à différents types fauniques (tableau IV, figure 18) avec une dominance des espèces paléarctiques (31%) suivi par les espèces de type méditerranéen avec 22%. La catégorie « Européo-Turkestanien » est la moins représentée avec uniquement 13%.

Tableau IV : Catégories et types fauniques des espèces aviennes.

Catégorie faunique			Type faunique	
Catégorie	Nombre d'espèce	%	Type	Nombre d'espèce
Européen	9	17	E	09
Européo-Turkestanien	7	13	ET	7
Holarctique et ancien monde	9	17	AM	5
			C	1
			H	3
Méditerranéen	12	22	IA	3
			TM	3
			M	6
Paléarctique	17	31	P	17

E : Européen, ET : Européo-Turkestanien, AM : Ancien Monde, C : Cosmopolite, H : Holarctique, IA = Indo-Africain, TM : Turkestano-Méditerranéen, M : Méditerranéen, P : Paléarctique.

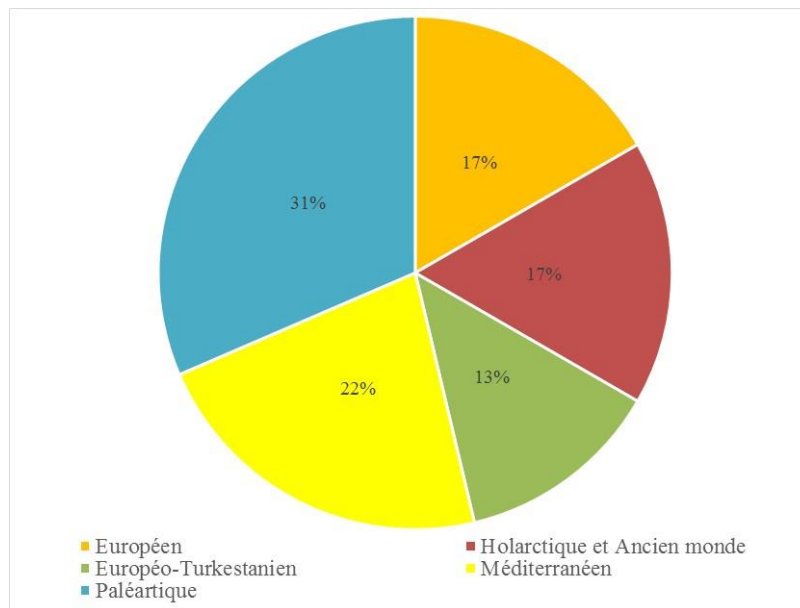


Figure 18 : Spectre biogéographique des espèces aviennes contactées.

Concernant la richesse patrimoniale (tableau V), vingt-huit (28) espèces bénéficient d'un statut de protection à l'échelle nationale selon le décret exécutif n° 12-235 du 24 mai 2012 fixant la liste des espèces animales non domestiques protégées en Algérie.

L'ensemble des espèces recensées sont considérées comme des espèces à préoccupation mineure selon la liste rouge de l'UICN à l'exception du Vautour percnoptère qui porte le statut d'espèce en danger. Quarante-six espèces (46) sont protégées par la convention de Berne, dont trente-sept (37) classées dans l'annexe 2 et neuf (09) dans l'annexe 3 de la convention.

Tableau V : Richesse avienne patrimoniale des cédraies.

Statut de protection	Effectifs
Législation algérienne	28
convention de Berne et ses annexes 1,2 et 3	46
Annexe 2	37
Annexe 3	09
Préoccupation Mineure sur la liste rouge de l'UICN	53
En danger sur la liste rouge de l'UICN	01

4.2.1.2 – Structure des peuplements aviens

- A l'échelle stationnelle (ponctuelle)

Les boxplots (figure 19) nous permettent d'explorer les données relatives aux différents paramètres synécologiques calculés à l'échelle stationnelle (annexe 7).

Le test de Kruskal-Wallis appliqué aux paramètres synécologiques montre une différence significative ($\alpha = 0,05$) pour la richesse stationnelle, la diversité trophique, la diversité biogéographique, le taux de migrateurs et le taux de sédentaire. Seule la diversité taxonomique n'affiche pas de différence significative.

Les valeurs des richesses stationnelles montrent une très grande hétérogénéité dans les différents habitats. La plus grande variabilité est enregistrée au niveau de Khenchla ($8,03 \pm 2,365$) avec un étalement plus important des données vers les faibles valeurs. Ceci est confirmé par l'allure générale des boxplots. Toutefois, il apparaît que la cédraie de Djurdjura présente des valeurs élevées de la richesse stationnelle qui se traduit par une asymétrie de la boîte vers les grandes valeurs.

La diversité phénologique des stations, exprimée par les taux de sédentaire et de migrateurs (figure 19) fait ressortir une dispersion plus étalée de ces deux paramètres pour les cédraies de Théniet El Had et de Khenchla. Ce constat est appuyé par les valeurs de l'écart type qui sont respectivement pour les deux cédraies de 0,111 et 0,119.

Malgré des médianes plus ou moins proches des différents habitats (figure 19), les données relatives à la diversité taxonomiques affichent une plus grande amplitude pour les cédraies de Théniet El Had et de Khenchla. Néanmoins, nous observons des valeurs extrêmes (outliers) dans la plupart des cédraies.

Les cédraies de Théniet El Had, de Chréa et de Djurdjura présentent des valeurs assez élevées de la diversité trophique stationnelle mais avec une faible variabilité comme le montre le boxplot (figure 19) où nous notons une concentration des 50 % de ces valeurs autour de la médiane qui se vérifie par les valeurs faibles des écarts types. Des valeurs atypiques trop faibles sont enregistrées dans ces trois habitats.

Par contre les données des deux autres cédraies de Belezma ($1,18 \pm 0,298$) et de Khenchla ($1,27 \pm 0,331$) sont plus hétérogènes avec des asymétries vers les faibles valeurs.

Les données relatives à la diversité biogéographique (figure 19) enregistrent des valeurs élevées au niveau de Théniet El Had, de Chréa et de Khenchla, mais leurs amplitudes sont plus faibles comparées à celles de Djurdjura et de Belezma.

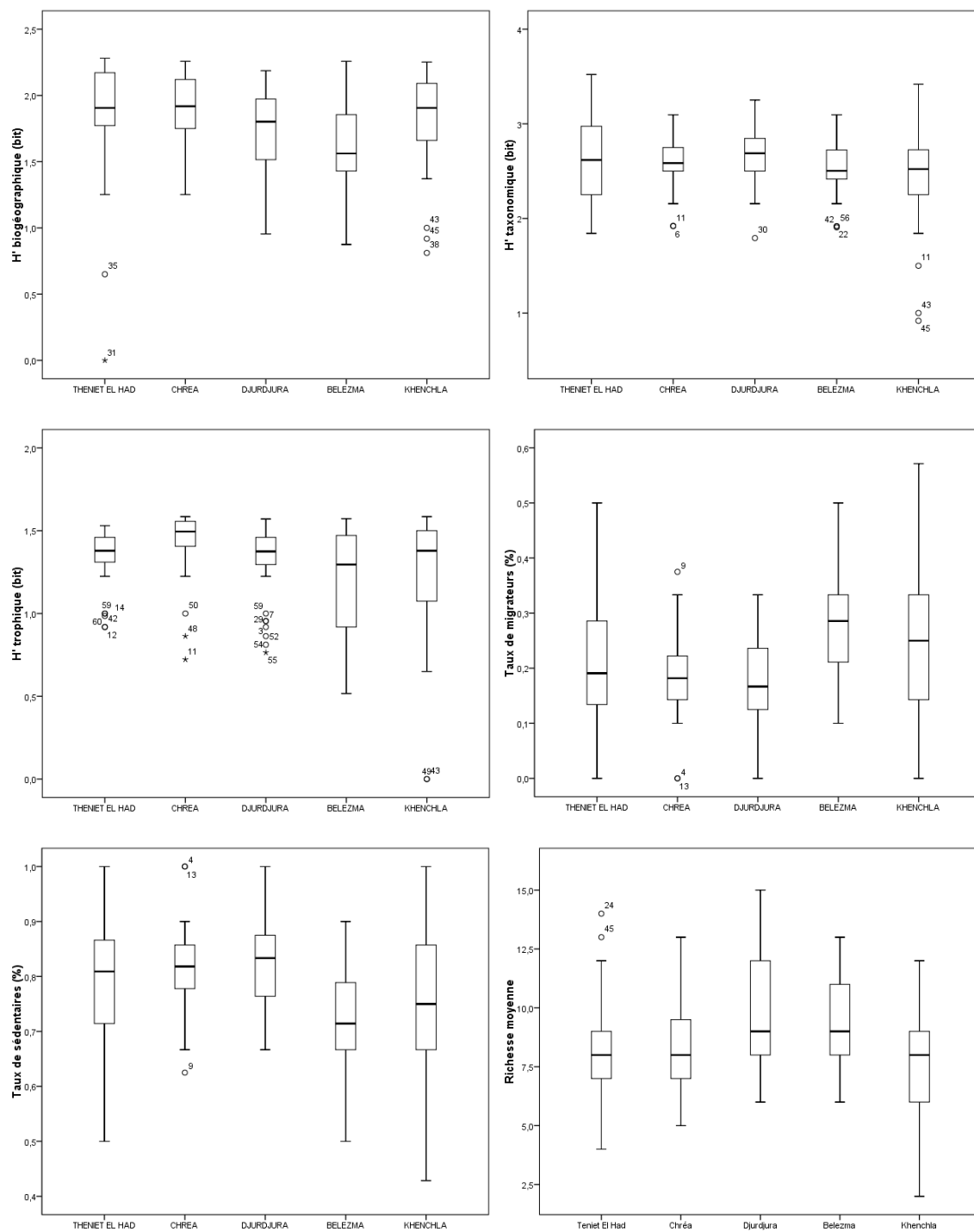


Figure 19 : Boxplots des distributions des paramètres aviens dans les cinq cédrâies.

– A l'échelle sectorielle (Cédraies)

L'examen du tableau VI fait apparaître que les richesses moyennes sont légèrement plus élevées au niveau des cédraies de Djurdjura et de Belezma. Les peuplements d'oiseaux des cinq cédraies semblent plus ou moins hétérogènes ($T < 0,50$). Les différents habitats présentent relativement des diversités spécifiques, trophiques et biogéographiques voisines.

Les indices d'équitabilité des différents milieux sont du même ordre de grandeur et se rapprochent de « 1 ». La cédraie de Théniet El Had présente la diversité taxonomique la plus élevée.

D'un point de vue structure phénologique du peuplement avien, la cédraie du Djurdjura abrite plus d'espèces sédentaires (78 %). Toutefois, l'ensemble des cédraies étudiées semblent accueillir un flux d'espèces migratrices non négligeable.

Tableau VI : Structures des peuplements aviens des cinq cédraies.

	Théniet El Had	Chrèa	Djurdjura	Belezma	Khenchla
Nombre de relevés	75	60	76	65	70
Richesse totale (S)	28	20	27	26	24
Richesse moyenne (s)	8,17	8,40	9,29	9,37	8,03
Homogénéité (T)	0,29	0,42	0,34	0,36	0,33
H' Taxonomique	3,81	3,30	3,29	3,32	3,23
H' Spécifique	3,99	3,66	4,00	4,05	3,99
Equitabilité (E)	0,83	0,85	0,84	0,86	0,87
H' Biogéographique	2,31	2,23	2,27	2,20	2,28
H' Trophique	1,42	1,44	1,43	1,53	1,53
% Migrateurs	0,45	0,27	0,22	0,27	0,33
% Sédentaires	0,55	0,73	0,78	0,73	0,67

Similitude

La comparaison des différentes cédraies basée sur l'indice de similitude de Jaccard (tableau VII, figure 20) montre que les ressemblances les plus élevées existent d'une part entre les cédraies de Belezma et de Khenchla (72,4 %) avec 21 espèces communes et entre la cédraie de Khenchla et celle de Théniet El Had (72,4 %) avec toujours 21 espèces communes.

La proximité entre les cédraies de Théniet El Had et de Chrèa est également assez élevée (70,4 %). Nous avons noté 19 espèces communes entre ces deux milieux. L'ensemble des cinq cédraies présente 16 espèces communes. Les indices reliant la cédraie du Djurdjura aux autres cédraies sont les plus faibles. Cette cédraie semble donc présenter une communauté avienne différente des autres milieux.

Tableau VII : Matrice de proximité de Jaccard

Observation	Input du fichier matrice				
	Théniet El Had	Chróa	Djurdjura	Belezma	Khenchla
Théniet El Had	1,000				
Chróa	,704	1,000			
Djurdjura	,606	,567	1,000		
Belezma	,625	,643	,606	1,000	
Khenchla	,724	,692	,545	,724	1,000

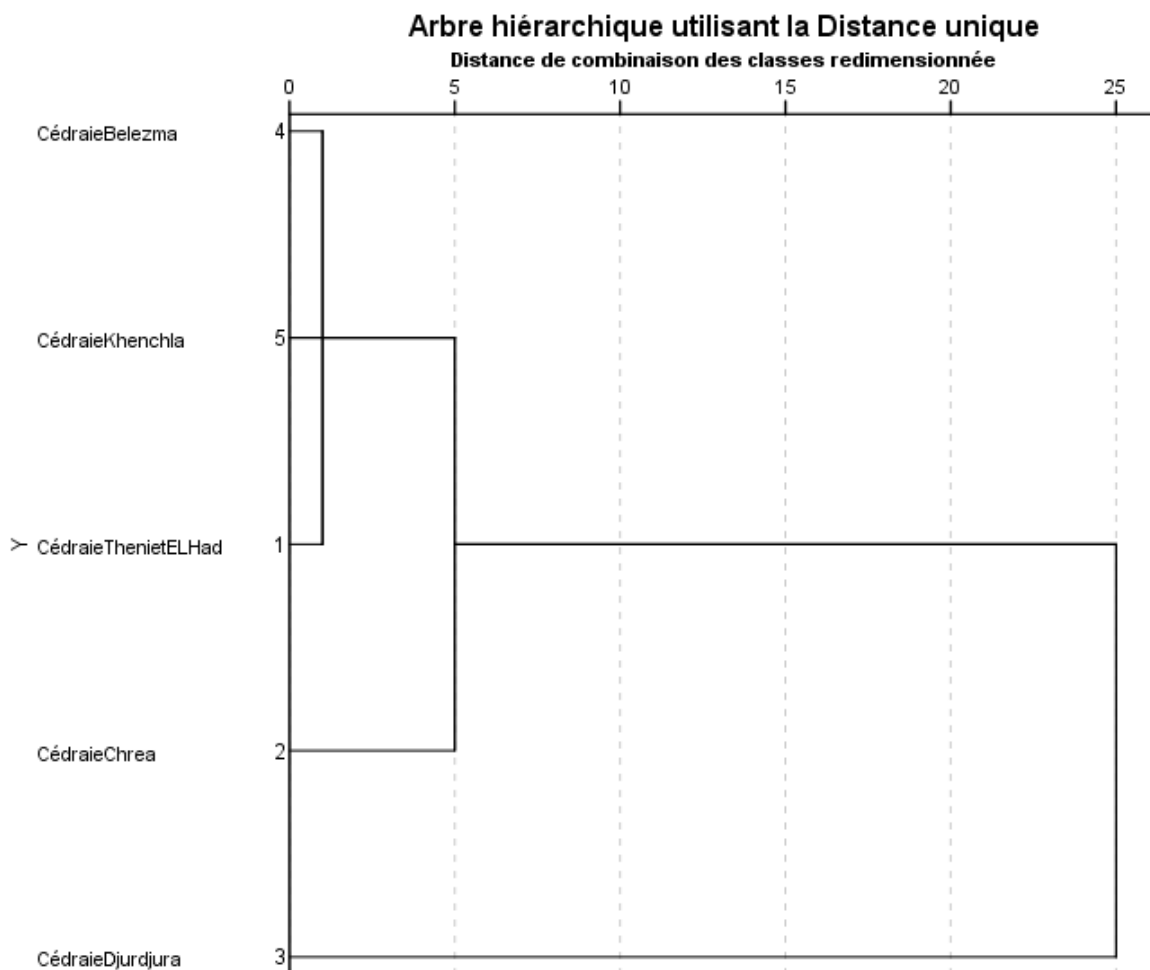


Figure 20 : Dendrogramme de similitude entre les cédraies.

4.2.2 - Approche autécologique

4.2.2.1 - Analyse des fréquences spécifiques dans les différentes cédraies

Les distributions des fréquences spécifiques des 16 espèces communes à toutes les cédraies sont présentées dans la figure 21 qui montre que le Grimpereau des jardins, la Mésange noire, le Pinson des arbres et le Roitelet triple bandeau présentent des fréquences élevées ($FO > 60\%$) dans les différents habitats. Elles sont suivies de près par le Pouillot de Bonelli et le Gobemouche noir. Toutefois, cette dernière espèce est moins fréquente dans la cédraie de Belezma. Les fréquences de la Rubiette de Moussier sont faibles dans l'ensemble des cédraies. Les autres espèces présentent des fréquences variables d'un habitat à un autre.

Le Rougequeue à front blanc, le Geai des chênes et le Gobemouche gris sont présents dans seulement quatre cédraies avec respectivement des fréquences élevées dans la cédraie de Khenchla, la cédraie de Théniet El Had et la cédraie de Belezma (figure 21).

Certaines espèces (14 espèces) (figure 22) semblent avoir des distributions plus restreintes, elles n'ont été contactées que dans une des cinq cédraies. En effet, le Rollier d'Europe, la Caille des blés et le Coucou gris n'ont été contactés qu'à Théniet El Had. La Fauvette à tête noire, la Fauvette mélanocéphale, le Pic épeiche, le Pic épeichette et le Rossignole Philomèle dans la cédraie du Djurdjura ; l'Hypolaïs pâle, la Pie bavarde et le Pouillot siffleur dans la cédraie de Belezma et enfin le Pigeon colombin dans la cédraie de Khenchla.

Le test de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives ($\alpha = 0,05$) pour les distributions des fréquences des espèces suivantes entre les différentes cédraies : le Bruant fou, le Geai des chênes, le Gobemouche gris, le Gobemouche noir, le Grimpereau des jardins, la Grive draine, le Merle noir, la Mésange Nord-africaine, la Mésange charbonnière, la Perdrix gabra, le Pic de Levillant, le Pigeon ramier, le Pouillot de Bonelli, le Roitelet triple bandeaux, le Rougegorge familier, le Rougequeue à franc blanc, la Rubiette de Moussier, le Serin cini, le Troglodyte mignon, le Verdier d'Europe, la Huppe fasciée et le Coucou gris.

Par ailleurs, il est à noter que les espèces qui n'ont été contactées qu'une seule fois dans les relevés dans chaque cédraie sont comme suit : la Rubiette de Moussier à Chréa ; le Bruant fou, l'Hypolaïs pâle, la Perdrix gabra et la Pie bavarde à Belezma ; la Fauvette mélanocéphale, la Grive draine, la Rubiette de Moussier et le Verdier d'Europe au Djurdjura ; la Tourterelle des bois et le Traquet motteux à Khenchla. Pour Théniet El Had, ce sont le Bruant fou, la Caille des blés, le Coucou gris, la Fauvette grise, le Guêpier d'Europe, la Rubiette de Moussier et la Tourterelle des bois qui présentent une fréquence absolue de 1.

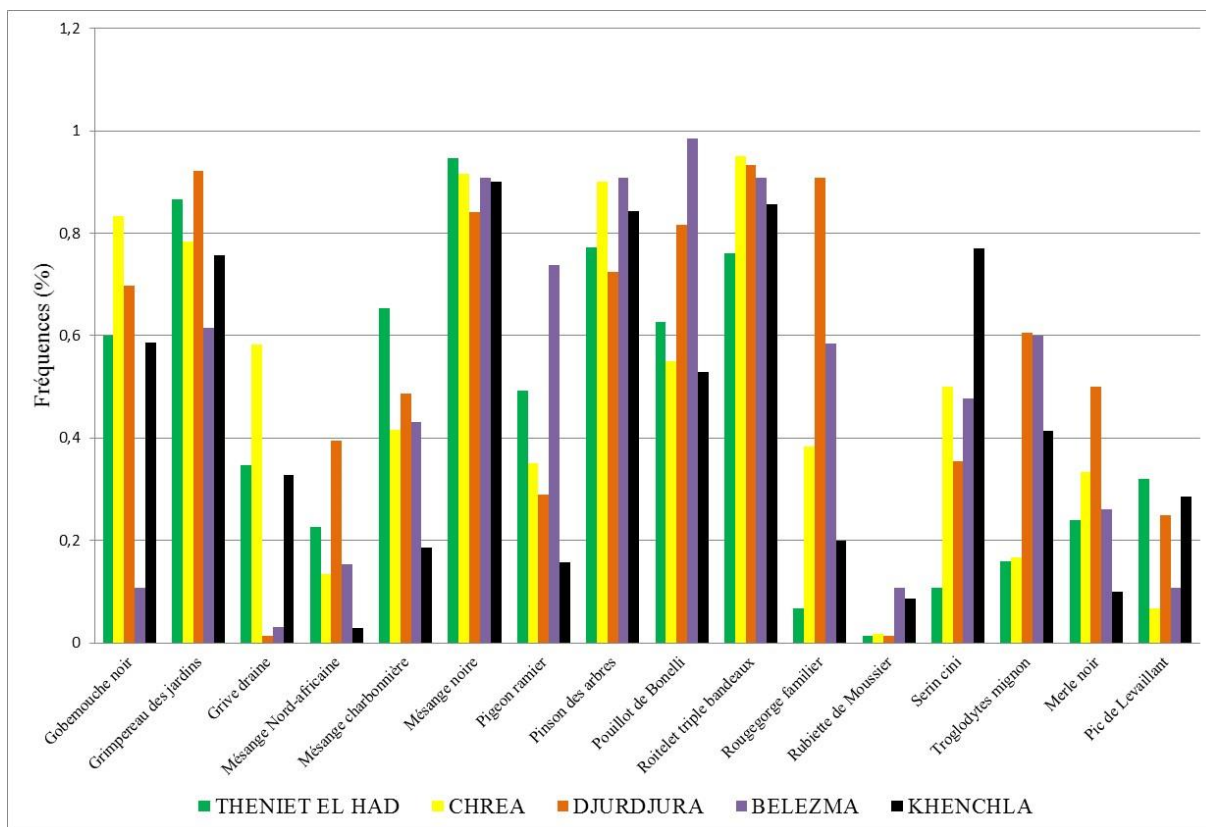


Figure 21 : Fréquences des espèces communes aux cinq cédraies

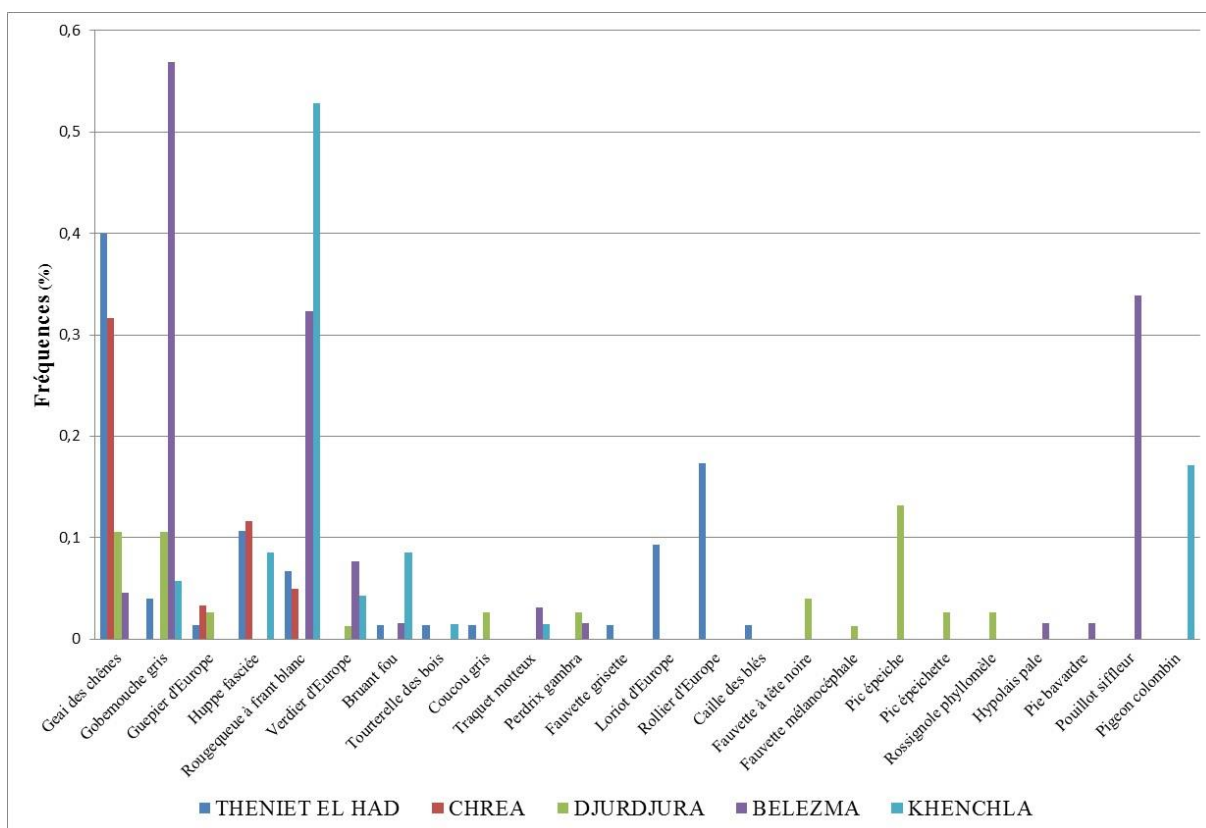


Figure 22 : Fréquence des autres espèces contactées.

4.2.2.2 – Espèces retenues

Nous rappelons que pour la modélisation des habitats des espèces, nous avons retenu les espèces aviennes dont la fréquence est supérieure à 20%. A cet effet, pour des raisons pratiques et afin de bien appréhender l'écologie des espèces aviennes, nous avons jugé utile de nous limiter aussi, pour l'analyse par profils écologiques, aux espèces dont la fréquence est supérieure à 20%.

Les résultats qui découleront de ces traitements, additionnés à ceux des régressions logistiques simples serviront à choisir les descripteurs à intégrer dans les régressions logistiques multiples des espèces aviennes retenues.

4.2.2.3 - Qualité de l'échantillonnage des descripteurs

Le tableau VIII donne les valeurs des entropies facteurs, des entropies facteurs maximales et de la qualité de l'échantillonnage pour les différents descripteurs retenus.

Nous constatons sur ce tableau que tous les descripteurs ont été bien échantillonnés compte tenu de leur nombre de classes respectives.

4.2.2.4 - Entropie espèce

L'entropie espèce qui donne l'information sur le degré d'indétermination relatif à la présence ou l'absence d'une espèce, permet de mesurer l'aptitude des espèces à répondre aux variations des descripteurs d'habitat.

Dans le tableau IX, les valeurs des entropies espèces nous permettent d'identifier les espèces dont l'indétermination en terme de présence/ absence est élevée. Il s'agit des espèces dont les entropies sont élevées. Ce sont les espèces présentes dans presque 50 % des relevés.

4.2.2.5–Information mutuelle Espèce-descripteur H (L-E)

Les valeurs de l'information mutuelle calculée pour les espèces recensées vis-à-vis des descripteurs d'habitat retenus dans les cinq cédraies, sont données en Annexe 8.

Les valeurs de l'information mutuelle varient considérablement d'une espèce à une autre, entre descripteurs et aussi d'une cédraie à une autre.

Pour mettre en relief les descripteurs les plus actifs, nous avons tracé les graphes qui mettent en relation l'information mutuelle de chaque descripteur avec son entropie (Figure 23). Les descripteurs les plus actifs ou les plus efficaces sont ceux situés en haut à droite du graphe. Il s'agit en fait, des descripteurs ayant à la fois de fortes valeurs d'entropie et d'information mutuelle espèce-descripteur.

Au niveau des cédraies de Belezma et de Chréa, les descripteurs retenus semblent moins actifs que dans les autres habitats.

Tableau VIII : Entropie facteur observée et maximales pour les différents descripteurs et qualité d'échantillonnage.

	Belezma			Chrèa			Djurdjura			Khenchla			Théniet El Had		
	H(L)	H(L)max	Q	H(L)	H(L)max	Q	H(L)	H(L)max	Q	H(L)	H(L)max	Q	H(L)	H(L)max	Q
ANTH	1,466	1,585	0,925	1,559	1,585	0,984	0,982	1,000	0,982	1,456	1,585	0,919	1,876	2,000	0,938
PENT	1,557	1,585	0,982	1,550	1,585	0,978	1,574	1,585	0,993	1,502	1,585	0,948	1,989	2,000	0,994
RECGRL	0,992	1,000	0,992	1,581	1,585	0,998	1,484	1,585	0,936	1,941	2,000	0,970	1,437	1,585	0,907
RECARBR	1,534	1,585	0,968	1,916	2,000	0,958	1,568	1,585	0,989	1,958	2,000	0,979	1,561	1,585	0,985
RECARBU	1,470	1,585	0,927	1,997	2,000	0,998	1,551	1,585	0,978	0,979	1,000	0,979	1,982	2,000	0,991
RECHERB	1,548	1,585	0,977	1,580	1,585	0,997	1,976	2,000	0,988	1,553	1,585	0,980	1,476	1,585	0,931
REGEN	1,989	2,000	0,995	0,881	1,000	0,881	1,980	2,000	0,990	1,969	2,000	0,984	1,000	1,000	1,000
BMORT	1,559	1,585	0,984	1,985	2,000	0,993	1,578	1,585	0,996	1,570	1,585	0,991	1,986	2,000	0,993
DENSARB	1,994	2,000	0,997	1,980	2,000	0,990	1,976	2,000	0,988	1,972	2,000	0,986	1,931	2,000	0,965
DISARBMoy	1,585	1,585	1,000	1,581	1,585	0,998	1,943	2,000	0,972	1,990	2,000	0,995	1,955	2,000	0,977
DIMARBMoy	2,281	2,322	0,982	1,979	2,000	0,990	1,997	2,000	0,998	1,997	2,000	0,999	1,957	2,000	0,979
HTARBMoy	1,578	1,585	0,996	1,968	2,000	0,984	1,582	1,585	0,998	1,981	2,000	0,990	1,964	2,000	0,982
HTFUTMoy	2,308	2,322	0,994	1,570	1,585	0,990	1,573	1,585	0,992	1,987	2,000	0,994	1,987	2,000	0,993
HTHOPMoy	1,576	1,585	0,994	1,561	1,585	0,985	1,573	1,585	0,992	1,577	1,585	0,995	1,997	2,000	0,998
SUHOPTot	2,315	2,322	0,997	1,585	1,585	1,000	1,997	2,000	0,998	1,990	2,000	0,995	1,998	2,000	0,999
SUHOPMoy	1,986	2,000	0,993	1,559	1,585	0,984	1,973	2,000	0,987	1,976	2,000	0,988	1,568	1,585	0,990
VOHOPTot	1,953	2,000	0,976	1,992	2,000	0,996	1,998	2,000	0,999	1,969	2,000	0,984	1,982	2,000	0,991
VOHOPMoy	2,295	2,322	0,989	2,303	2,322	0,992	1,997	2,000	0,999	1,957	2,000	0,978	1,585	1,585	1,000
GTot	1,977	2,000	0,989	2,308	2,322	0,994	1,991	2,000	0,995	1,982	2,000	0,991	1,573	1,585	0,992
GMoy	2,256	2,322	0,971	2,310	2,322	0,995	1,990	2,000	0,995	1,997	2,000	0,999	1,579	1,585	0,997
VTot	1,977	2,000	0,989	1,967	2,000	0,984	1,977	2,000	0,989	1,997	2,000	0,999	1,984	2,000	0,992
VMoy	1,983	2,000	0,992	1,992	2,000	0,996	1,967	2,000	0,984	1,997	2,000	0,999	1,579	1,585	0,997
CAVT							1,989	2,000	0,995	0,991	1,000	0,991	0,978	1,000	0,978
MOSSL							1,998	2,000	0,999				1,578	1,585	0,996
FEUIL							1,974	2,000	0,987				1,934	2,000	0,967

Tableau IX : Entropies espèces avec rappel de leurs fréquences dans les différentes cédraies.

	T EL HAD		CHREA		DJURDJURA		BELEZMA		KHENCHLA	
	FO	Entropie	FO	Entropie	FO	Entropie	FO	Entropie	FO	Entropie
Bruant fou	0,01	0,102	-	-	-	-	0,02	0,115	0,09	0,422
Caille des blés	0,01	0,102	-	-	-	-	-	-	-	-
Coucou gris	0,01	0,102	-	-	-	-	-	-	-	-
Fauvette grisette	0,01	0,102	-	-	0,03	0,176	-	-	-	-
Geai des chênes	0,40*	0,971	0,32*	0,901	0,11	0,398	0,05	0,270	-	-
Gobemouche gris	0,04	0,242	-	-	0,11	0,485	0,57*	0,986	0,06	0,316
Gobemouche noir	0,60*	0,971	0,83*	0,650	0,70*	0,485	0,11	0,493	0,59*	0,979
Grimpereau des jardins	0,87*	0,567	0,78*	0,754	0,92*	0,884	0,62*	0,961	0,76*	0,800
Grive draine	0,35*	0,931	0,58*	0,980	0,01	0,101	0,03	0,198	0,33*	0,913
Guêpier d'Europe	0,01	0,102	0,03	0,211	-	-	-	-	-	-
Huppe fasciée	0,11	0,490	0,12	0,520	-	-	-	-	0,09	0,422
Loriot d'Europe	0,09	0,447	-	-	0,03	0,176	-	-	-	-
Merle noir	0,24*	0,795	0,33*	0,918	0,50*	1,000	0,26*	0,829	0,10	0,469
Mésange d'Afrique de Nord	0,23*	0,772	0,13	0,567	0,39*	0,968	0,15	0,619	0,03	0,187
Mésange charbonnière	0,65*	0,931	0,42*	0,980	0,49*	1,000	0,43*	0,986	0,19	0,692
Mésange noire	0,95*	0,300	0,92*	0,414	0,84*	0,629	0,91*	0,444	0,90*	0,469
Pic de Levaillant	0,32*	0,904	0,07	0,353	0,25*	0,868	0,11	0,493	0,29*	0,863
Pigeon ramier	0,49*	1,000	0,35*	0,934	0,29*	0,850	0,74*	0,829	0,16	0,627
Pinson des arbres	0,77*	0,772	0,90*	0,469	0,72*	0,689	0,91*	0,444	0,84*	0,627
Pouillot de Bonelli	0,63*	0,953	0,55*	0,993	0,82*	0,176	0,98*	0,115	0,53*	0,998
Roitelet triple bandeau	0,76*	0,795	0,95*	0,286	0,93*	0,443	0,91*	0,444	0,86*	0,592
Rollier d'Europe	0,17	0,665	-	-	-	-	-	-	-	-
Rouge gorge familier	0,07	0,353	0,38*	0,960	0,91*	0,350	0,58*	0,979	0,20*	0,722
Rouge queue front blanc	0,07	0,353	0,05	0,286	-	-	0,32*	0,908	0,53*	0,998
Rubiette de Moussier	0,01	0,102	0,02	0,122	0,01	0,101	0,11	0,493	0,09	0,422
Serin cini	0,11	0,490	0,50*	1,000	0,36*	0,939	0,48*	0,998	0,77*	0,776
Tourterelle des bois	0,01	0,102	-	-	-	-	-	-	0,01	0,108
Troglodyte mignon	0,16	0,634	0,17	0,650	0,61*	0,968	0,60*	0,971	0,41*	0,979
Pigeon colombin	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	0,661
Traquet motteux	-	-	-	-	-	-	0,03	0,198	0,01	0,108
Verdier d'Europe	-	-	-	-	0,01	0,101	0,08	0,391	0,04	0,255
Fauvette a tête noire	-	-	-	-	0,04	0,240	-	-	-	-
Fauvette mélanocéphale	-	-	-	-	0,01	0,101	-	-	-	-
Perdrix gabra	-	-	-	-	0,03	0,562	0,02	0,115	-	-
Pic épeiche	-	-	-	-	0,13	0,811	-	-	-	-
Pic épeichette	-	-	-	-	0,03	0,176	-	-	-	-
Rosignole philomèle	-	-	-	-	0,03	0,176	-	-	-	-
Hypolaïs pale	-	-	-	-	-	-	0,02	0,115	-	-
Pie bavarde	-	-	-	-	-	-	0,02	0,115	-	-
Pouillot siffleur	-	-	-	-	-	-	0,34*	0,923	-	-

(*) Espèces retenues pour profils et régression - En gras espèces dont l'entropie est supérieure à 0,5

Pour déterminer parmi les descripteurs écologiques retenus, ceux qui jouent un rôle important sur la distribution de nos espèces, prises toutes ensemble, nous avons calculé la moyenne de l'information mutuelle de chaque descripteur au niveau des différentes cédraies en relation avec son entropie (figure 23).

L'examen du diagramme de Kiviat (figure 24) fait ressortir que les descripteurs les plus actifs varient d'une cédraie à l'autre. Au niveau du Djurdjura, c'est le recouvrement général et le recouvrement de la strate arborée qui présentent les informations mutuelles moyennes les plus élevées. Au niveau des autres cédraies, nous enregistrons plusieurs descripteurs qui sont actifs à titre d'exemple, pour la cédraie de Chréa, c'est le recouvrement général, le recouvrement de la strate herbacée, la densité des arbres, le diamètre moyen des arbres et la surface terrière.

Pour mieux valoriser les résultats de l'information mutuelle, nous avons essayé de les analyser sur un autre angle. Il s'agit de regrouper non pas les descripteurs mais les espèces retenues selon leur information mutuelle moyenne vis-à-vis de l'ensemble des descripteurs. Ceci permet de déceler la valeur indicatrice de chaque espèce.

Au niveau de la cédraie de Belezma (figure 25), les espèces qui présentent les valeurs indicatrices les plus élevées sont le Merle noir, le Pigeon ramier, le Pic de Levillant, le Geai des chênes et le Gobemouche noir. Pour la cédraie de Chréa (figure 26) le Gobemouche noir présente la valeur la plus élevée, il est suivi de loin par la Mésange charbonnière, le Rougegorge familier, la Grive draine et le Rougequeue à front blanc.

Le Grimpereau des jardins est l'espèce qui présente la valeur indicatrice la plus élevée au niveau du Djurdjura (figure 27). Les autres espèces présentent des valeurs largement plus faibles.

Concernant la cédraie de Khenchla, bien que les valeurs de l'information mutuelle moyenne des espèces soient faibles par rapport aux autres habitats, nous notons que les espèces ayant des valeurs indicatrices importantes sont le Pigeon colombin, le Rougegorge familier, le Roitelet triple bandeau et le Grimpereau des jardins (figure 28).

Les espèces dont les valeurs indicatrices sont les plus élevées au niveau de la cédraie de Théniet El Had (figure 29) sont le Gobemouche noir, le Geai des chênes, le Merle noir, le Troglodytes mignon, le Rougequeue à front blanc, le Pouillot de Bonelli et le Rougegorge familier.

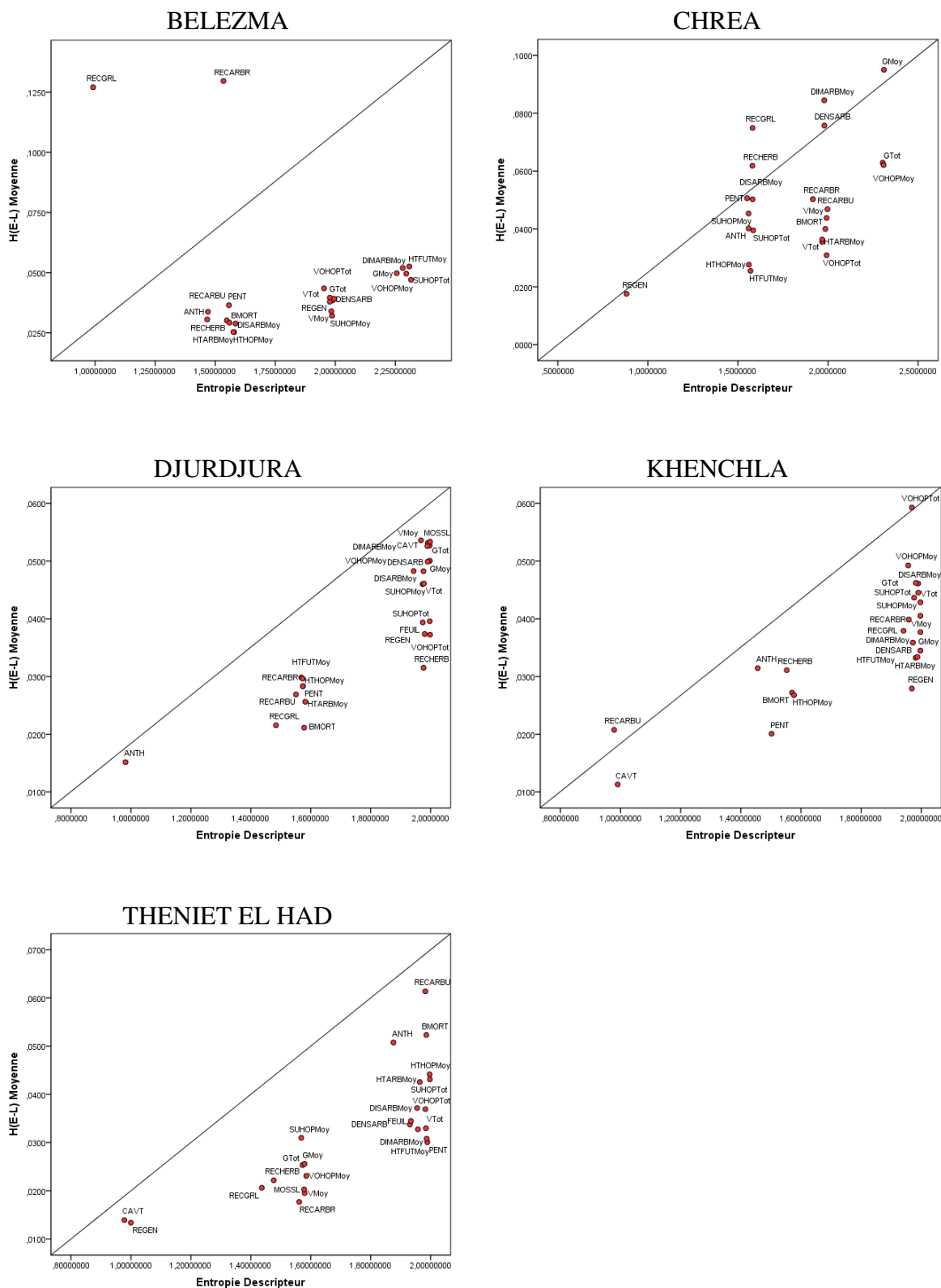


Figure 23 : Relation information mutuelle – Entropie descripteur

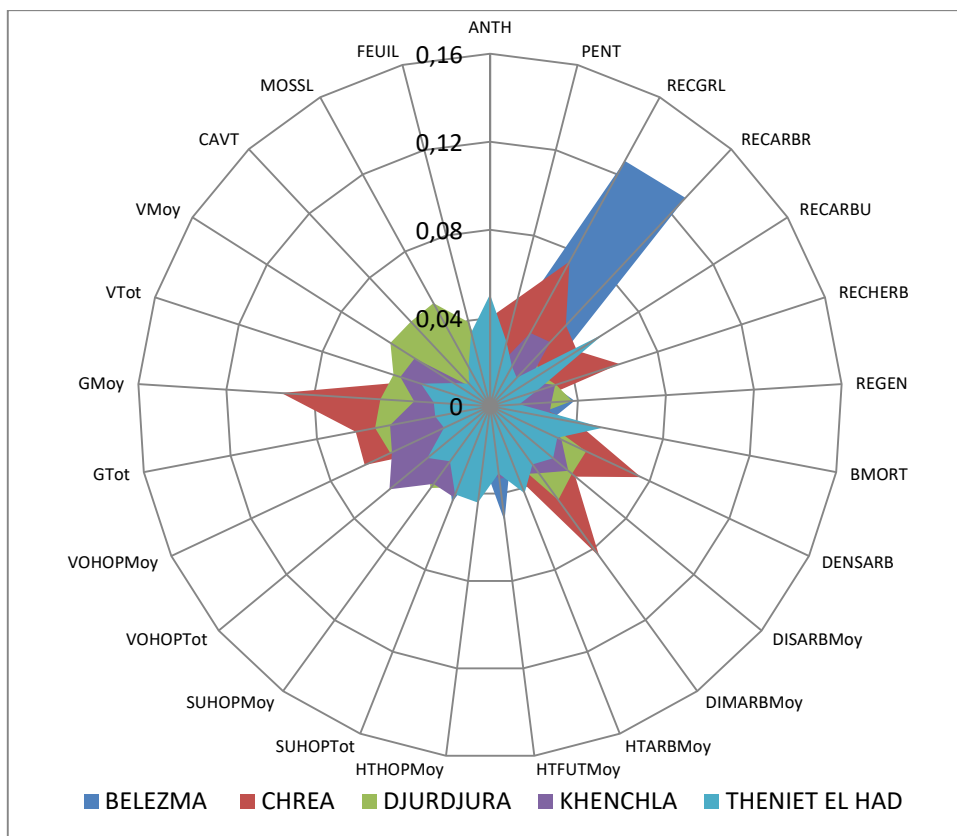


Figure 24 : Diagramme de Kiviat pour l'information mutuelle moyenne des descripteurs.

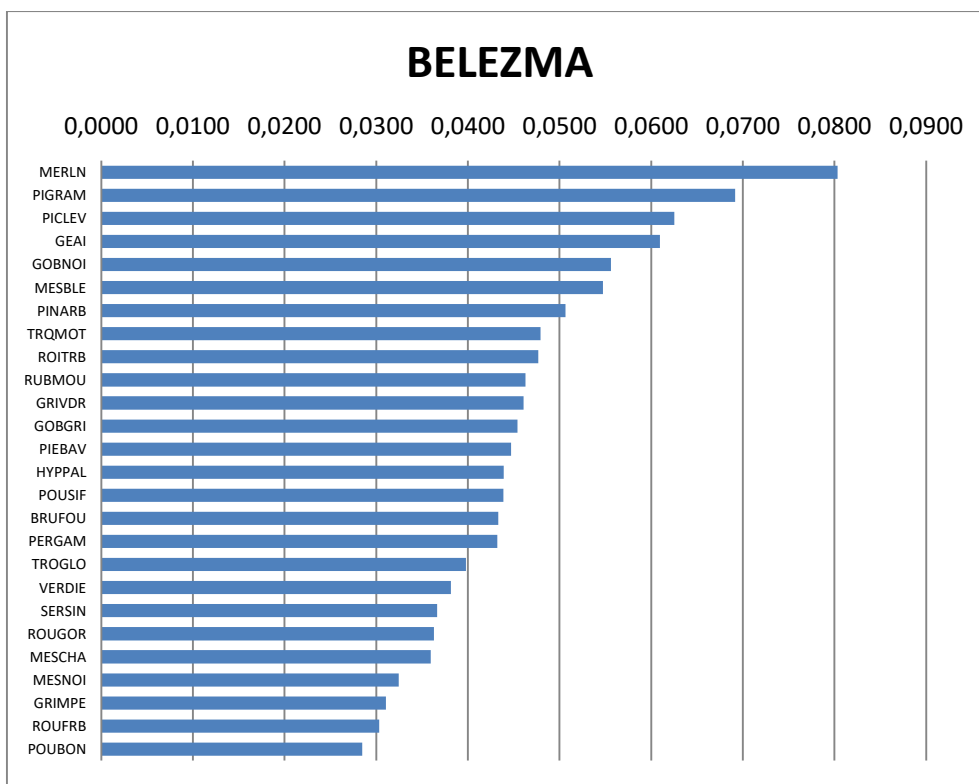


Figure 25 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Belezma.

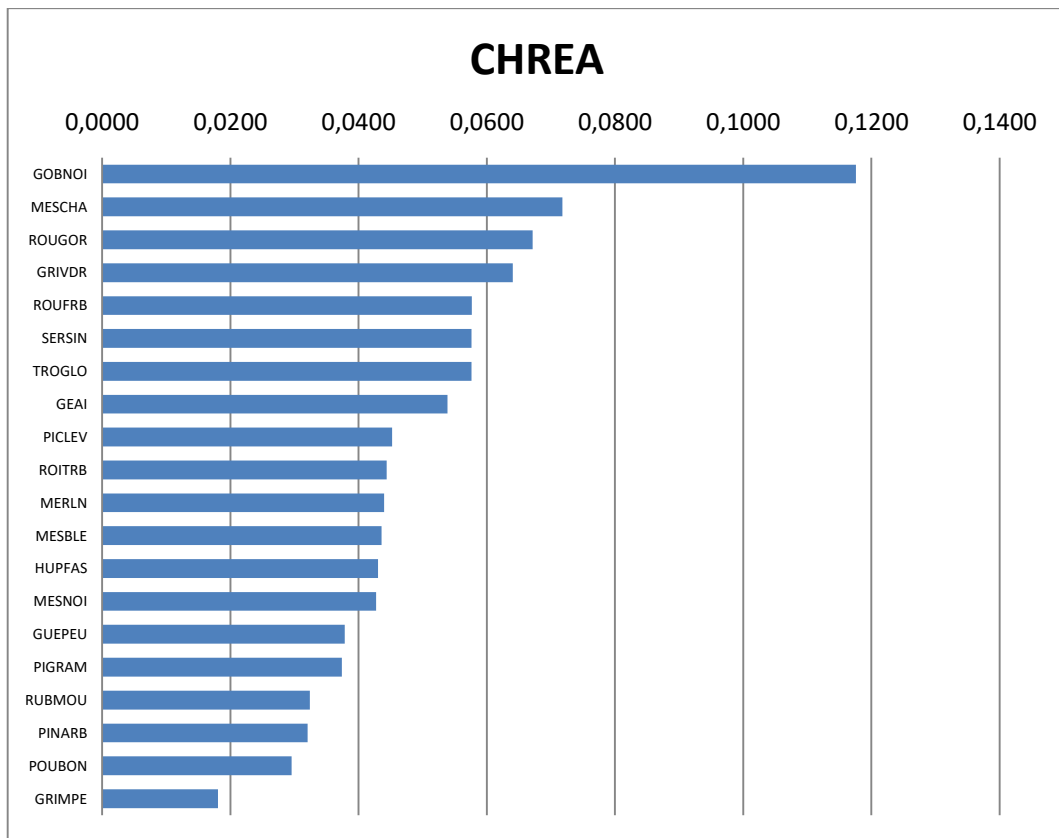


Figure 26 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Chréa.

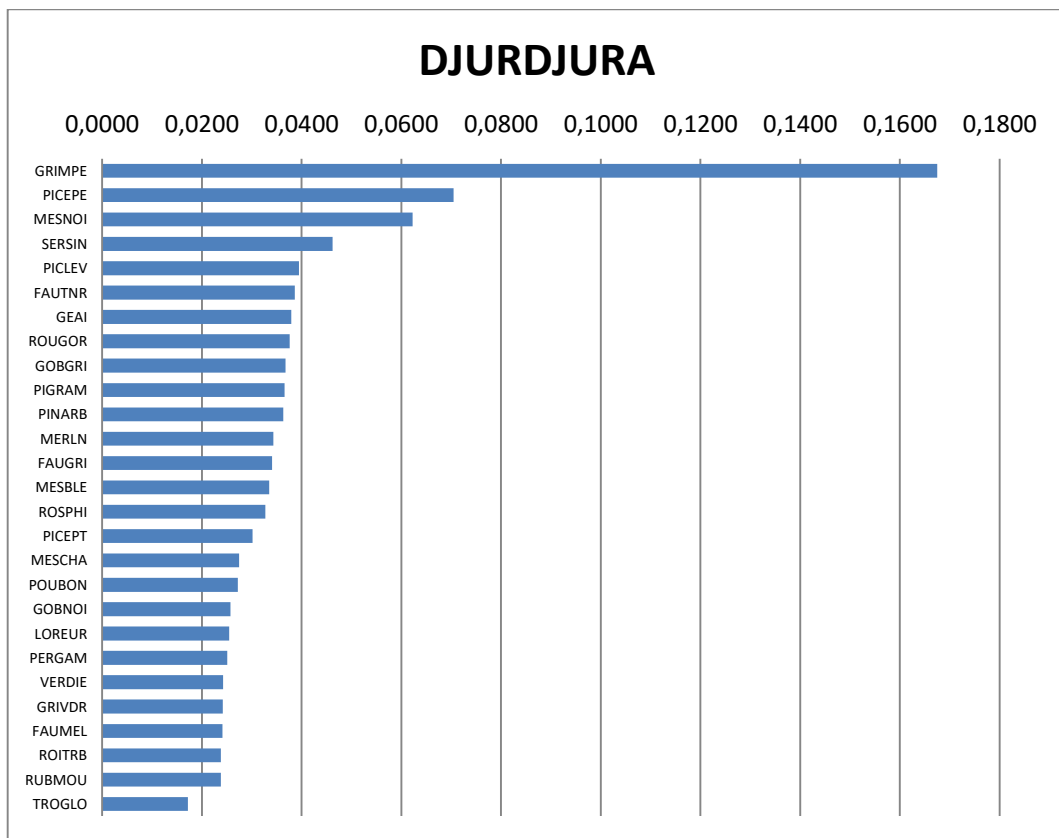


Figure 27 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Djurdjura.

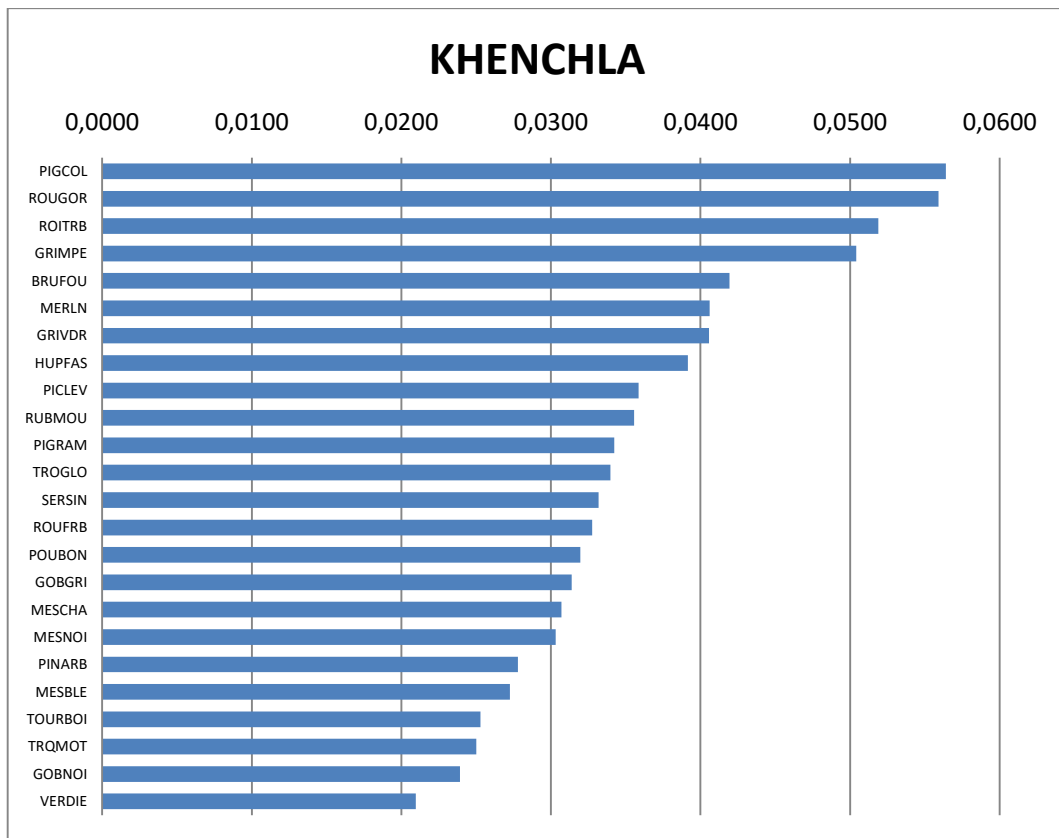


Figure 28 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Khenchla.

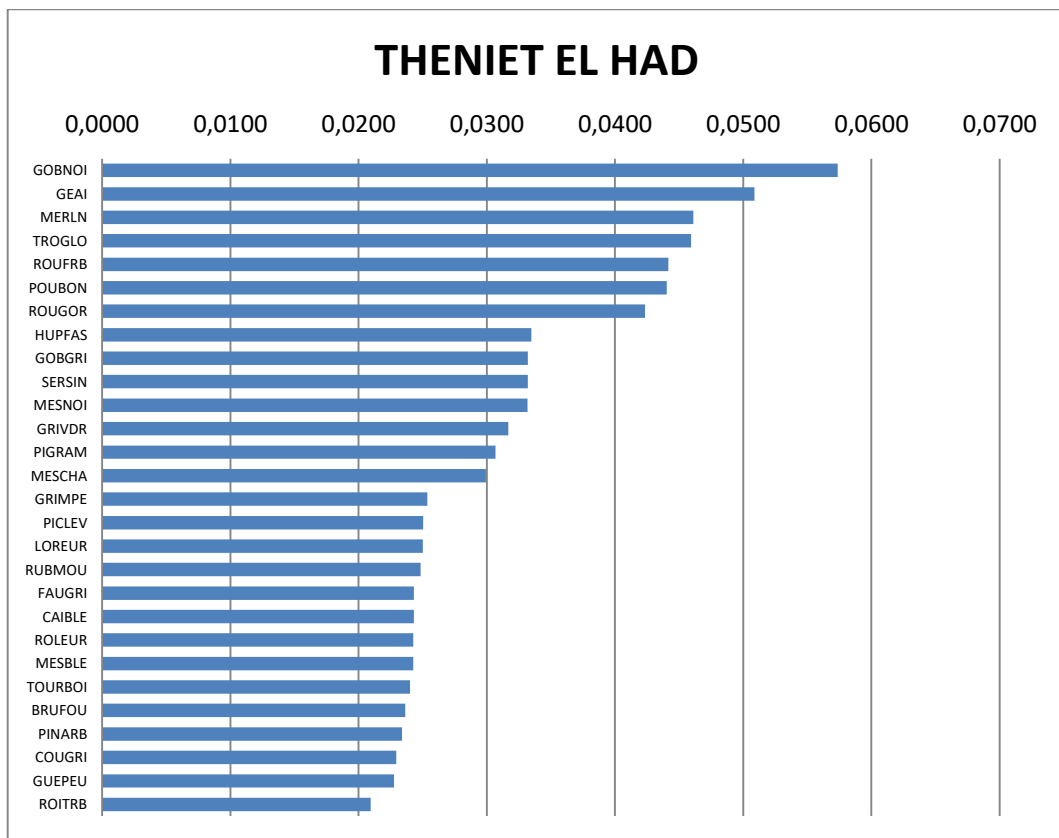


Figure 29 : Valeur indicatrice des espèces dans la cédraie de Théniet El Had.

4.2.2.6 – Profils écologiques

Dans le but d'analyser l'écologie des espèces aviennes par le biais des profils écologiques, nous traiterons pour chaque espèce l'ensemble de ses profils écologiques selon les descripteurs et dans les cinq cédraies retenues. Toutefois, vu le nombre important des profils et la complexité de leur interprétation un à un, nous avons identifié trois grandes tendances dans le comportement des espèces vis-à-vis des descripteurs :

Aucune tendance : lorsque le profil de l'espèce ne montre pas vraiment une préférence pour une classe particulière de ce descripteur. Ceci pourrait être probablement dû au fait que les descripteurs n'influent pas réellement sur cette espèce.

Tendance pour les valeurs faibles du descripteur : lorsque le comportement de l'espèce semble montrer certaines préférences pour les classes faible à moyennes du descripteur.

Tendance pour les fortes valeurs du descripteur : Correspond au cas où le profil de l'espèce laisse apparaître une préférence bien marquée pour les classes élevées du descripteur.

Pouillot de Bonelli (*Phylloscopus bonelli*)

Au niveau de la cédraie de Théniet El Had, les profils écologiques du Pouillot de Bonelli (figure 30) ne semblent pas présenter une tendance particulière vis-à-vis de l'anthropisation, de la pente, du recouvrement herbacé, de la surface et le volume totaux du houppier. Au niveau de Chréa, cette espèce ne montre aucune préférence pour les descripteurs suivants : les recouvrements arboré et arbustif, le taux de bois mort, le diamètre et la densité des arbres, les descripteurs relatifs au houppier ainsi que les surfaces terrière moyenne et totale.

Pour les descripteurs de la cédraie de Djurdjura, le Pouillot de Bonelli ne semble pas influencé par : le taux de cavité, le diamètre et la densité des arbres, la distance moyenne entre arbres, le taux de feuillus, la hauteur moyenne du fut, la présence de mousses et de lichen, les caractéristiques du houppier, les surfaces terrières moyenne et totale et le volume moyen de bois.

Dans la cédraie de Belezma, il s'agit de l'anthropisation, le diamètre et la densité des arbres, les différentes hauteurs mesurées, les caractéristiques du houppier et la Surface terrière moyenne.

Les recouvrements des différentes strates, le diamètre moyen des arbres, la distance entre ces derniers, les surfaces moyenne et totale du houppier ainsi que la surface terrière moyenne ne semblent pas exercer un effet sur la présence du Pouillot de Bonelli dans la cédraie de Khenchla.

Les descripteurs pour lesquels le Pouillot de Bonelli montre des préférences pour les classes faibles à moyennes sont variables selon les différentes cédraies. A Théniet El Had c'est le recouvrement arboré, le taux de bois mort ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le diamètre et la densité des arbres, la hauteur moyenne du fut, les surface terrière totale et moyenne,

les volumes de bois total et moyen, le taux de cavité ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) ainsi que le taux de feuillus.

Pour la cédraie de Chréa, il s'agit de l'anthropisation, le recouvrement général et celui de la strate herbacée, la distance entre les arbres, les hauteurs moyennes de l'arbre et du fût et les volumes de bois total et moyen. Alors qu'au Djurdjura, ce sont les recouvrements arbustif et herbacé, les hauteurs moyennes de l'arbre et du houppier ainsi que le volume total de bois.

Au Belezma, nous notons la pente, les recouvrements des trois strates, le taux de bois mort et le pourcentage de régénération, alors qu'à Khenchla, il s'agit de l'anthropisation, de la densité des arbres et du taux de cavités.

Le Pouillot de Bonelli est plus fréquent dans les stations présentant les fortes valeurs des descripteurs suivants : le recouvrement général et arbustif, le taux de régénération, la distance entre les arbres, les hauteurs moyennes de l'arbre ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la hauteur et la surface moyenne du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le volume moyens du houppier et la présence de mousses et de lichen sur les arbres au niveau de Théniet El Had. La pente, le taux de régénération et la surface totale du houppier pour Chréa. L'anthropisation, la pente, les recouvrements général et arboré, le taux de régénération, le taux de bois mort et la surface du houppier au niveau de la cédraie du Djurdjura. Le recouvrement arbustif, la distance entre les arbres, la surface terrière totale et les volumes de bois moyen et total pour Belezma. Tandis qu'au niveau de Khenchla les descripteurs concernés sont la pente, le taux de régénération, le taux de bois mort ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les hauteurs moyennes de l'arbre, du fût et du houppier, les volumes total et moyen du houppier, la surface terrière totale et les volumes de bois moyen et total.

Mésange noire (*Periparus ater*)

Les descripteurs pour lesquels la mésange noire est indifférente varient d'un habitat à l'autre. En effet, il s'agit de de la Pente, le taux de régénération, le diamètre et la hauteur moyens de l'arbre et la surface terrière pour la cédraie de Théniet El Had alors qu'au niveau de Chréa c'est les recouvrements général et arbustif, le diamètre moyen des arbres, les surfaces terrières moyenne et totale ainsi que le volume moyen de bois (figure 31).

Dans la cédraie du Djurdjura, il s'agit de la pente, du recouvrement arbustif, du taux de régénération, de la densité des arbres, de la Hauteur moyenne du fut et des surfaces terrières moyenne et totale.

Au Belezma, c'est le taux de bois mort, la densité des arbres, le diamètre et la hauteur moyens des arbres, la hauteur moyenne du fut, la surface totale et le volume moyen du houppier et la surface terrière totale. Cependant, à Khenchla, il s'agit de l'anthropisation, les recouvrements général et arboré, le diamètre moyen des arbres, la distance entre les arbres, les surfaces totale et moyenne du houppier, la surface terrière totale et les volumes de bois total et moyen.

Des préférences de cette espèce pour les valeurs faibles à moyennes de certains descripteurs ont été notées dans les différentes cédraies. Il s'agit des descripteurs suivants : l'anthropisation, le recouvrement général, le taux de bois mort, la densité d'arbre, la Hauteur moyenne du fut, la surface terrière totale, le volume total de bois, le taux de cavité et le taux de feuillus à Théniet El Had. L'anthropisation, la Pente, le recouvrement de la strate herbacée, le taux de régénération, la hauteur moyenne et les surface totale et moyenne du houppier ainsi que les volumes total et moyen du houppier au niveau de Chréa.

Le nombre de descripteurs concernés est plus important à Djurdjura. Il s'agit de la hauteur et du diamètre moyens des arbres, de la distance entre les arbres, des différents descripteurs relatifs aux caractéristiques du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les différents volumes de bois, les taux de cavité ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et de feuillus ainsi que la présence de mousses et lichens. Pour Belezma ce sont la pente, le recouvrement arboré, le taux de régénération, la surface moyenne et le volume total du houppier ; alors qu'à Khenchla cette tendance de l'espèce concerne les recouvrements arbustif et herbacé ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le taux de régénération et le taux de cavités.

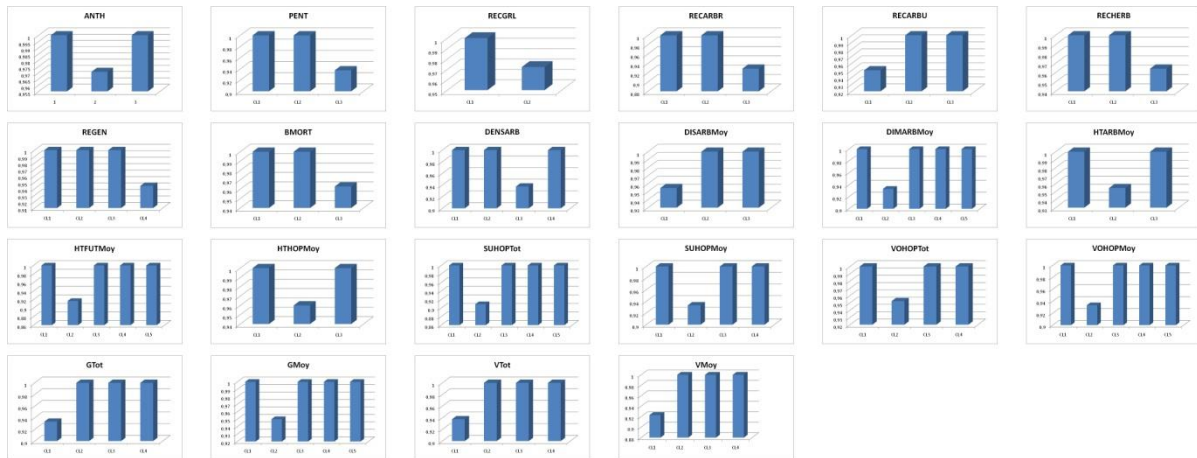
La Mésange noire s'est montrée attirée par les fortes valeurs de certains descripteurs dans les différents habitats étudiés. Toutefois, cette préférence varie entre ces habitats.

Au niveau de Théniet El Had, les préférences sont marquées pour les classes de fortes valeurs des recouvrements des trois strates (arborée, arbustive et herbacée), la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les caractéristiques du houppier en termes de hauteur, surface et volume et la présence de mousses et lichens. Pour la cédraie de Chréa, les descripteurs sont le recouvrement arboré, le taux de bois mort, la densité des arbres, la distance moyenne entre les arbres, les hauteurs moyennes des arbres et du fût ainsi que le volume total de bois. Au Djurdjura, on note l'anthropisation, les recouvrements général, arboré et herbacé et le taux de bois mort.

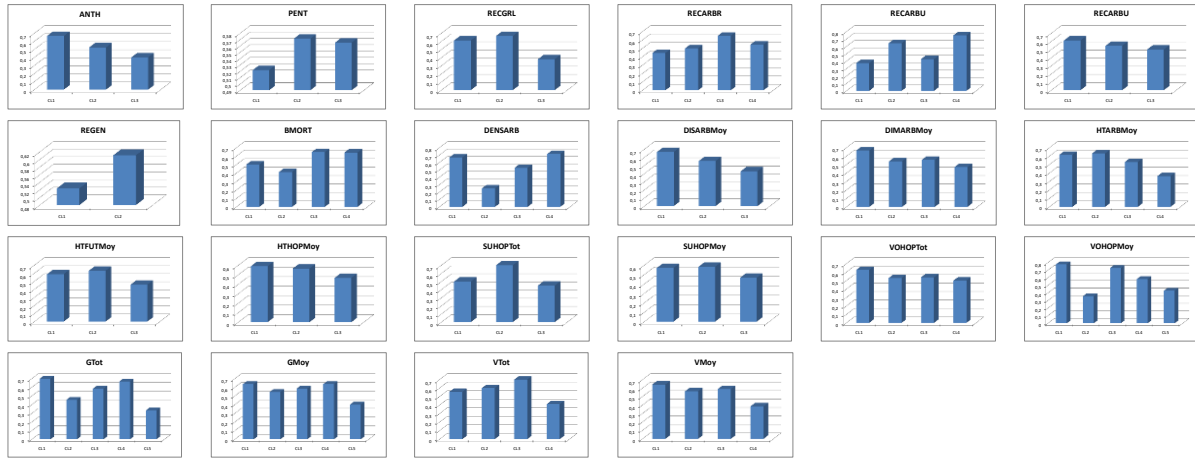
Pour ce qui est de la cédraie de Belezma, les préférences de la Mésange noire vont aux valeurs élevées de certains descripteurs à savoir : l'anthropisation, les recouvrements général, arbustif et herbacé, la distance entre les arbres, la hauteur moyenne du houppier, la surface terrière moyenne et les volumes total et moyen de bois. A Khenchla, nous retiendrons la pente, le taux de bois mort, la densité des arbres, les hauteurs moyennes du fût, de l'arbre et du houppier, les volumes moyen et total du houppier ainsi que la surface terrière moyenne.

Pouillot de Bonelli

BELEZMA



CHREA



DJURDJURA

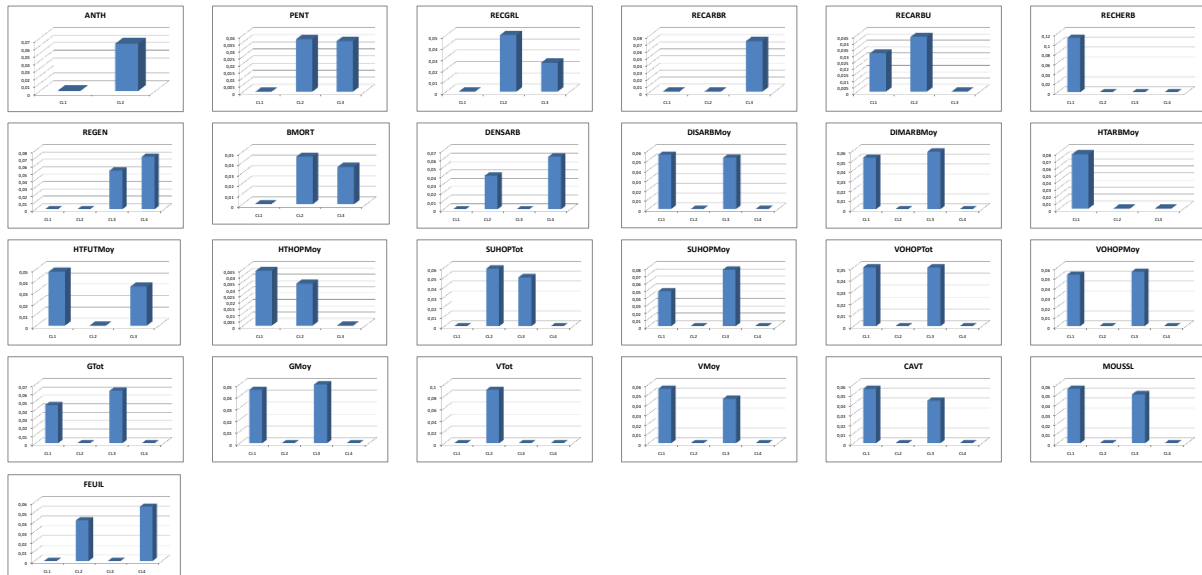


Figure 30 : Profils écologiques du Pouillot de Bonelli

Mésange noire

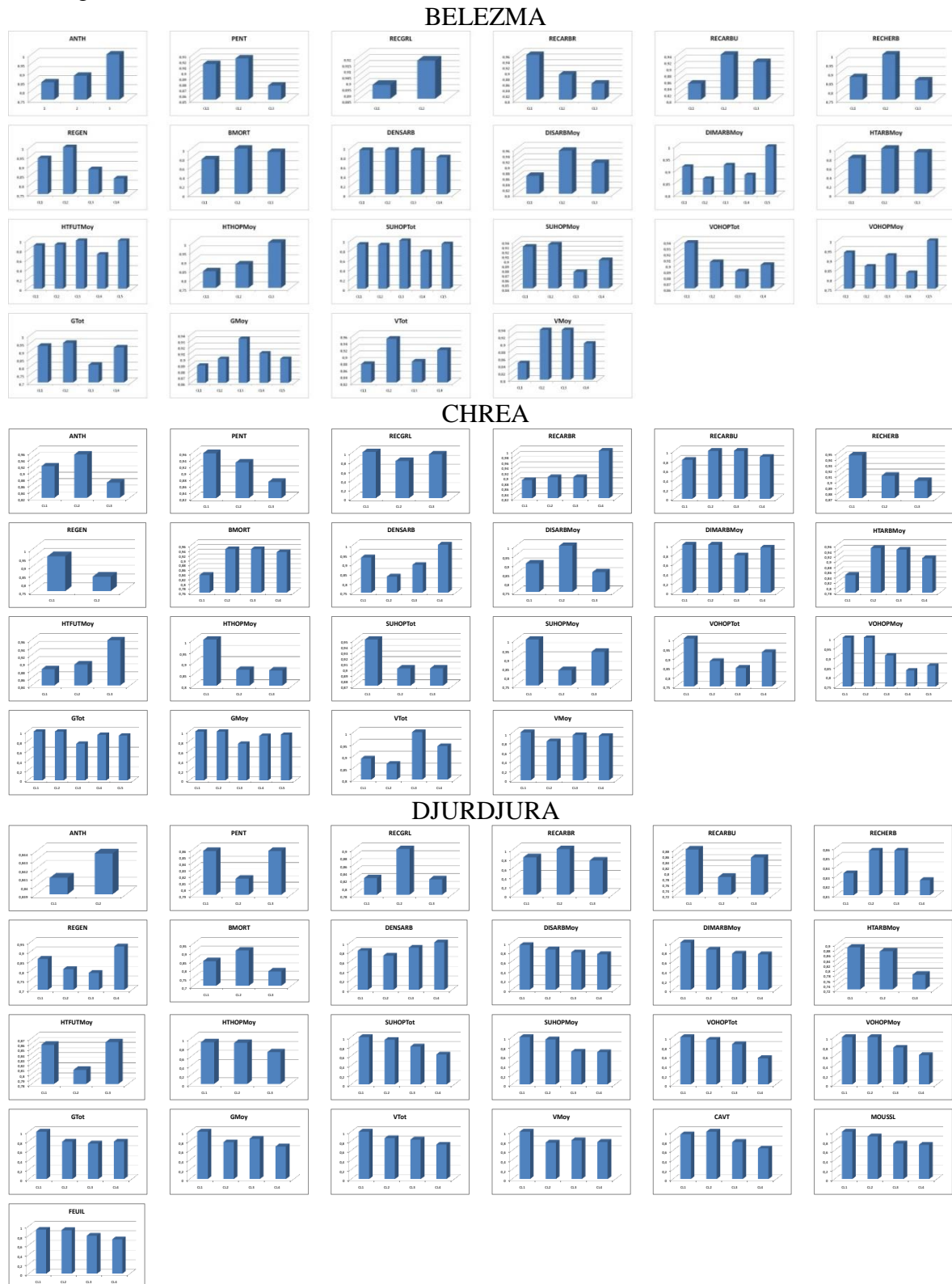
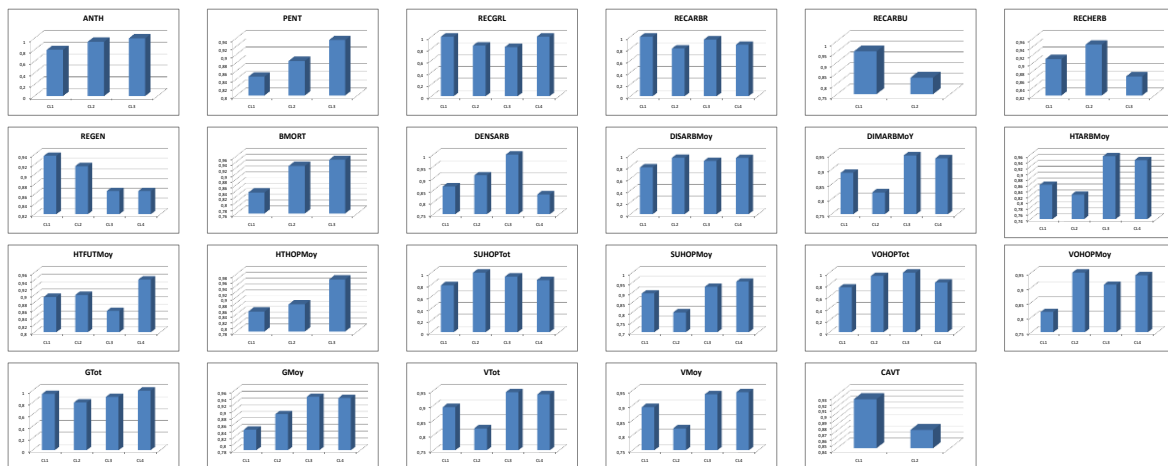


Figure 31 : Profils écologiques de la Mésange noire

Mésange noire

KHENCHLA



THENIET EL HAD



Figure 31bis : Profils écologiques de la Mésange noire

Pinson des arbres (*Fringilla coelebs*)

Cette espèce comme les deux précédentes, est présente dans les cinq cédraies, mais ses réactions aux différents descripteurs sont variables d'un habitat à l'autre.

Elle ne semble pas être influencée par les descripteurs suivants au niveau de la cédraie de Théniet El Had : l'anthropisation, la pente, le recouvrement arbustif, le taux de bois mort, la densité, le diamètre et la distance moyenne entre les arbres, les hauteurs moyennes de l'arbre et du houppier, le volume totale du houppier, les surfaces totale et moyennes du houppier, la surface terrière moyenne, le volume total de bois et enfin le taux de feuillus (figure 32).

Au sein de la cédraie de Chréa, il s'agit des descripteurs suivants : le recouvrement arbustif, le taux de bois mort, la densité des arbres, la distance VMoy entre les arbres, la hauteur et le

diamètre moyen des arbres, les caractéristiques du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne et le volume moyen de bois.

Parmi les descripteurs retenus dans la présente étude, douze d'entre eux ne semblent pas influencer la répartition du Pinson des arbres au Djurdjura. Il s'agit de la pente, des recouvrements général et arbustif, du taux de régénération, de la densité des arbres, de la distance moyenne entre les arbres, des caractéristiques du houppier, du taux de feuillus et de la présence de mousses et de lichens.

Les descripteurs auxquels le Pinson des arbres semble indifférent dans la cédraie de Belezma sont les recouvrements arboré et herbacé, le taux de régénération, la densité et le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne du fut, les caractéristiques du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne et le volume total de bois.

Les mêmes descripteurs que les autres cédraies reviennent au niveau de Khenchla à savoir l'anthropisation, le recouvrement arboré, le taux de bois mort, la densité et le diamètre moyen des arbres, la distance moyenne entre les arbres, les hauteurs moyennes du fût et de l'arbre, la surface totale et le volume moyen du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne et les volumes total et moyen de bois.

Le Pinson des arbres montre des préférences pour les valeurs faibles à moyennes de seulement quelques descripteurs au niveau de Théniet El Had. Il s'agit du taux de régénération, de la hauteur moyenne du fut, la surface terrière totale, le volume moyen de bois et le taux de cavités. Au niveau de Chréa par contre, on retrouve le taux de régénération, la pente, les recouvrements général, arboré et herbacé.

C'est au niveau de la cédraie du Djurdjura qu'on retrouve une multitude de descripteurs qui agissent sur la répartition du Pinson des arbres, nous citons l'anthropisation, le taux de bois mort, le diamètre moyen des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les hauteurs moyenne du fut, de l'arbre et du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le volume moyen de bois et le taux de cavités.

Quatre descripteurs sont notés pour la cédraie de Belezma. Ce sont l'anthropisation, le recouvrement arbustif ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la distance moyenne entre les arbres et le volume moyen de bois alors que pour Khenchla, on note la pente, les recouvrements arbustif et herbacé, le taux de régénération, la hauteur moyenne et le volume total du houppier et le taux de cavités.

Le pinson des arbres montre des préférences pour les valeurs élevées de certains descripteurs. Ces derniers peuvent toutefois être différents d'une cédraie à une autre. En effet, pour la cédraie de Théniet El Had, ces descripteurs sont les recouvrements général, arboré et herbacé, le volume moyen du houppier et la présence de mousses et lichen. Par contre à Chréa, ce sont d'autres descripteurs qui interviennent dans la répartition du Pinson à savoir l'anthropisation, les hauteurs moyennes du fut et du houppier, le volume total du houppier et le volume total de bois.

Deux descripteurs seulement sont enregistrés au Djurdjura, il s'agit des recouvrements arboré et herbacé. Dans les deux cédraies des Aurès, le Pinson semble préférer les fortes valeurs de pente, du recouvrement général, du taux de bois mort, de la hauteur moyenne des arbres et de la hauteur moyenne du houppier au sein de la cédraie de Belezma alors que les fréquences de cette espèce sont plus importantes dans les stations ayant de fort recouvrement général et des valeurs élevées de la surface moyenne du houppier au niveau de la cédraie Khenchla.

Pinson des arbres



Figure 32 : Profils écologiques du Pinson des arbres.

Pinson des arbres



Figure 32bis : Profils écologiques du Pinson des arbres

Roitelet triple bandeau (*Regulus ignicapilla*)

Les descripteurs auxquels le Roitelet triple bandeau est indifférent et ne montre aucune tendance du point de vue répartition de ses fréquences, sont assez nombreux dans certaines cédraies (figure 33).

Au niveau de Théniet El Had, on enregistre douze (12) descripteurs à savoir l’anthropisation, les recouvrements arbustif et herbacé, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre et la hauteur moyens des arbres, la hauteur moyenne du fut, la surface totale du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne, le volume total de bois et le taux de feuillus. Par contre à Chréa on retrouve seulement six (06) descripteurs soit la pente, la densité des arbres, le volume total du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne et le volume moyen de bois.

Neuf descripteurs ne semblent pas influencer les fréquences de cette espèce au niveau de la cédraie du Djurdjura. Il s'agit du taux de régénération, de la densité des arbres, de la distance moyenne entre les arbres, de la surface et du volume moyens du houppier, des surfaces terrières totale et moyenne, du volume total de bois et du taux de feuillus.

Dans la cédraie de Belezma, on notera le recouvrement arboré, la densité et le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyennes du fût, de l'arbre et du houppier, la surface et le volume totaux du houppier, la surface terrière moyenne et le volume moyen de bois.

Dans la cédraie de Khenchla, les descripteurs concernés sont les recouvrement général, arboré et herbacé, le taux de régénération, la densité et le diamètre moyen des arbres, la distance moyenne entre les arbres, les hauteurs moyennes du fût et du houppier, les surfaces totale, moyenne et le volume moyen du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne, les volumes total et moyen de bois.

Cette espèce montre aussi des préférences pour les classes faibles à moyennes de certains descripteurs, mais ces derniers diffèrent d'une cédraie à l'autre. Dans la cédraie de Théniet El Had, le Roitelet triple bandeau montre des préférences pour les classes faibles à moyennes du taux de régénération, du taux de bois mort ainsi que le taux de cavités. Cependant, dans la cédraie de Chréa, les descripteurs concernés sont les recouvrement général et herbacé, le taux de régénération, la distance entre les arbres, le diamètre moyen des arbres et les caractéristiques du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis).

Pour le Djurdjura, nous notons les recouvrements arbustif et herbacé, la hauteur et le diamètre moyens des arbres, les hauteurs moyennes du fût et du houppier, le volume total du houppier, le volume moyen de bois et le taux de cavités.

Concernant la cédraie de Belezma, les descripteurs sont la pente, le recouvrement général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et arbustif, la distance moyenne entre les arbres et la surface moyenne du houppier. Par contre on note seulement trois (03) descripteurs à Khenchla à savoir le recouvrement arbustif, le taux de bois mort et la hauteur moyenne des arbres.

Les descripteurs dont les classes de fortes valeurs sont favorables pour le Roitelet triple bandeau sont selon les cédraies comme suit :

Pour la cédraie de Théniet El Had, on cite la Pente, les recouvrements général et arboré, la densité des arbres, les caractéristiques du houppier, le volume moyen de bois et la présence de mousses et lichens. A Chréa, il est question des descripteurs suivants à savoir l'anthropisation, le recouvrement arboré et arbustif, le taux de bois mort ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les hauteurs moyennes du fût et des arbres et le volume total de bois. Concernant la cédraie du Djurdjura, ces descripteurs sont l'anthropisation, la pente, les recouvrements général et arboré, le taux de bois mort, la surface totale du houppier et la présence de mousses et lichens.

Au niveau de la cédraie de Belezma, les descripteurs sont l'anthropisation, le recouvrement herbacé, le taux de régénération, le taux de bois mort, la surface terrière totale et le volume total

de bois alors qu'au sein de la cédraie de Khenchla, on retrouve le descripteur anthropisation, la pente, le volume total du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et le taux de cavités.

Roitelet triple bandeaux

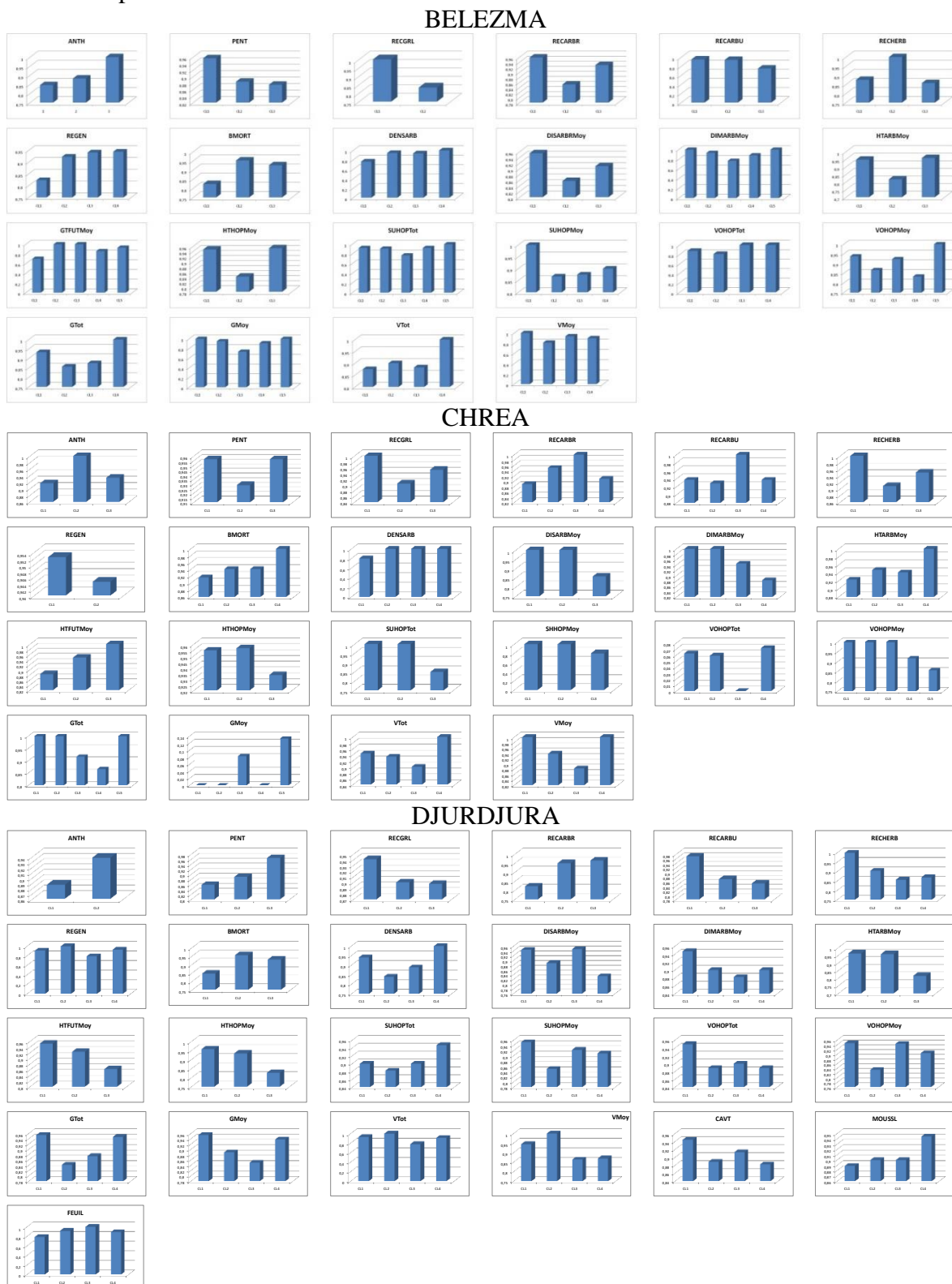


Figure 33 : Profils écologiques du Roitelet triple bandeaux

Roitelet triple bandeaux

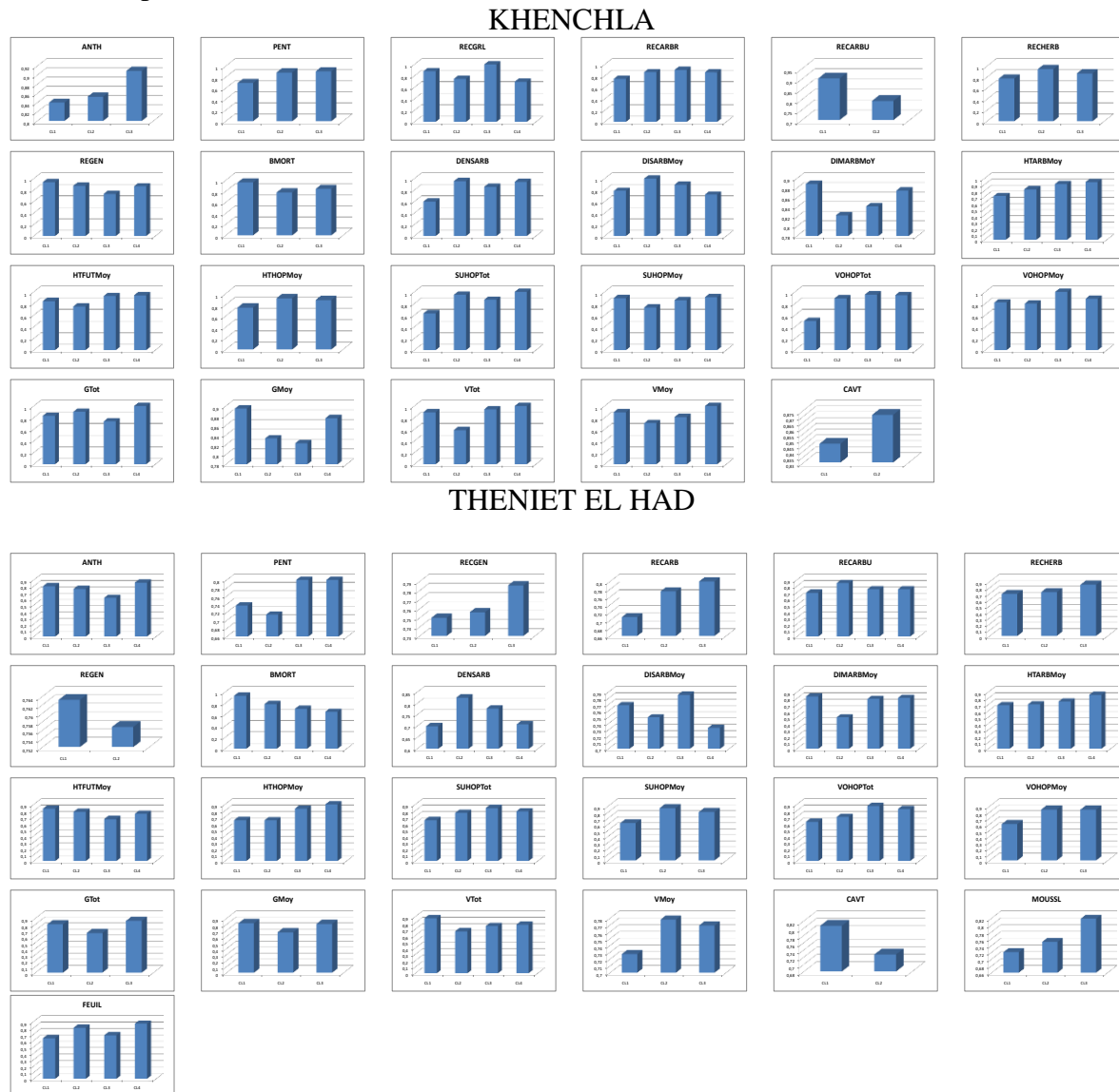


Figure 33bis : Profils écologiques du Roitelet triple bandeaux

Pigeon ramier (*Columba palumbus*)

Notons que cette espèce n'a pas été retenue pour la cédraie de Khenchla étant donné que sa fréquence est inférieure à 20 %.

Le Pigeon ramier se montre indifférent à la densité des arbres au niveau des quatre cédraies où il a été retenu. D'autres descripteurs viennent se joindre à ce dernier en fonction des différentes cédraies. En effet, à Théniet El Had, cette espèce est aussi indifférente à l'anthropisation, la pente et le recouvrement général. Au niveau de Chréa c'est les surfaces terrières totale et moyenne. Au Djurdjura, les descripteurs concernés sont le recouvrement de la strate herbacée, le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne du fut, la surface totale et le volume moyen du houppier, la surface terrière totale et les volumes total et moyen de bois. Dans la cédraie de

Khenchla, cette espèce est indifférente à seulement deux (02) descripteur en l'occurrence le diamètre moyen des arbres et la hauteur moyenne du fut (figure 34).

Les profils écologiques qui montrent une certaines préférence du Pigeon ramier pour les valeurs faibles à moyennes des descripteurs au niveau de Théniet El Had, sont ceux du recouvrement arbustif, du taux de régénération, des surfaces totale et moyenne du houppier et du taux de cavités. Au niveau de Chréa ce sont l'anthropisation, le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyennes du fut et des arbres, les descripteurs relatifs aux houppiers (hauteur moyenne, surfaces totale et moyennes, le volume total) et enfin, les volumes total et moyen de bois.

Pour la cédraie du Djurdjura, nous avons noté cette tendance du Pigeon ramier pour l'anthropisation, la pente, la distance moyenne entre les arbres, la surface moyenne et le volume total du houppier, la surface terrière moyenne, le taux de cavités, le taux de feuillus ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et la présence de mousses et lichens ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis).

Concernant la cédraie de Belezma, il s'agit du recouvrement arboré ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la hauteur moyenne des arbres, les caractéristiques du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les surfaces terrières totale et moyenne et les volumes total et moyen de bois.

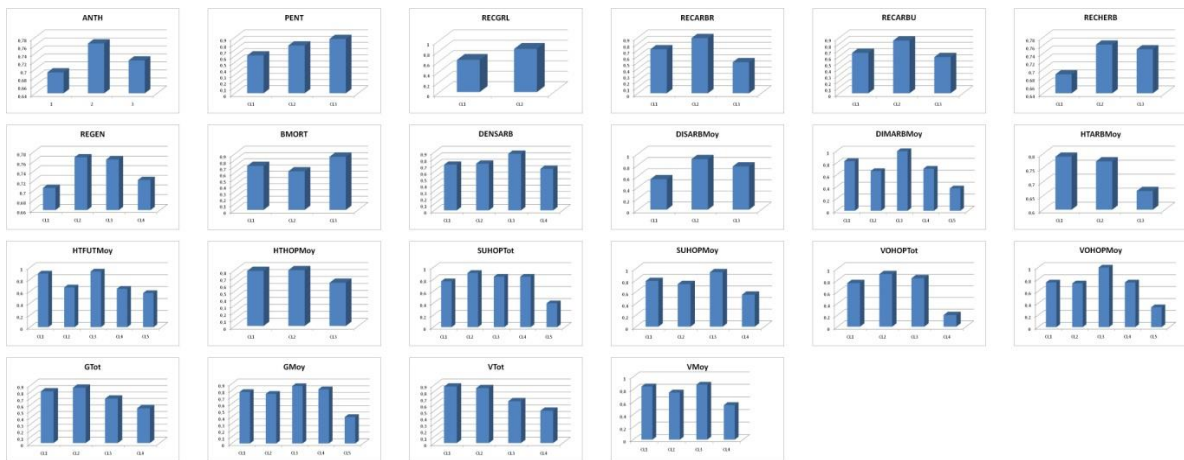
Les descripteurs écologiques retenus et dont les grandes valeurs semblent attractives pour le Pigeon ramier sont nombreux et différent entre les quatre cédraies. Au sein de Théniet El Had, il s'agit des recouvrements arboré et herbacé, du taux de bois mort, de la distance moyenne entre les arbres, du diamètre moyen des arbres, des hauteurs moyennes du fut, de l'arbre et du houppier, des volumes total et moyen du houppier, des surfaces terrières moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et totale, des volumes total et moyen de bois, du taux de feuillus et de la présence de mousses et lichens.

Pour Chréa, ce sont la pente, les recouvrements des différentes strates de végétation, le taux de régénération, le taux de bois mort ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la distance moyenne entre les arbres et le Volume moyen du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) alors que pour le Djurdjura, les descripteurs sont les recouvrements général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), arboré et arbustif, le taux de régénération, le taux de bois mort, les hauteurs moyennes des arbres et des houppiers.

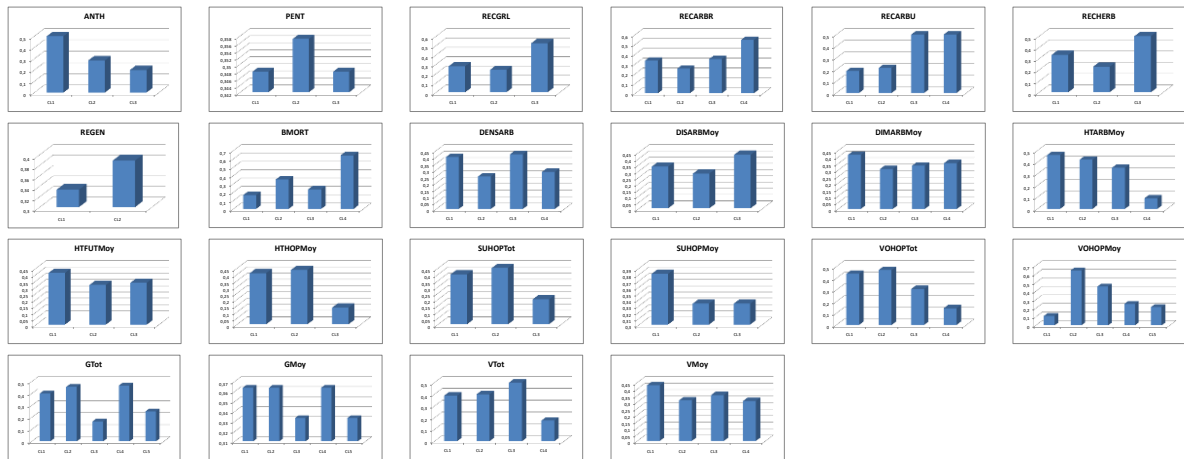
Concernant la cédraie de Belezma, le Pigeon ramier préfère les valeurs élevées des descripteurs suivants à savoir l'anthropisation, la pente, les recouvrements général, arbustif et herbacé, le taux de régénération, le taux de bois mort et la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis).

Pigeon ramier

BELEZMA



CHREA



DJURDJURA



Figure 34 : Profils écologiques du Pigeon ramier

Pigeon ramier

THENIET EL HAD



Figure 34bis : Profils écologiques du Pigeon ramier

Grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*)

Les profils écologiques de cette espèce nous révèlent le comportement de cette dernière vis-à-vis les descripteurs écologiques retenus (figure 35). Nous constatons à première vue, que cette espèce est indifférente à certains descripteurs qui sont pour la cédraie de Théniet El Had comme suit : l’anthropisation, le recouvrement général, le taux de bois mort, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne du houppier et le volume total de bois.

Pour Chréa, il s’agit de la densité et du diamètre moyen des arbres, les caractéristiques du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne et le volume moyen de bois. Cette espèce est indifférente à un seul descripteur au Djurdjura soit le recouvrement de la strate herbacée alors que pour la cédraie de Belezma, nous notons plusieurs descripteurs tels que les recouvrements arboré, arbustif et herbacé, le taux de bois mort, le diamètre moyen des arbres, les différentes caractéristiques du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne et le volume total de bois.

Au niveau de la cédraie de Khenchla, ces descripteurs sont la pente, la densité des arbres, la distance moyenne entre les arbres, la hauteur et la surface moyenne du houppier.

Le Grimpereau des jardins montre des préférences pour les faibles valeurs des descripteurs suivant au niveau de la cédraie de Théniet El Had : les recouvrements arbustif et herbacé, la surface terrière totale et le taux de cavités. Au niveau de la cédraie de Chréa, d’autres descripteurs sont notés à savoir le recouvrement arbustif, le taux de bois mort, la hauteur moyenne des arbres et la surface moyenne du houppier.

Pour la cédraie du Djurdjura, les descripteurs concernés sont l'anthropisation ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la pente, les recouvrements général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), arboré et arbustif, le taux de régénération ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la densité des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et la hauteur moyenne du fut ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis). Au niveau de Belezma, c'est l'anthropisation, la distance moyenne entre les arbres, la hauteur moyenne du houppier et le volume moyen de bois.

Cette espèce montre des préférences pour les valeurs élevées d'une multitude de descripteurs dans les différents habitats. En effet, dans la cédraie de Théniet El Had, les descripteurs concernés sont la pente, le recouvrement arboré, le taux de régénération, la densité des arbres, les hauteurs moyennes du fut et des arbres, les caractéristiques du houppier, la surface terrière moyenne, le volume moyen de bois, le taux de feuillus ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et la présence de mousses et lichens.

Pour Chréa, il s'agit de l'anthropisation, la pente, les recouvrements général, arboré et herbacé, le taux de régénération, la distance moyenne entre les arbres, la hauteur moyenne du fut et le volume total de bois.

Au Djurdjura, les descripteurs dont les fortes valeurs sont recherchées par cette espèce sont le taux de bois mort, la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le diamètre moyen des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la hauteur moyenne des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les caractéristiques du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les surfaces terrières totale et moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les volumes total et moyen de bois ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le taux de feuillus, le taux de cavités ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et la présence de mousses et lichens ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis).

A Belezma, c'est les valeurs fortes des descripteurs pente, recouvrement général, taux de régénération, densité des arbres, hauteur moyenne des arbres et hauteur moyenne du fut qui sont recherchées par cette espèce alors qu'au niveau de Khenchla ce sont les descripteurs suivants : l'anthropisation, les recouvrements des différentes strates, le taux de régénération, le taux de bois mort, le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyennes du fut et des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la surface moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et les volumes (total et moyen) du houppier, les surfaces terrières totale ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et moyenne, les volume moyen et total de bois ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et enfin le taux de cavités.

Grimpereau des jardins

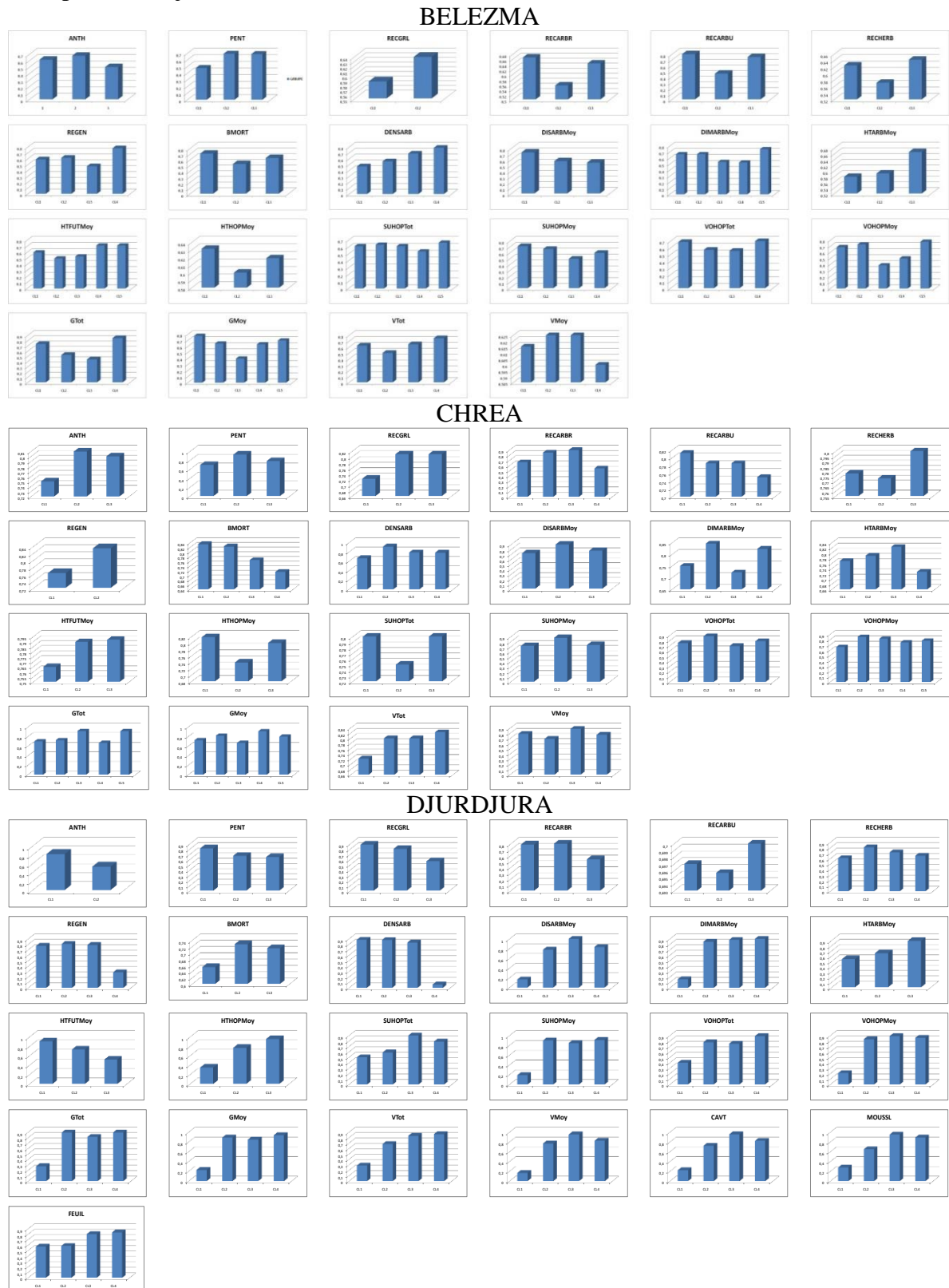


Figure 35 : Profils écologiques du Grimpereau des jardins

Grimpereau des jardins

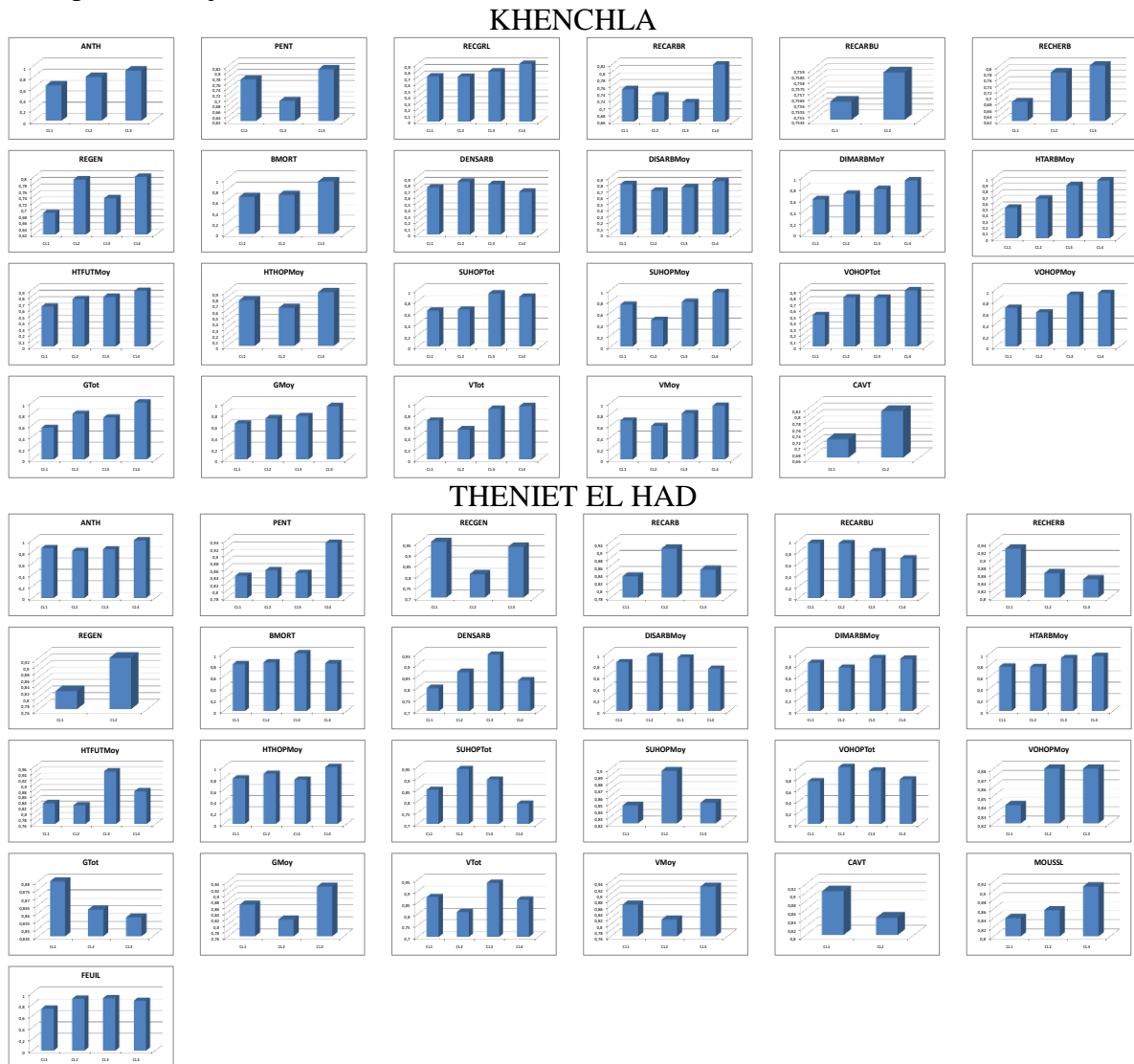


Figure 35bis : Profils écologiques du Grimpereau des jardins

Troglodytes mignon (*Troglodytes troglodytes*)

Cette espèce n'a pas été retenue pour les cédraies de Théniet El Had et Chréa étant donné que ses fréquences dans ces habitats sont inférieures à 20 %.

Au niveau de la cédraie du Djurdjura, le Troglodytes mignon, se montre indifférent à certains descripteurs en l'occurrence les recouvrements arbustif et herbacé, le volume total et moyen du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne et la présence de mousses et lichens. Pour Belezma, il s'agit de l'anthropisation, des hauteurs moyennes du fut et des arbres et de la surface totale du houppier. Notre espèce est indifférente à deux descripteurs au niveau de la cédraie de Khenchla à savoir la surface totale et le volume moyen du houppier (figure 36).

Dans la cédraie du Djurdjura, le Troglodytes mignon montre certaines préférences pour les valeurs faibles à moyennes des descripteurs suivants à savoir l'anthropisation, le taux de

régénération, la distance moyenne entre les arbres et la hauteur moyenne du fut. Alors qu'à Belezma, les descripteurs concernés sont la pente, les recouvrements des différentes strates, le taux de régénération et la densité des arbres.

Au niveau de la cédraie de Khenchla, les descripteurs sont plus nombreux à savoir l'anthropisation, les recouvrements arbustif et herbacé, le taux de régénération, le taux de bois mort, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyennes du fut et des arbres, la surface moyenne du houppier, la surface terrière moyenne, le volume total et moyen de bois et le taux de cavités ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis).

Les profils écologiques du Troglydites mignon qui montrent les préférences de cette espèce aux valeurs élevées concernent au niveau de Djurdjura, les descripteurs suivants : la pente, les recouvrements général et arboré, le taux de bois mort, la densité et le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyennes des arbres et du houppier, la surface totale et moyenne du houppier, le volume total et moyen de bois, le taux de feuillus et le taux de cavités. Pour Belezma, il s'agit du taux de bois mort, de la distance moyenne entre les arbres, du diamètre moyen des arbres, des caractéristiques du houppier, des surfaces terrières totale et moyenne et des volumes total et moyen de bois.

Dans la cédraie de Khenchla, les descripteurs concernés sont la pente, les recouvrements général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et arboré, la densité des arbres, la hauteur moyenne et le volume total du houppier ainsi que la surface terrière totale.

Rougegorge familial (*Erithacus rubecula*)

Notons que cette espèce n'a pas été retenue pour Théniet El Had (fréquence inférieure à 20%).

Les descripteurs pour lesquels le Rougegorge est indifférents sont au nombre de trois (03) pour Chréa à savoir l'anthropisation, la hauteur moyenne des arbres et le volume moyen du houppier. Pour le Djurdjura, il s'agit du taux de régénération, du diamètre moyen des arbres, des caractéristiques du houppier, des surfaces terrières totale et moyenne, du volume total et moyen de bois, du taux de cavités et de la présence de mousses et lichens (figure 37).

Au niveau de Belezma, ces descripteurs sont au nombre de six (06). Ce sont le recouvrement arbustif, le taux de bois mort, le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne du fut, la surface terrière moyenne et le volume moyen de bois. Concernant la cédraie de Khenchla, le Rougegorge familial est indifférent à la hauteur moyenne des arbres, la hauteur moyenne du fut et le volume moyen du houppier.

Les valeurs faibles de certains descripteurs semblent être appréciées par cette espèce. Il s'agit pour Chréa de la pente, des recouvrements général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et herbacé ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), de la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du diamètre moyen des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), de la hauteur moyenne du fut, de la surface moyenne et du volume total du houppier, des surfaces terrières totale et moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et des volumes total et moyen de bois ($\alpha =$

0,05, test de Kruskal-Wallis) alors que pour Djurdjura c'est l'anthropisation, la pente, le recouvrement général et arboré, le taux de bois mort, le taux de feuillus.

Dans la cédraie de Belezma, on note l'anthropisation, le recouvrement arboré, la densité des arbres, la surface et le volume totaux du houppier et la surface terrière totale alors qu'à Khenchla il s'agit de l'anthropisation ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du recouvrement herbacé, du taux de bois mort, de la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du diamètre moyen des arbres, des surfaces totale et moyenne du houppier, des volumes total et moyen de bois et du taux de cavités.

Les préférences de cette espèce aux valeurs élevées de certains descripteurs varient d'une cédraie à l'autre. En effet, pour Chréa les descripteurs pour lesquels le Rougegorge préfère les fortes valeurs sont les recouvrements arboré et arbustif, le taux de régénération, le taux de bois mort, la densité des arbres, la hauteur moyenne du houppier et la surface totale du houppier. Pour le Djurdjura, il s'agit des recouvrements arbustif et herbacé, de la densité des arbres, de la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), des hauteurs moyennes du fut, de l'arbre et du houppier.

Au niveau de la cédraie de Belezma, les profils écologiques concernés sont ceux des descripteurs pente, recouvrements général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et herbacé ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), taux de régénération, distance moyenne entre les arbres, hauteur moyenne des arbres, hauteur, surface et volume moyens du houppier et volume total de bois.

Les descripteurs identifiés au niveau de Khenchla sont au nombre de dix (10), il s'agit de la pente, des recouvrements général, arboré et arbustif ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du taux de régénération, de la densité des arbres, de la hauteur moyenne et le volume total du houppier et des surfaces terrières totale et moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis).

Gobemouche Gris (*Muscicapa striata*)

Cette espèce n'a été retenue que pour la cédraie de Belezma. Ses fréquences dans les cédraies de Djurdjura, Théniet El Had et Khenchla sont inférieures à 20 % alors qu'elle n'a pas été contactée à Chréa. Les profils écologiques du Gobemouche gris pour les descripteurs hauteur moyenne du fut, surface moyenne du houppier, volume total du houppier et volume moyen du houppier, ne montrent aucune influence de ces descripteurs sur la présence de cette espèce (figure38).

Par contre, elle semble apprécier les stations où les descripteurs suivants présentent des valeurs faibles à moyennes. Il s'agit des descripteurs pente ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), recouvrement général, taux de bois mort, densité des arbres, diamètre moyen des arbres, hauteur moyenne des arbres, hauteur moyenne du houppier, surface totale du houppier, surface terrière totale, volume total de bois. Le Gobemouche gris montre des préférences pour les valeurs élevées des descripteurs suivants : l'anthropisation, les recouvrements des différentes strates, le taux de régénération ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la distance moyenne entre les arbres, la surface terrière moyenne et le volume moyen de bois.

Troglodytes mignon

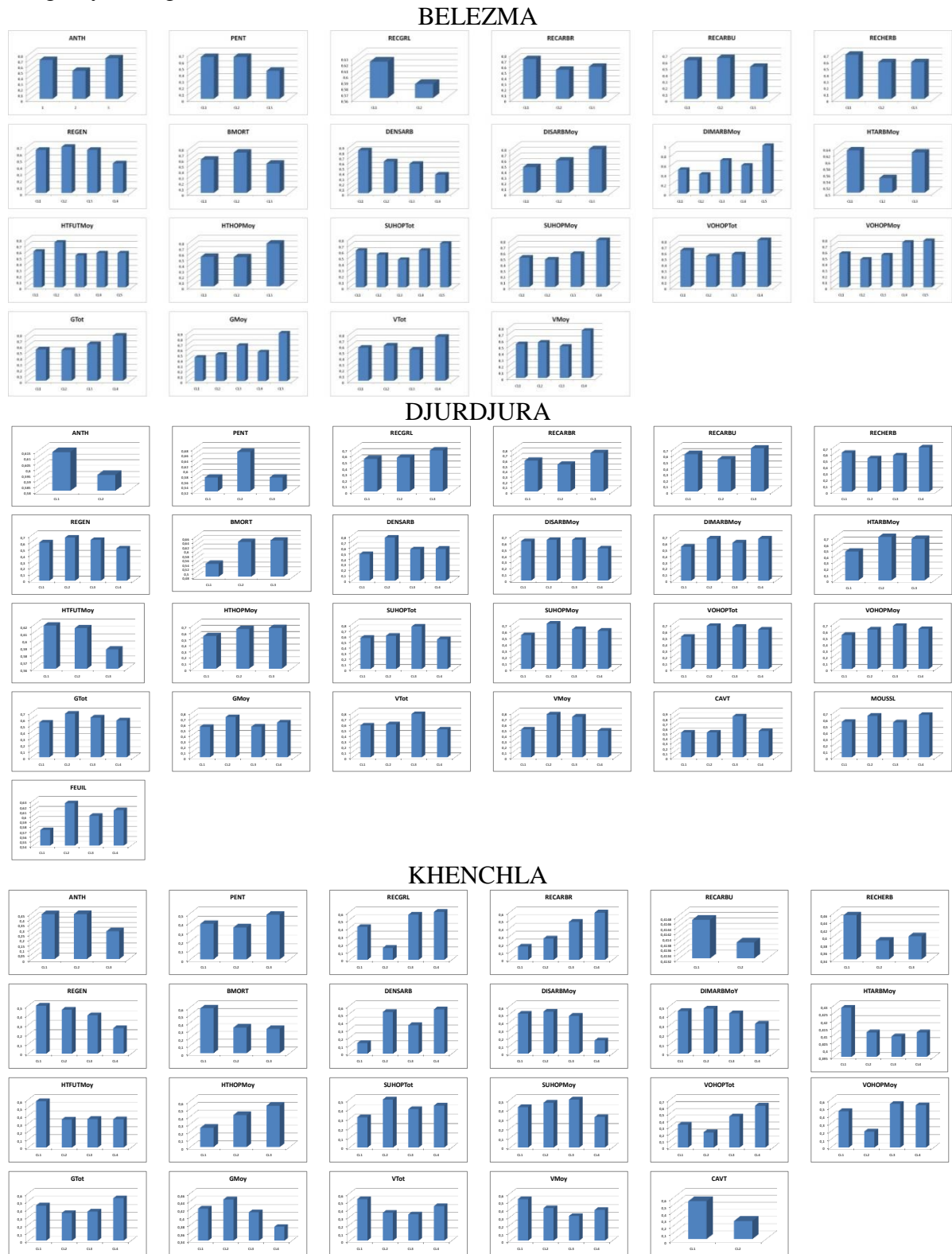
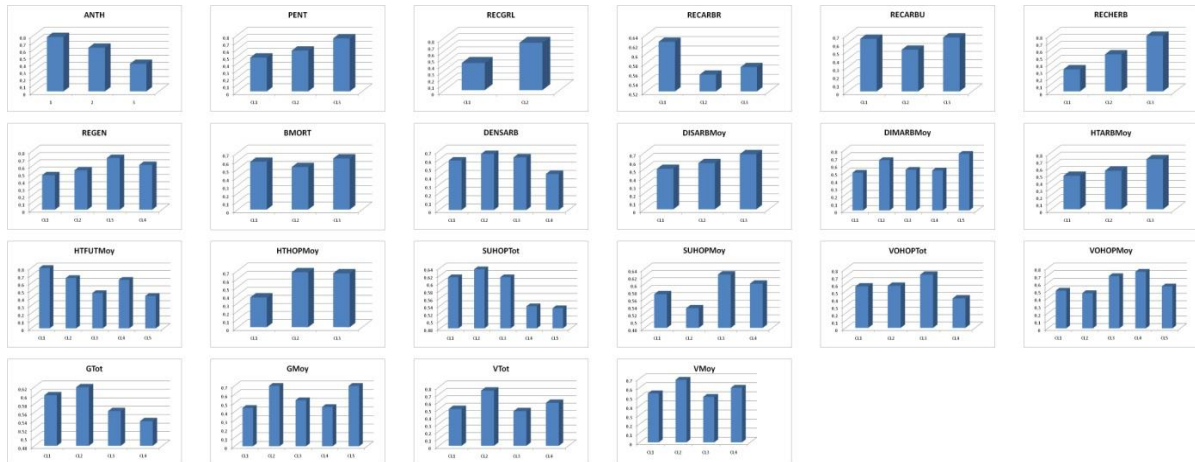


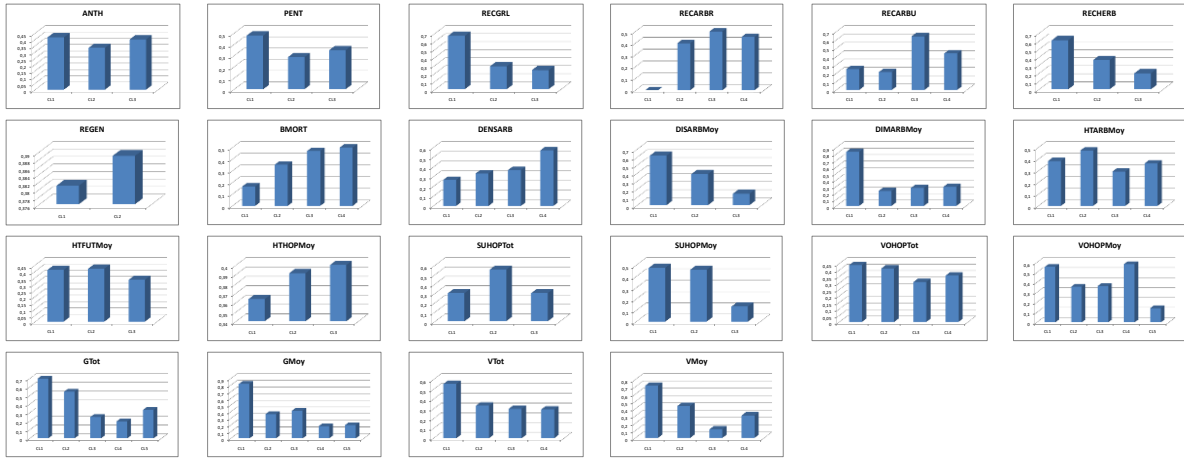
Figure 36 : Profils écologiques du Troglodytes mignon

Rougegorge familial

BELEZMA



CHREA



DJURDJURA



Figure 37 : Profils écologiques du Rougegorge familial

Rougegorge familial

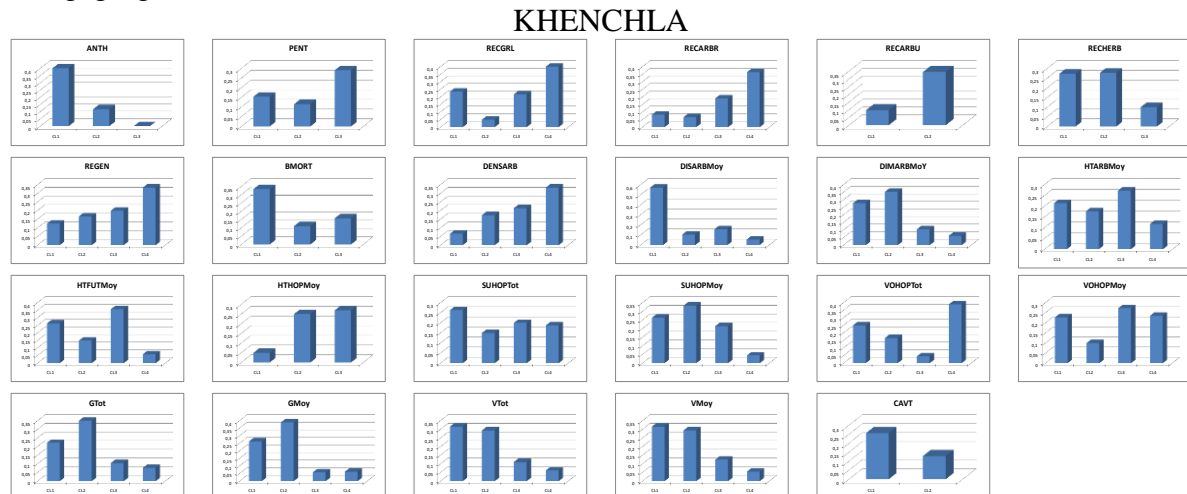


Figure 37bis : Profils écologiques du Rougegorge familial

Gobemouche gris

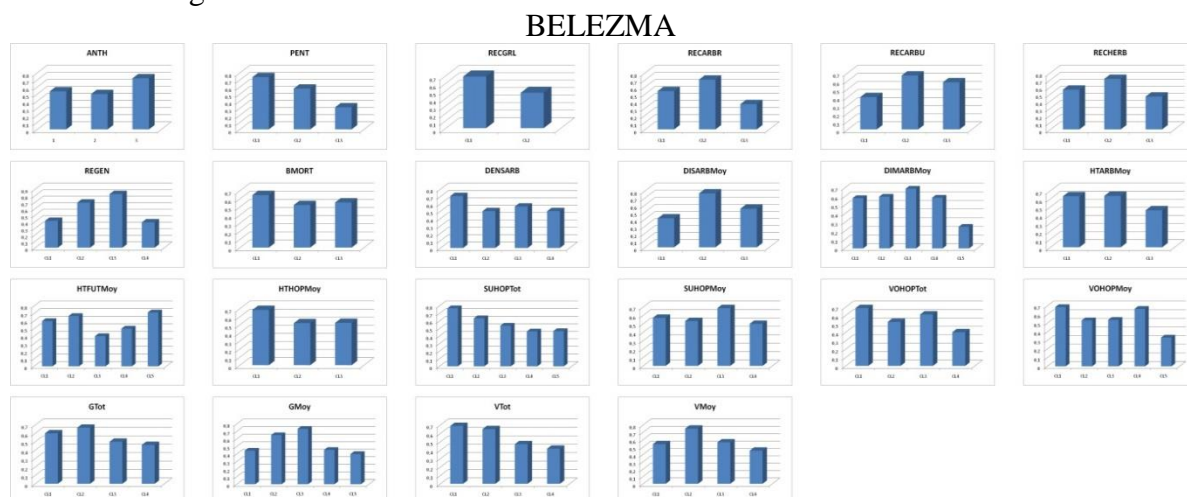


Figure 38 : Profils écologiques du Gobemouche gris

Serin cini (*Serinus serinus*)

Cette espèce n'a pas été retenue pour la cédraie de Théniet El Had, sa fréquence est inférieure à 20 %.

Le Serin cini semble indifférent à plusieurs descripteurs au niveau de nos cédraies. A Chréa, son profil écologique montre une indifférence à la hauteur moyenne des arbres et au volume total du houppier. Au Djurdjura, il n'est pas sensible aux recouvrements général, arboré et herbacé, à la surface totale du houppier, au volume total de bois, au taux de cavités et à la présence de mousses et lichens (figure 39).

Au niveau de Belezma, les descripteurs concernés sont le recouvrement arboré, le taux de régénération, la hauteur moyenne du fut, la surface moyenne du houppier, le volume total et moyen du houppier et le volume total de bois, alors qu'à Khenchla, il s'agit du recouvrement arboré, du diamètre moyen des arbres, de la hauteur moyenne du fut, de la hauteur moyenne du houppier, du volume total du houppier, de la surface terrière moyenne, des volumes total et moyen de bois.

Les descripteurs écologiques dont les faibles valeurs sont préférées par le Serin cini sont : l'anthropisation, le recouvrement arboré, le taux de bois mort, la densité des arbres et la surface totale du houppier au niveau de Chréa.

Dans la cédraie du Djurdjura, il s'agit de l'anthropisation ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), de la pente ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du taux de régénération ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du taux de bois mort et du taux de feuillus. Pour la cédraie de Belezma ces descripteurs sont : l'anthropisation, le taux de bois mort, la densité des arbres, le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne des arbres, la hauteur moyenne du houppier, la surface totale du houppier et les surfaces terrières totale et moyenne.

Dans la cédraie de Khenchla, les descripteurs concernés sont l'anthropisation, le recouvrement général et arbustif, le taux de régénération, la densité des arbres, et la hauteur moyenne des arbres.

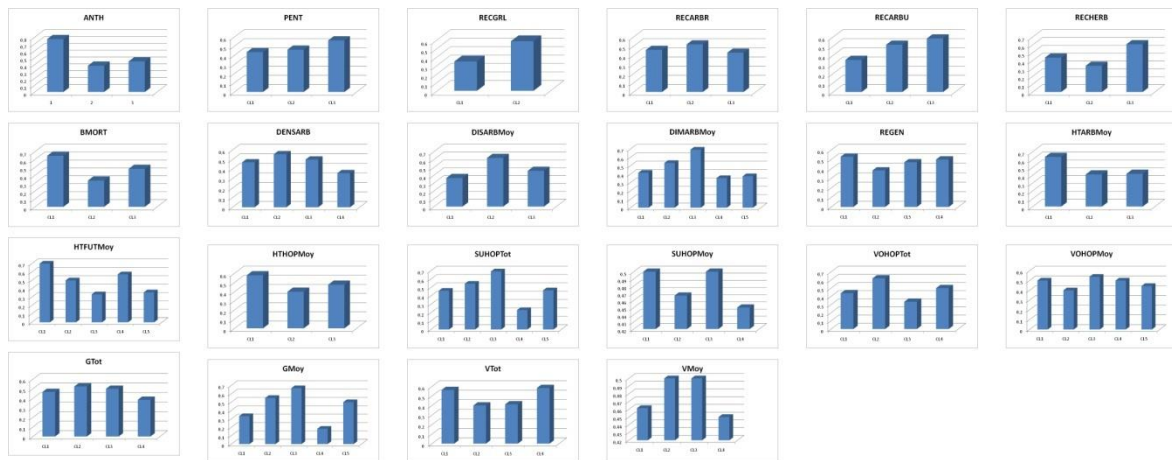
Les profils écologiques de certains descripteurs révèlent que cette espèce préfère les valeurs élevés de ces derniers. En effet, à Chréa, il s'agit de la pente, le recouvrement général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), arbustif et herbacé ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le taux de régénération ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la hauteur moyenne du fut, la hauteur moyenne du houppier, la surface moyenne du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le volume moyen du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne et le volume total et moyen de bois.

Pour le Djurdjura, il s'agit du recouvrement arbustif, de la densité des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), de la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du diamètre moyen des arbres, de la hauteur moyenne des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), de la hauteur moyenne du fut, de la hauteur moyenne du houppier, de la surface moyenne du houppier, du volume total et moyen du houppier, des surfaces terrières totale et moyenne et du volume moyen de bois.

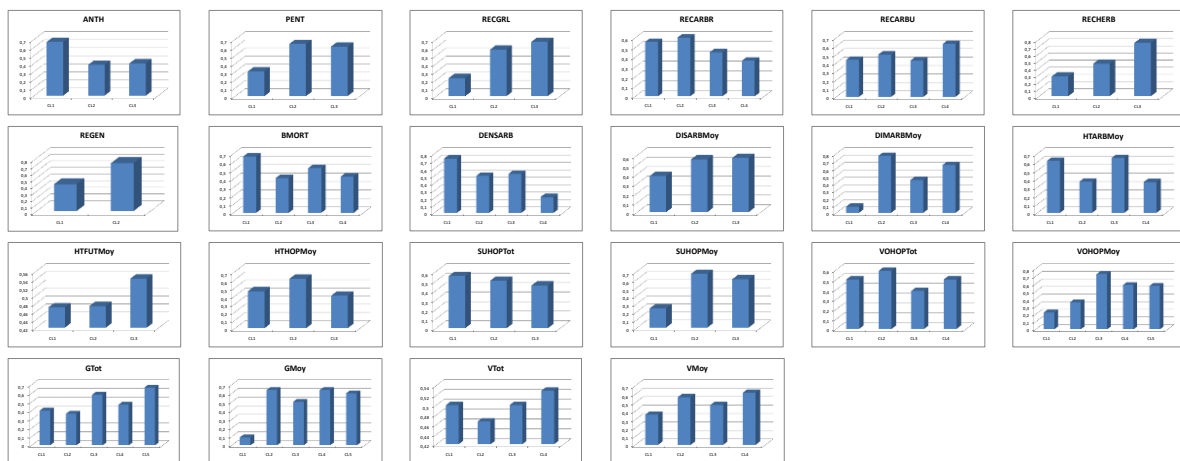
Pour la cédraie de Belezma, ce sont la pente, les recouvrements général, arbustif et herbacé, la distance moyenne entre les arbres et le volume moyen de bois, alors qu'à Khenchla, notre espèce préfère les fortes valeurs de la pente, du recouvrement herbacé ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du taux de bois mort, de la distance moyenne entre les arbres, des surfaces totale ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et moyenne du houppier, du volume moyen du houppier, de la surface terrière totale et du taux de cavités.

Serin cini

BELEZMA



CHREA



DJURDJURA



Figure 39 : Profils écologiques du Serin cini

Serin cini

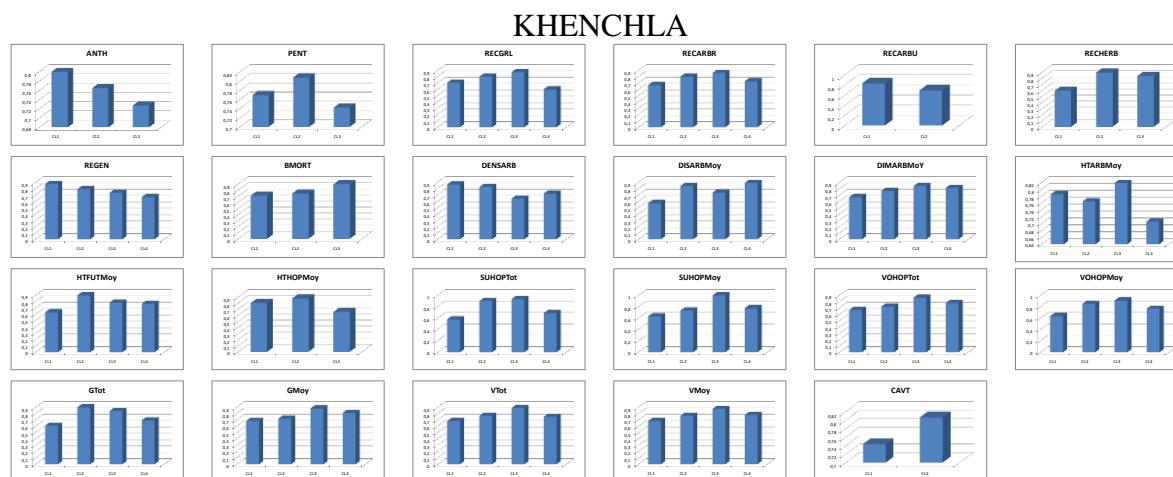


Figure 39bis : Profils écologiques du Serin cini

Mésange charbonnière (*Parus major*)

La Mésange charbonnière n’a pas été retenue pour la cédraie de Khenchla (fréquence inférieure à 20 %).

Présente dans quatre cédraies avec des fréquences supérieures à 20 %, la Mésange charbonnière ne présente aucune préférence pour le recouvrement arbustif, la densité des arbres, la hauteur moyenne du houppier, la surface totale du houppier, le volume total du houppier et le volume total de bois au niveau de Théniet El Had. A Chréa, il s’agit du recouvrement arboré, de la distance moyenne entre les arbres, de la hauteur moyenne du fut, du volume moyen du houppier, de la surface terrière totale et des volumes total et moyen de bois (figure 40).

Au niveau du Djurdjura, les descripteurs concernés sont la pente, le recouvrement herbacé, le taux de régénération, le taux de bois mort, le diamètre moyen des arbres, la surface totale du houppier, le volume total du houppier et le volume total de bois. A Belezma, on note la pente, le recouvrement arboré, le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne des arbres, la surface totale du houppier, le volume total et moyen du houppier et les surfaces terrières totale et moyenne.

La visualisation des histogrammes des profils écologiques laisse apparaître que certains descripteurs influencent la présence de notre espèce. Leurs faibles valeurs sont appréciées par la Mésange charbonnière. Au niveau de la cédraie de Théniet El Had, il est question de l’anthropisation, du taux de bois mort ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du diamètre moyen des arbres, des hauteurs moyennes du fut et des arbres, de la surface terrière moyenne, du volume moyen de bois et de la présence de mousses et de lichens.

Pour Chréa, il s’agit de la pente ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), des recouvrements général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), arbustif et herbacé ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du taux de régénération, du taux de bois mort, du diamètre moyen des arbres ($\alpha = 0,05$, test de

Kruskal-Wallis), de la hauteur moyenne des arbres, de la surface moyenne du houppier et de la surface terrière moyenne. Au niveau du Djurdjura, nous citons le recouvrement arbustif, la densité des arbres et la hauteur moyenne des arbres.

Les descripteurs au niveau de la cédraie de Belezma sont l'anthropisation, le recouvrement arbustif, la distance moyenne entre les arbres, la hauteur moyenne du fut, la hauteur moyenne du houppier, la surface moyenne du houppier et les volumes total et moyen de bois.

Au niveau de la cédraie de Théniet El Had, certains descripteurs influencent favorablement la présence de la Mésange charbonnière. Cette dernière est plus fréquente dans les classes à fortes valeurs. Ces descripteurs sont la pente ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les recouvrements général, arboré et herbacé, le taux de régénération, la distance moyenne entre les arbres, la surface moyenne du houppier, le volume moyen du houppier, la surface terrière totale, le taux de feuillus, et le taux de cavités. Pour Chréa, il s'agit de l'anthropisation ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), de la densité des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), de la hauteur moyenne du houppier, de la surface totale du houppier et du volume total du houppier.

Dans la cédraie de Djurdjura, on notera l'anthropisation, les recouvrements général et arboré, la distance moyenne entre les arbres, la hauteur moyenne du fut, la hauteur moyenne du houppier, la surface moyenne du houppier, le volume moyen du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les surfaces terrière totale et moyenne, le volume moyen de bois, le taux de feuillus, le taux de cavités ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et la présence de mousses et de lichens.

Les recouvrements général et herbacé, le taux de régénération, le taux de bois mort et la densité des arbres sont les descripteurs influençant positivement la mésange charbonnière au niveau de la cédraie de Belezma.

Pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix*)

Cette espèce n'a été contactée que dans la cédraie de Belezma. Les profils écologiques du Pouillot siffleur (figure 41), montrent qu'il est indifférent au diamètre moyen des arbres, à la hauteur moyenne du fut, à la surface moyenne du houppier, au volume moyen du houppier, au volume total de bois et à la surface terrière moyenne.

Ses fréquences sont élevés dans les classes faibles des descripteurs suivants : la pente ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les recouvrements général, arboré et herbacé ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le taux de régénération, la densité des arbres, la hauteur moyenne des arbres, la hauteur moyenne du houppier et le volume total du houppier.

Cette espèce semble préférer les fortes valeurs de certains descripteurs tels que l'anthropisation ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le recouvrement arbustif, le taux de bois mort, la distance moyenne entre les arbres, la surface totale du houppier, la surface terrière totale et le volume moyen de bois.

Mésange charbonnière

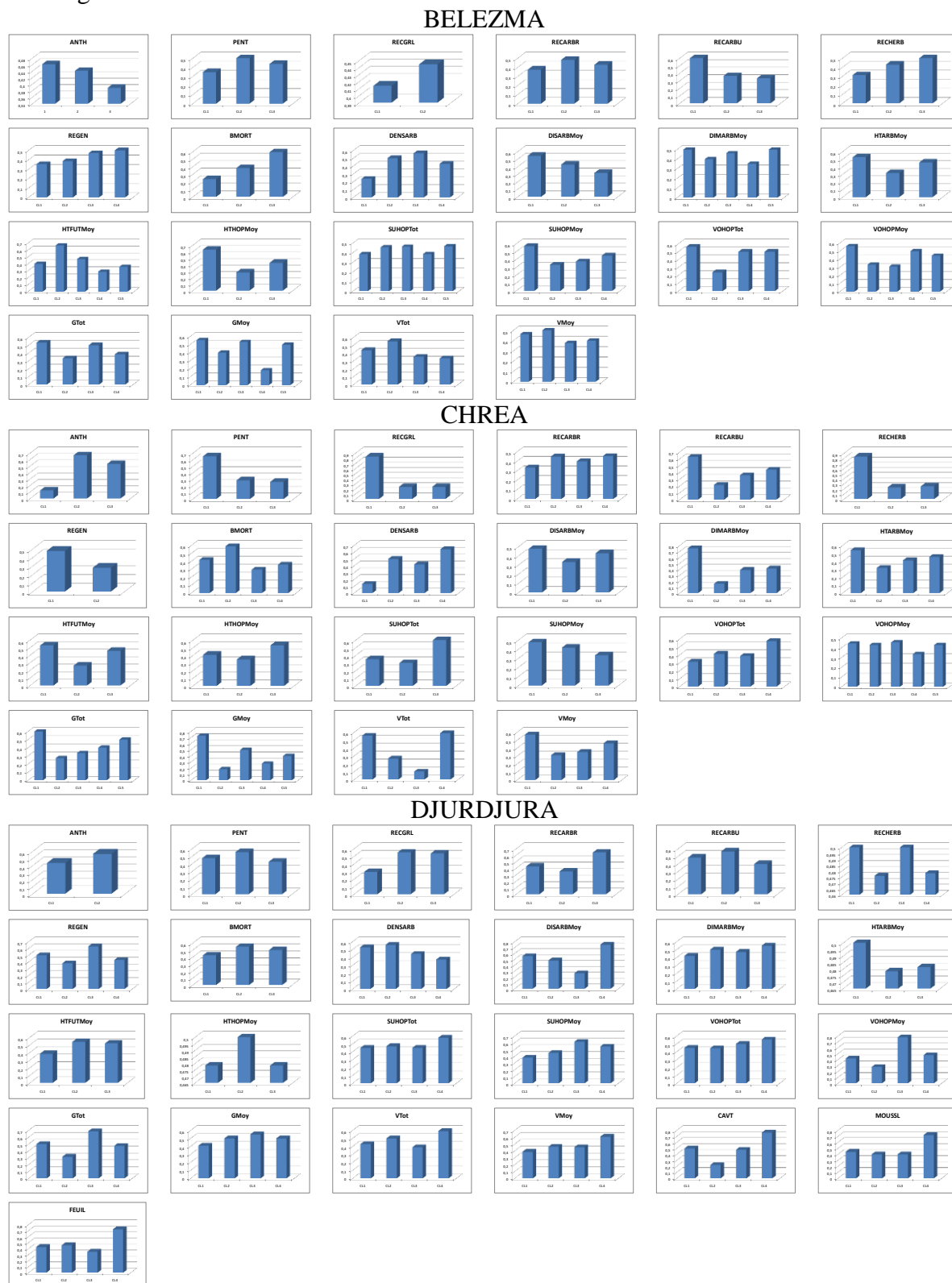


Figure 40 : Profils écologiques de la Mésange charbonnière

Mésange charbonnière

THENIET EL HAD



Figure 40bis : Profils écologiques de la Mésange charbonnière

Pouillot siffleur

BELEZMA

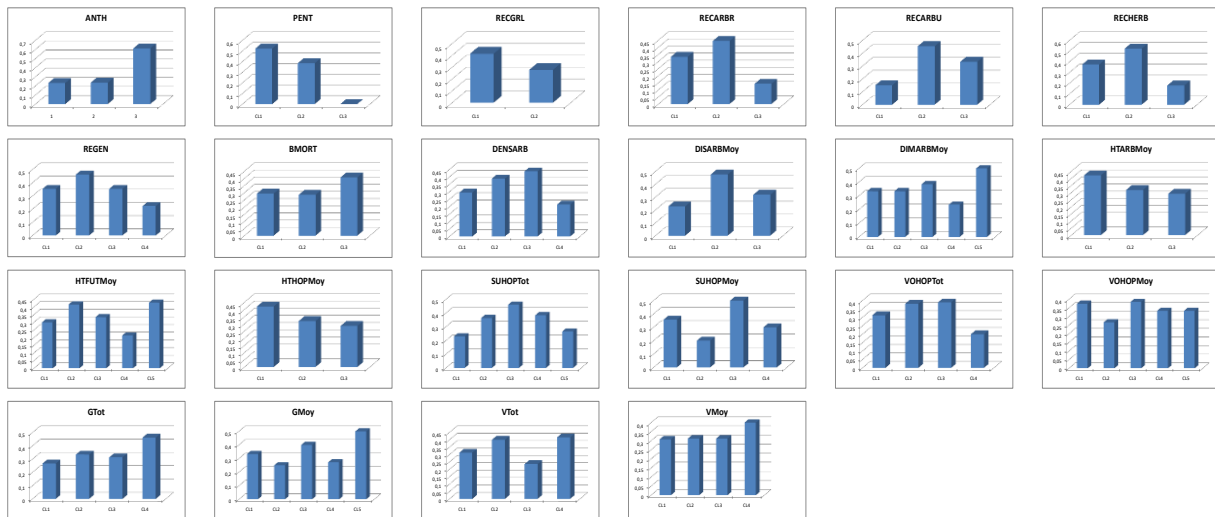


Figure 41 : Profils écologiques Pouillot siffleur

Merle noir (*Turdus merula*)

Le Merle noir n'a pas été retenu pour la cédraie de Khenchla car sa fréquence est inférieure à 20 %.

Comme les espèces précédentes, le Merle noir présente des indifférences vis-à-vis de certains descripteurs. Il s'agit pour Théniet El Had, de la pente et du diamètre moyen des arbres. Au niveau de Chréa c'est l'anthropisation, le taux de régénération, le taux de bois mort, le diamètre moyen des arbres et les volumes total et moyen de bois.

Au Djurdjura, c'est la pente, le taux de régénération, la hauteur moyenne du houppier, le volume total du houppier et le volume moyen de bois. Pour la cédraie de Belezma, on note la densité des arbres, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres, la surface totale du houppier, le volume moyen du houppier et la surface terrière moyenne (figure 42).

Les profils écologiques de cette espèce pour certains descripteurs montrent une préférence de l'espèce aux valeurs faibles des descripteurs. Il s'agit de l'anthropisation ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du recouvrement général, du taux de bois mort, de la densité des arbres, de la hauteur moyenne des arbres, de la hauteur moyenne du fut ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), des surfaces terrières totale et moyenne, des volumes total ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et moyen de bois et du taux de cavités à Théniet El Had. A Chréa c'est la pente, les recouvrements général, arbustif et herbacé, la densité des arbres et la hauteur moyenne des arbres.

Les descripteurs concernés au Djurdjura sont les recouvrements arbustif et herbacé, le taux de bois mort, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres, les Surfaces totale et moyenne du houppier, le volume moyen du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne, le taux de feuillus, le taux de cavités et la présence de mousses et lichens.

Pour la cédraie de Belezma, les descripteurs influençant notre espèce sont les hauteurs moyennes du fut, du houppier et de l'arbre, la surface moyenne du houppier, le volume total du houppier, la surface terrière totale ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et les volumes total ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et moyen de bois ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis).

Le Merle noir montre des fréquences élevées avec l'importance des valeurs des descripteurs suivants : au niveau de Théniet El Had on trouve les recouvrements arboré et herbacé, le taux de régénération, la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la hauteur moyenne du houppier, les surface totale ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) du houppier, les volumes total et moyen du houppier, le taux de feuillus et la présence de mousses et de lichens.

Au niveau de Chréa, il s'agit du recouvrement arboré, de la distance moyenne entre les arbres, de la hauteur moyenne du fut, de la hauteur moyenne du houppier, des surfaces totale et moyenne du houppier, des volumes total et moyen du houppier et des surfaces terrières totale et moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis). Les descripteurs notés au Djurdjura sont l'anthropisation, le recouvrement général et arboré ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la densité des arbres, la hauteur moyenne des arbres, la hauteur moyenne du fut ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et le volume total de bois.

Pour Belezma, il s'agit des descripteurs suivants : l'anthropisation, la pente ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les recouvrements des différentes strates, le taux de régénération et le taux de bois mort.

Rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*)

Cette espèce n'a été retenue que pour Belezma et Khenchla où ses fréquences sont supérieures à 20 %. Pour Théniet El Had et Chréa ses fréquences sont inférieures à 20 % alors que nous ne l'avons pas contactée au niveau de la cédraie du Djurdjura.

Au niveau de la cédraie de Belezma, le Rougequeue à front blanc montre une indifférence à la pente, au recouvrement arboré, au taux de régénération, au diamètre moyen des arbres, à la surface terrière moyenne et au volume moyen de bois. Pour Khenchla, il s'agit de la pente, la densité des arbres, la hauteur moyenne du houppier et les surfaces terrières totale et moyenne (figure 43).

Les descripteurs pour lesquels l'espèce préfère les faibles valeurs sont au niveau de Belezma, l'anthropisation alors que pour Khenchla ce sont les recouvrements général et arboré, le taux de régénération et le taux de cavités.

Les fréquences du Rougequeue à front blanc sont importantes dans les classes de fortes valeurs des descripteurs suivants : pour Belezma, il s'agit des recouvrements général, arbustif et herbacé, du taux de bois mort, de la densité des arbres, de la distance moyenne entre les arbres, de la hauteur moyenne des arbres, de la hauteur moyenne du fut, de la hauteur moyenne du houppier, de la surface totale du houppier, de la surface moyenne du houppier, du volume total et moyen du houppier, de la surface terrière totale et du volume total de bois.

Pour Khenchla, ces descripteurs sont l'anthropisation ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le recouvrement arbustif et herbacé, le taux de bois mort, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne des arbres, la hauteur moyenne du fut, la surface totale du houppier, la surface moyenne du houppier, le volume total du houppier, le volume moyen du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et le volume total et moyen de bois.

Merle noir



Figure 42 : Profils écologiques du Merle noir

Merle noir

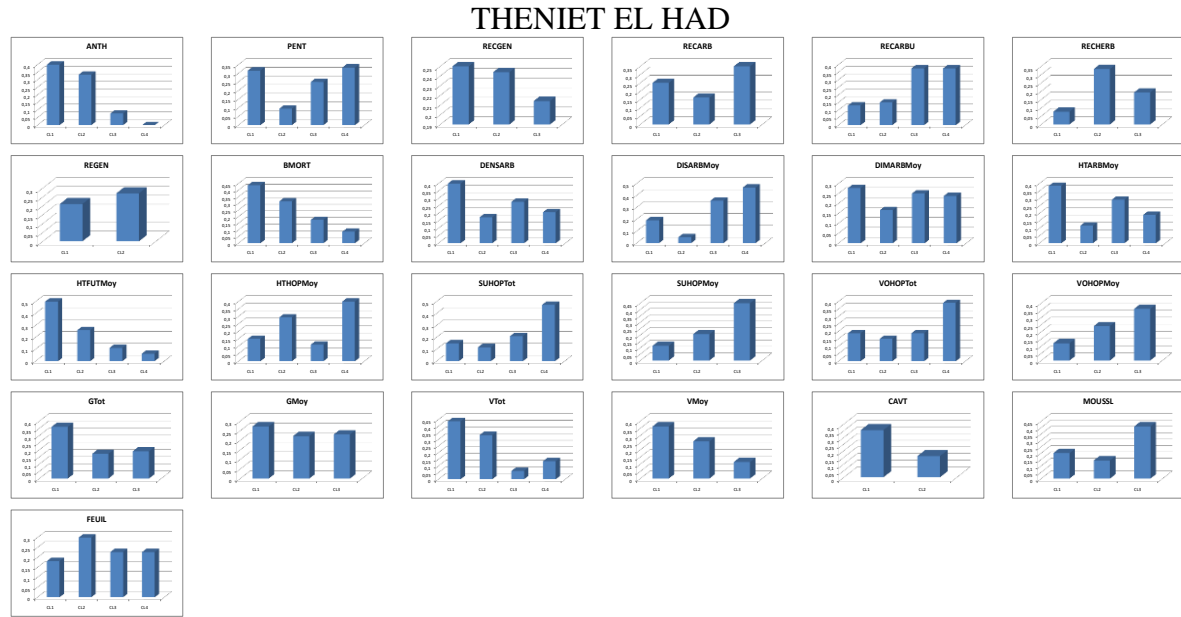


Figure 42bis : Profils écologiques du Merle noir

Rougequeue à front blanc

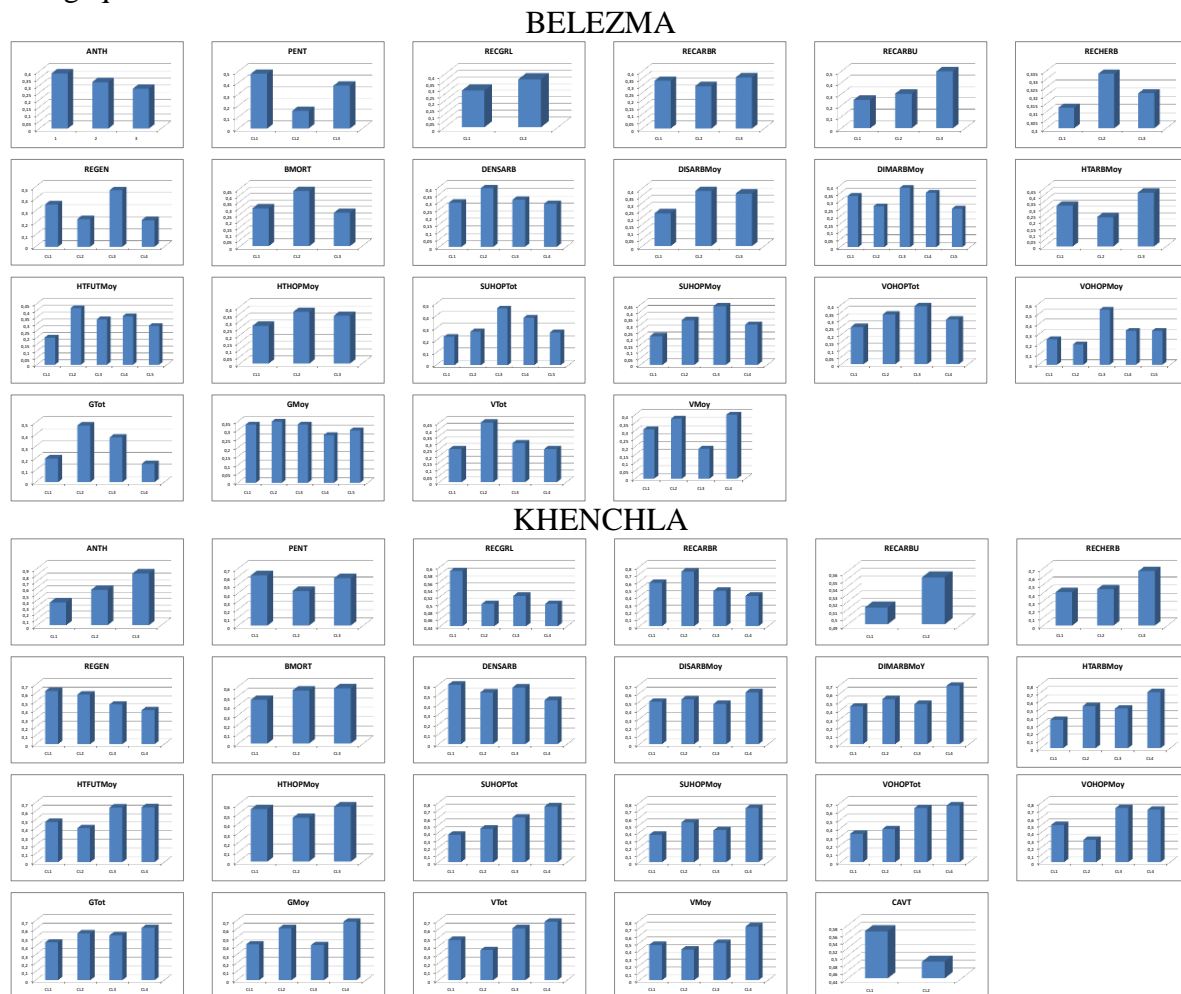


Figure 43 : Profils écologiques du Rougequeue à front blanc

Geai des chênes (*Garrulus glandarius*)

Le Geai des chênes a été retenu seulement pour les cédraies de Théniet El Had et Chréa, dans les cédraies de Djurdjura et Belezma sa fréquence est inférieure à 20 %, alors qu'il n'a pas été contacté à Khenchla.

Dans la cédraie de Théniet El Had, les profils écologiques montrent que cette espèce est indifférente à l'anthropisation, la pente, le diamètre moyen des arbres, le taux de cavités et la présence de mousses et lichens (figure 44).

Les descripteurs pour lesquels cette espèce préfère les faibles valeurs sont pour Théniet El Had, les recouvrements général, arbustif et herbacé, alors que pour la cédraie de Chréa on note les recouvrements arboré et arbustif, le taux de régénération, le taux de bois mort et la densité des arbres.

Les profils écologiques montrant une préférence du Geai des chênes pour les fortes valeurs des descripteurs au niveau de Théniet El Had sont ceux du recouvrement arboré, du taux de régénération, du taux de bois mort, de la densité des arbres, de la distance moyenne entre les arbres, des hauteurs moyennes du fut, du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et des arbres, de la surface totale et moyenne du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), des volumes total et moyen du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), des surfaces terrières totale et moyenne, des volumes total et moyen de bois et du taux de feuillus.

Pour la cédraie de Chréa, on note l'anthropisation, la pente, les recouvrements général et herbacé, la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le diamètre moyen des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les hauteurs moyennes du fut, du houppier et des arbres, la surface totale et moyenne du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les volumes total et moyen du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les volumes total et moyen de bois.

Gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca*)

Cette espèce n'a pas été retenue pour la cédraie de Belezma (fréquence inférieure à 20 %).

Les descripteurs pour lesquels le Gobemouche noir semble indifférent sont au nombre de trois (03) pour Théniet El Had (anthropisation, recouvrement arboré et hauteur moyenne des arbres), six (06) pour Chréa (Recouvrement arbustif, taux de régénération, taux de bois mort, hauteur moyenne des arbres, surface totale du houppier et volume total du houppier), trois (03) pour le Djurdjura (Recouvrement herbacé, hauteur moyenne du fut et présence de mousses et lichens), à Khenchla on note huit (08) descripteurs à savoir le recouvrement général et arboré, le taux de bois mort, la distance moyenne entre les arbres, la hauteur moyenne des arbres, la hauteur moyenne du houppier et les volumes total et moyen du houppier (figure 45).

Le Gobemouche noir montre des préférences pour les classes faibles de certains descripteurs en l'occurrence les recouvrements général, arbustif ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et herbacé, le taux de régénération et la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) au niveau de la cédraie de Théniet El Had. L'anthropisation, le recouvrement arboré, la densité des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et la hauteur moyenne du fut à Chréa. La pente, les recouvrements général et arboré, le taux de régénération, le taux de bois mort et le taux de feuillus pour Djurdjura et enfin, l'anthropisation, le recouvrement arbustif, le taux de régénération, la densité des arbres et la surface totale du houppier pour la cédraie de Khenchla.

Cette espèce est présente avec des fréquences élevées lorsque les valeurs de certains descripteurs sont importantes. Il s'agit pour la cédraie de Théniet El Had, de la pente, du taux de bois mort, de la densité des arbres, du diamètre moyen des arbres, des hauteurs moyennes du fut et du houppier, des surfaces totale ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et moyenne du houppier, des volumes total et moyen du houppier, des surfaces terrières totale et moyenne, des volumes total et moyen de bois, du taux de feuillus ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du taux de cavités ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et de la présence de mousses et de lichens.

Pour Chréa c'est la pente ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le recouvrement général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et herbacé ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le diamètre moyen des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la hauteur et la surface moyennes ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) du houppier, le volume moyen du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), les surfaces terrières totale et moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et les volume total et moyen de bois.

Pour la cédraie de Djurdjura, les descripteurs concernés sont l'anthropisation, le recouvrement arbustif, la densité des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyennes du houppier et des arbres, les surfaces totale et moyenne du houppier, les volume total et moyen du houppier, les surfaces terrières moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et totale, les volumes total et moyen de bois et le taux de cavités.

A Khenchla, on note la pente, le recouvrement herbacé, le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne du fut, la surface moyenne du houppier, les surfaces terrières moyenne et totale, les volumes total et moyen de bois et le taux de cavités.

Geai des chênes

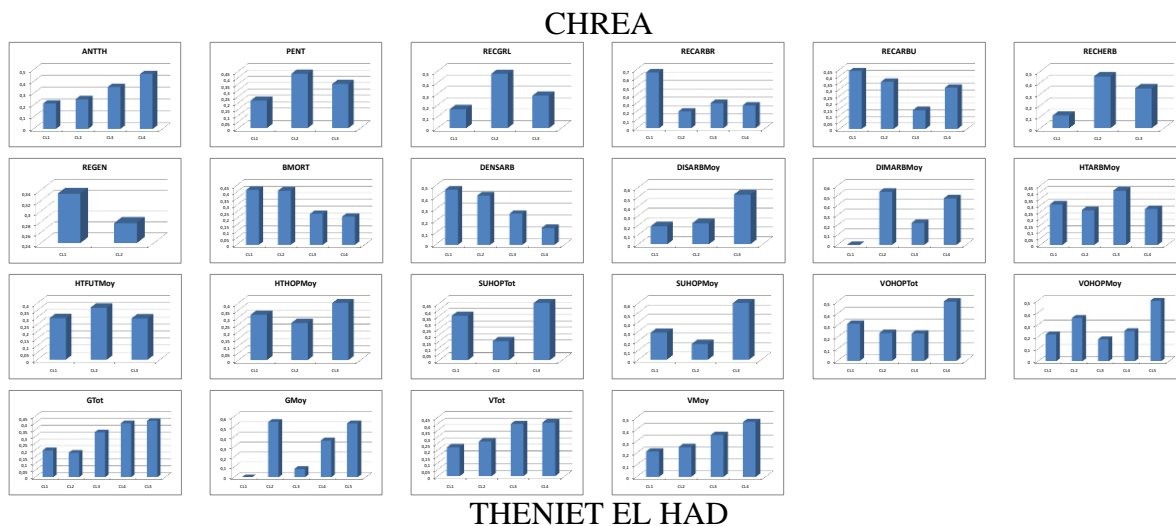


Figure 44 : Profils écologiques du Geai des chênes

Gobemouche noir

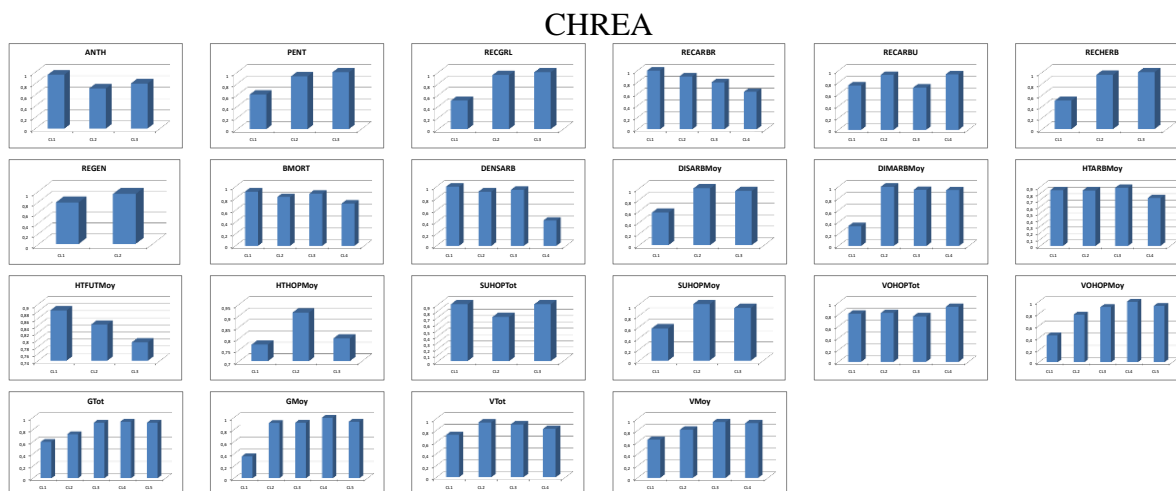


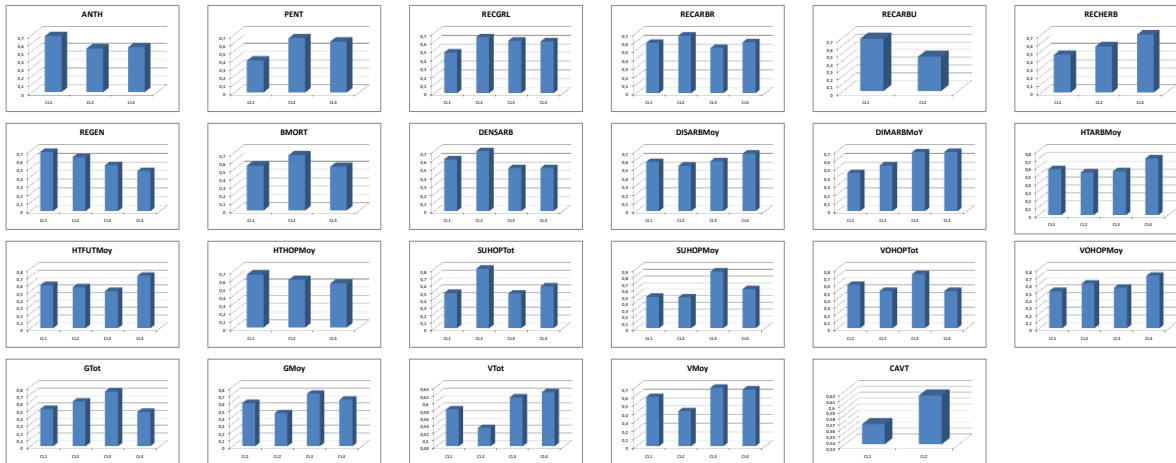
Figure 45 : Profils écologiques du Gobemouche noir

Gobemouche noir

DJURDJURA



KHENCHLA



THENIET EL HAD



Figure 45bis : Profils écologiques du Gobemouche noir

Mésange Nord-africaine (*Cyanistes teneriffae*)

Cette espèce n'a pas été retenue pour les cédraies de Chréa, Belezma et Khenchla étant donné que ces fréquences dans ces trois cédraies sont inférieures à 20%.

La Mésange Nord-africaine montre dans ses profils écologiques une indifférence à certains descripteurs aussi bien au niveau de Théniet El Had (la pente, le recouvrement herbacé, le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne du fut, le volume moyen du houppier, la surface totale du houppier, la surface moyenne du houppier, le volume total du houppier) qu'au niveau du Djurdjura (le recouvrement arboré, la surface totale du houppier, le volume total du houppier, le taux de feuillus, le taux de cavités)(figure 46).

Cette espèce montre des préférences pour les faibles classes de certains descripteurs au niveau de Théniet El Had, il s'agit de l'anthropisation, du taux de régénération, du taux de bois mort, de la densité des arbres, du volume moyen du houppier, du taux de feuillus et du taux de cavités. Pour Djurdjura, il s'agit de l'anthropisation, de la pente ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), du taux de régénération ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et du taux de bois mort.

Les profils écologiques de la Mésange Nord-africaine ont montré que les fréquences de cette espèce sont importantes dans les classes de valeurs élevées des descripteurs suivants : les recouvrements général, arboré et arbustif, la distance moyenne entre les arbres, la hauteur moyenne des arbres, les surfaces terrière totale et moyenne, les volumes total et moyen de bois et la présence de mousse et lichens au niveau de Théniet El Had.

Dans la cédraie de Djurdjura, les descripteurs concernés sont le recouvrement général, arbustif ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et herbacé, la densité des arbres, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyennes du fut et des arbres, la hauteur, la surface et le volume moyens du houppier, les surfaces terrière totale et moyenne, les volumes total et moyen de bois et la présence de mousses et lichens ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis).

Grive draine (*Turdus viscivorus*)

La Grive draine n'a pas été retenue au niveau des cédraies de Djurdjura et Belezma (Fréquence inférieure à 20 %). Ses profils écologiques montrent qu'elle est indifférente à la pente, au taux de bois mort, à la hauteur moyenne des arbres, à la hauteur moyenne du fut et au volume total de bois au niveau de la cédraie de Théniet El Had. Par contre à Chréa, elle semble non influencée par la hauteur moyenne des arbres, la hauteur moyenne du fut, la surface totale du houppier et le volume total du houppier (figure 47).

Cette espèce se fait plus abondante à Théniet El Had lorsque les recouvrements des différentes strates sont plus ou moins faibles avec aussi des valeurs faibles pour les descripteurs suivants : le taux de régénération, la distance moyenne entre les arbres, les surfaces totale et moyenne du houppier, le volume moyen du houppier, la surface terrière totale et le volume moyen de bois. A Chréa, elle semble préférer les valeurs faibles de l'anthropisation, du recouvrement arboré, du taux de bois mort, de la densité des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et de la hauteur

moyenne du houppier. Pour Khenchla, il s'agit de la pente, des recouvrements général et arbustif, du taux de régénération, de la densité des arbres, de la hauteur moyenne du houppier et du taux de cavités

Les fortes fréquences de cette espèce sont notées dans les classes de fortes valeurs de l'anthropisation ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la densité des arbres, le diamètre moyen des arbres, la hauteur moyenne du houppier, le volume total du houppier, la surface terrière moyenne, le taux de feuillus, le taux de cavités et la présence de mousse et lichens au niveau de la cédraie de Théniet El Had. Alors que pour la cédraie de Chréa, ces descripteurs sont la pente, le recouvrement général ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et herbacé, le taux de régénération, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le volume moyen du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) et les volumes total et moyen de bois.

Au niveau de la cédraie de Khenchla les descripteurs concernés sont l'anthropisation, le recouvrement arboré et herbacé, le taux de bois mort, la distance moyenne entre les arbres ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyenne du fut et des arbres, les surfaces (totale et moyenne) et les volumes (total et moyen) du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne, les volume total et moyen ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis) de bois.

Pic de Levillant (*Picus vaillantii*)

Les fréquences de cette espèce sont inférieures à 20 % au niveau de la cédraie de Chréa et Belezma. A cet effet, elle n'a pas été retenue pour ces deux habitats.

Les profils écologiques du Pic de Levillant, nous permettent d'abord de faire ressortir que les descripteurs auxquels cette espèce est indifférente sont dans la cédraie de Théniet El Had : le taux de bois mort, la surface terrière totale et les volumes total et moyen de bois. Pour le Djurdjura, il s'agit des recouvrements arbustif et herbacé alors que pour Khenchla ce sont la pente et la hauteur moyenne du houppier (figure 48).

Cette espèce semble apprécier les faibles classes des descripteurs suivants : l'anthropisation, la pente, les recouvrements général et herbacé et la distance moyenne entre les arbres au niveau de Théniet El Had. Pour la cédraie du Djurdjura, les descripteurs sont l'anthropisation, la densité des arbres, la hauteur moyenne des arbres, la hauteur moyenne du fut, la hauteur moyenne du houppier et la présence de mousses et lichens.

Au niveau de Khenchla, il s'agit du recouvrement arbustif, du taux de régénération ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), de la densité des arbres, de la distance moyenne entre les arbres et du taux de cavités. Les fréquences les plus importantes de l'espèce sont enregistrées dans les classes de fortes valeurs des descripteurs suivants : Au niveau de la cédraie de Théniet El Had, il s'agit des recouvrements arboré et arbustif, le taux de régénération ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), la densité des arbres, le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyenne du fut et des arbres, les caractéristiques du houppier, la surface terrière moyenne, le taux de feuillus, le taux de cavités et la présence de mousses et lichens.

Pour le Djurdjura ce sont la pente, les recouvrements général et arboré ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis), le taux de régénération, le taux de bois mort, la distance moyenne entre les arbres, le diamètre moyen des arbres, les caractéristiques du houppier, les surfaces terrières totale et moyenne, les volumes total et moyen de bois, le taux de feuillus et le taux de cavités.

Les descripteurs concernés au niveau de la cédraie de Khenchla sont l'anthropisation, les recouvrements général, arboré et herbacé, le taux de bois mort, le diamètre moyen des arbres, les hauteurs moyenne du fut et des arbres, les caractéristiques du houppier ($\alpha = 0,05$, test de Kruskal-Wallis pour la surface moyenne du houppier), les surfaces terrières totale et moyenne et les volumes total et moyen de bois.

Mésange Nord-africaine

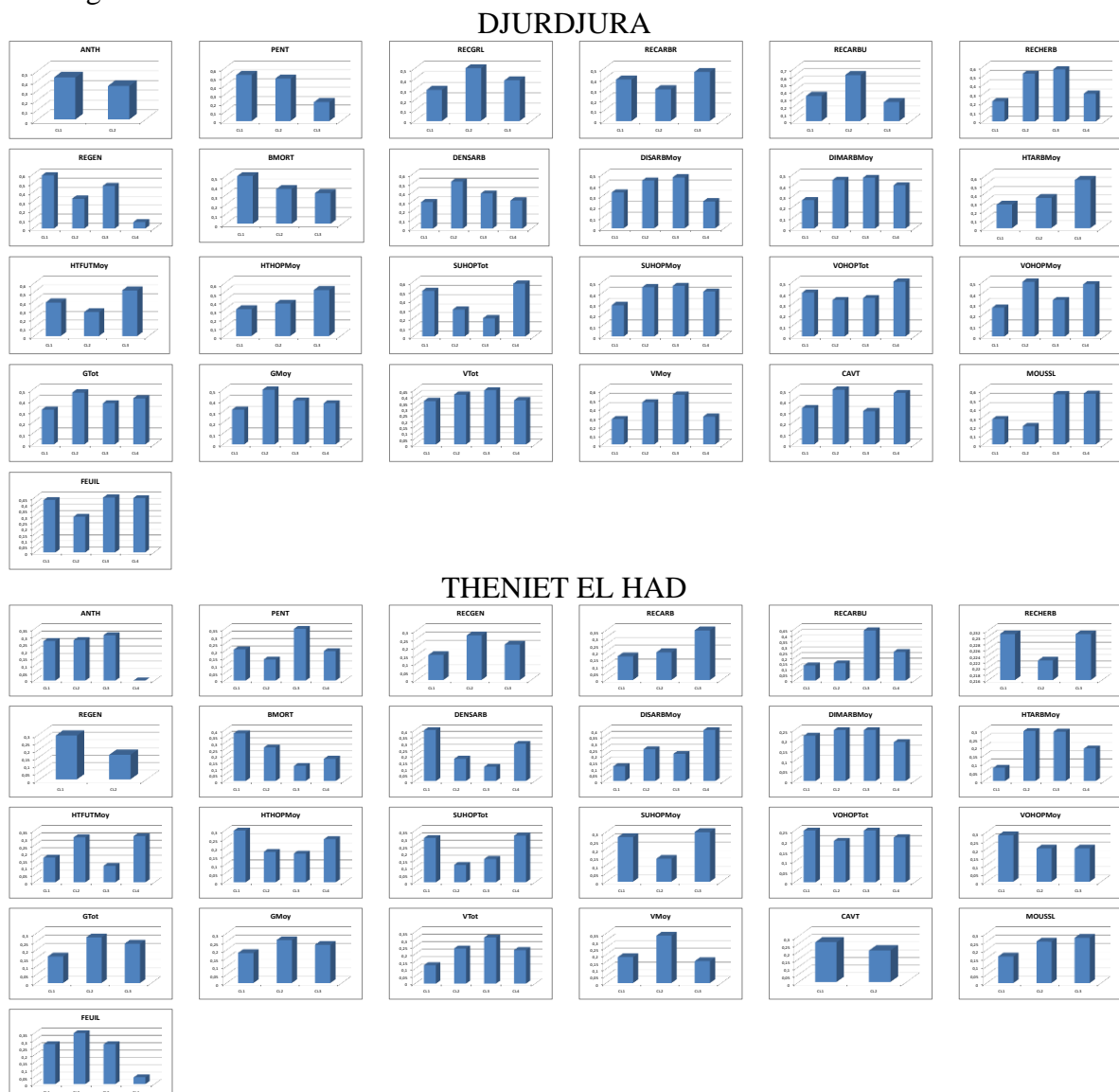


Figure 46 : Profils écologiques de la Mésange Nord-africaine

Grive draine

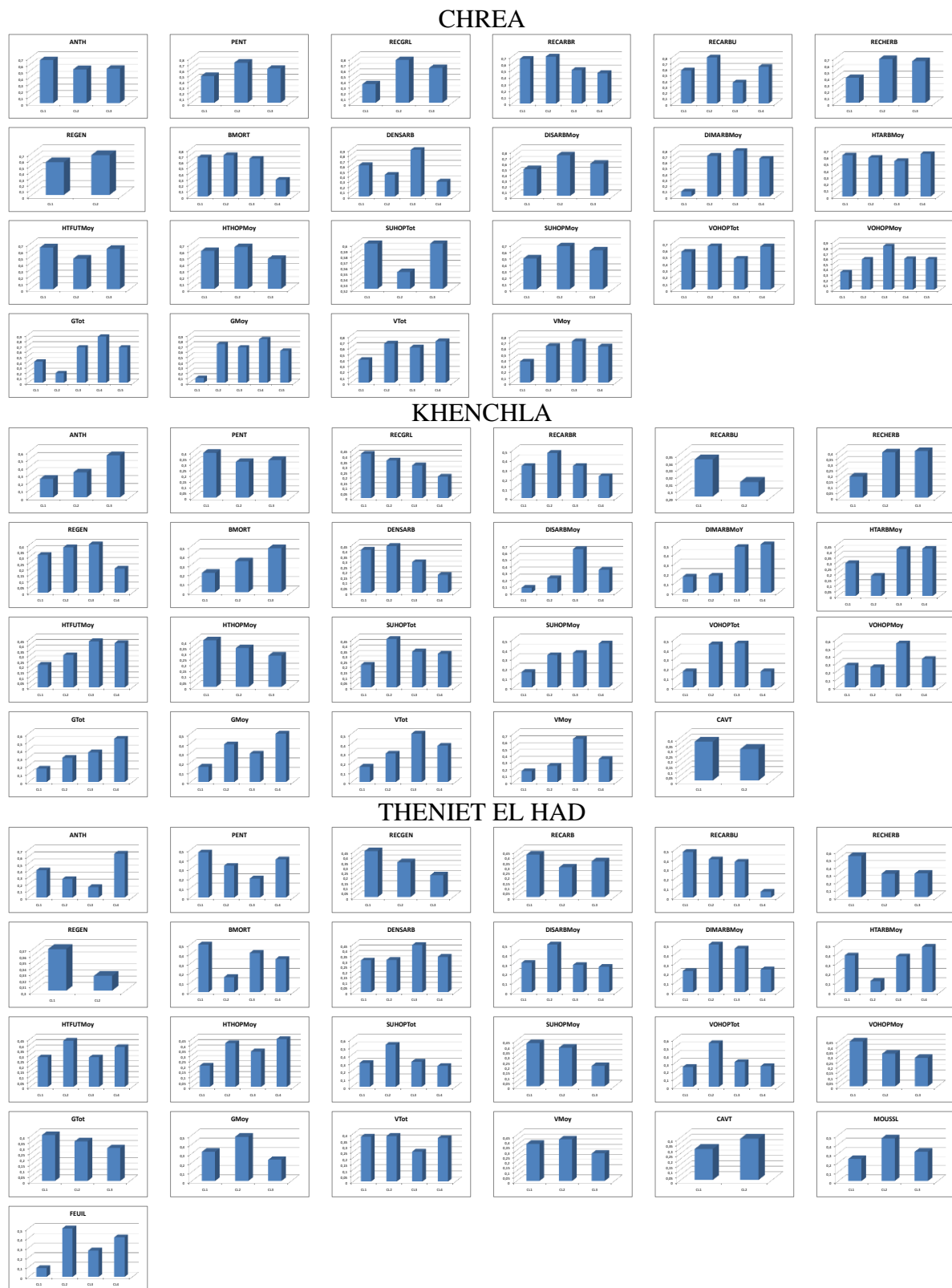


Figure 47 : Profils écologiques de la Grive draine

Pic de Levailant

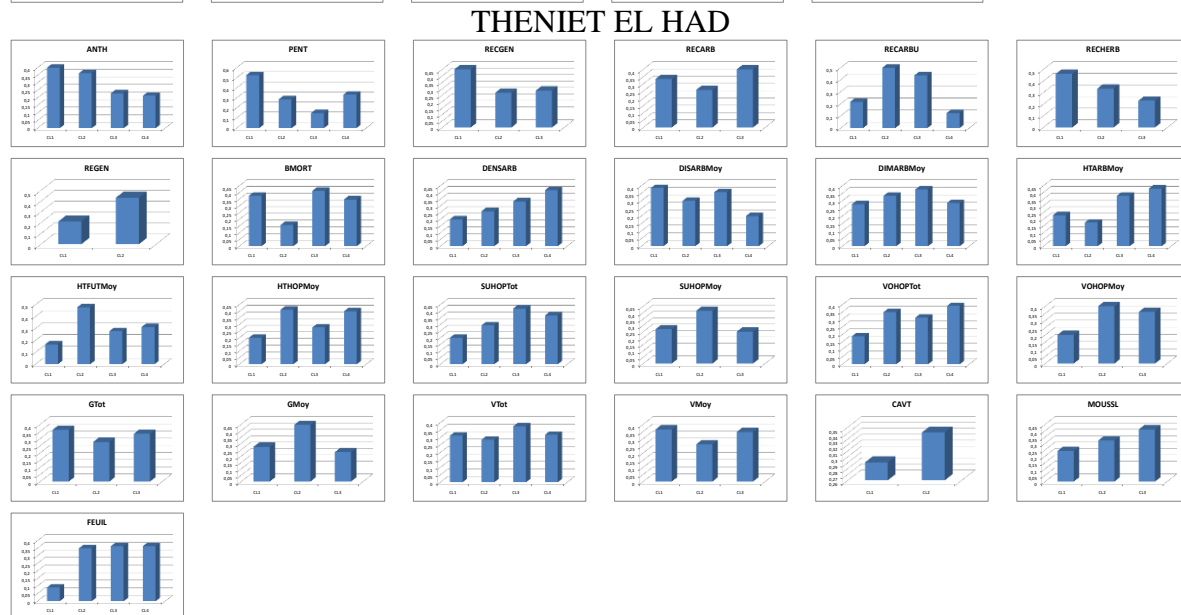
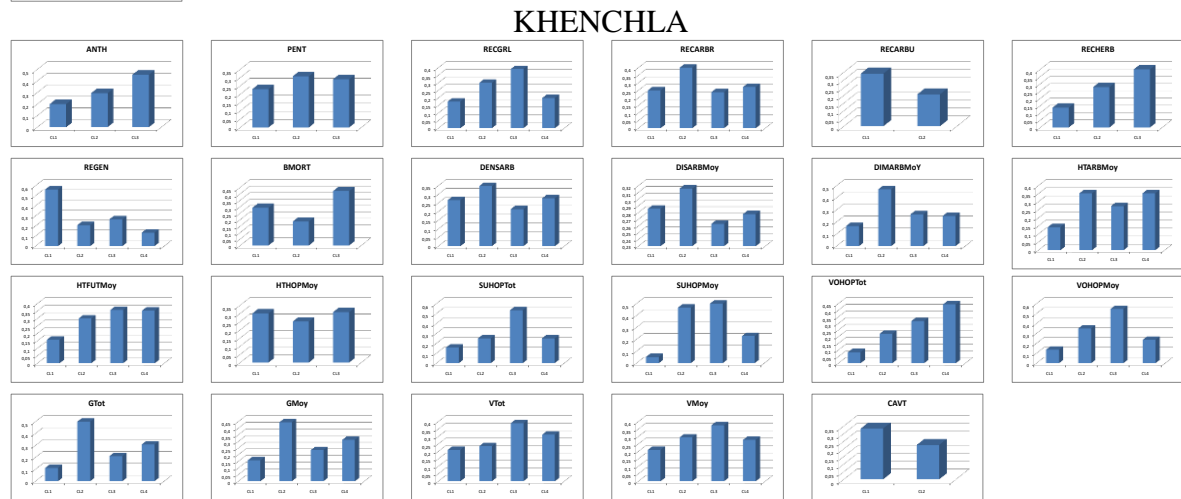
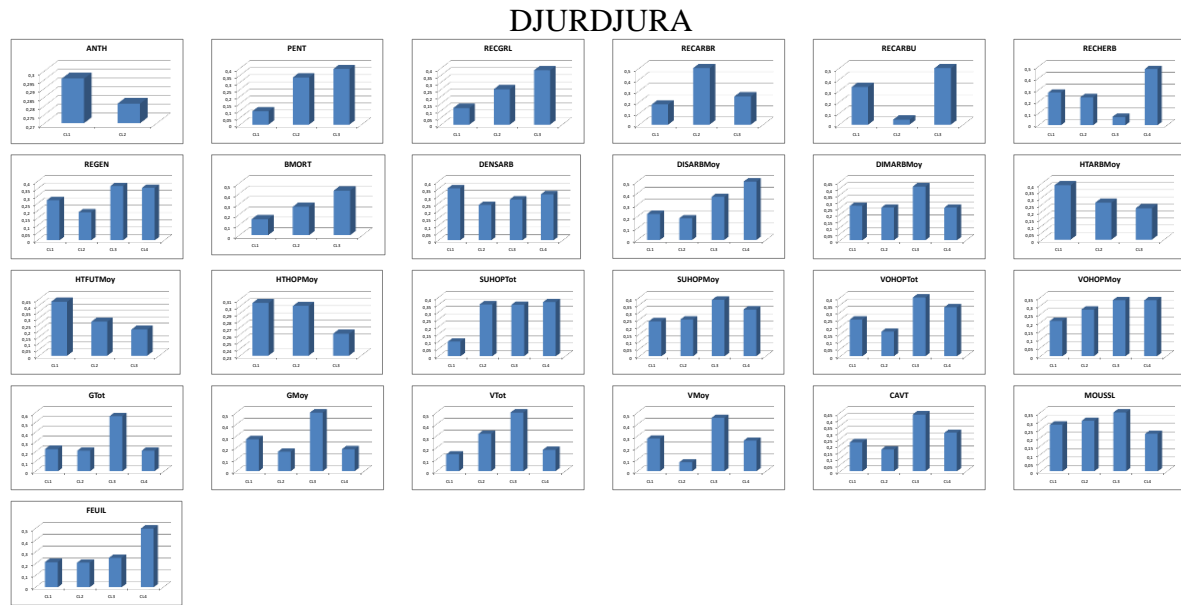


Figure 48 : Profils écologiques du Pic de Levailant

L'analyse des profils écologiques des espèces vis-à-vis des classes des descripteurs a fait ressortir le comportement de chaque espèce en fonction des états des différents descripteurs et en fonction des cinq habitats (cédraies) étudiés.

Nous avons tenté d'évaluer la pertinence globale des descripteurs selon le nombre d'espèces qui sont affectées par leurs variations. Le tableau X résume les effets par habitat et les effets globaux en nombre d'espèces et en pourcentage d'espèces affectées, des différents descripteurs.

Les descripteurs « anthropisation » et « diamètre moyen des arbres » agissent sur plus de 50 % des espèces retenues. Ils sont suivis par la pente, le recouvrement général, la distance moyenne entre les arbres, la surface totale du houppier, la surface moyenne du houppier et la surface terrière moyenne. Ces descripteurs comptent pour plus de 45 % des espèces étudiées dans le choix de leurs habitats. Notons aussi, que l'effet des descripteurs est variable d'une cédraie à l'autre.

Tableau X : Effets (en nombre d'espèces) global et par habitat des descripteurs retenus

Descripteur	BZM	CHR	DJU	KHE	TEH	Total espèces	Effet (%)
ANTH	01	01	01	02	05	11	57,89
PENT	04	02	02	00	01	09	47,37
RECGRL	02	05	02	01	00	09	47,37
RECARBR	02	00	02	00	00	04	21,05
RECARBU	02	00	02	01	01	06	31,58
RECHERB	02	04	00	03	00	07	36,84
REGEN	01	01	03	01	01	05	26,32
BMORT	01	02	00	01	02	05	26,32
DENSARB	00	04	02	01	00	06	31,58
DISARBMoy	01	03	02	02	03	09	47,37
DIMARBMoy	02	06	04	01	00	11	57,89
HTARBMoy	00	00	02	01	01	03	15,79
HTFUTMoy	00	00	02	00	01	02	10,53
HTHOPMoy	00	00	01	00	01	02	10,53
SUHOPTot	02	01	02	02	03	09	47,37
SUHOPMoy	00	04	02	02	02	09	47,37
VOHOPTot	01	00	02	01	01	05	26,32
VOHOPMoy	02	02	04	01	01	08	42,11
GTot	01	01	02	01	00	04	21,05
GMoy	01	05	04	01	01	09	47,37
VTot	01	01	01	02	02	05	26,32
VMoy	01	01	01	01	00	04	21,05
CAVT	00	00	03	01	02	06	31,58
MOUSSL	00	00	04	00	00	04	21,05
FEUIL	00	00	01	00	02	03	15,79

4.3 – Modélisation

La modélisation trouve sa justification dans l'explication des phénomènes écologiques à savoir la compréhension des relations espèces-habitat, la description des patrons écologiques et les processus sous-jacents, l'identification des préférences de sélection des habitats et la prédiction de la réponse des espèces et des communautés aux variables environnementales.

Dans cette optique, nous présenterons ici les résultats relatifs à la modélisation des relations peuplement avien-habitat dans les cinq cédraies retenues. A cet effet, les données analysées sont composées de trois matrices :

La matrice « espèces » qui comporte les 19 espèces retenues (fréquence > 20%).

La matrice « paramètres aviens » : composé de six paramètres de communauté avienne à savoir la richesse, la diversité taxonomique, la diversité biogéographique, la diversité trophique, le taux de sédentaires et le taux de migrants.

La matrice « descripteurs d'habitat » Composée de 45 descripteurs d'habitats (mesuré et calculés).

Il est connu que les variables biologiques, en particulier les données binaires de présence - absence, et les variables descriptives de l'habitat respectent rarement les conditions de normalité (test de Shapiro) et ne permettent pas de ce fait, l'application des régressions classiques.

Ainsi, comme nous l'avons déjà cité en méthodologie, pour la modélisation nous avons retenu les méthodes de régression dites « Modèles Linéaires Généralisés » ou GLM pour la modélisation des paramètres aviens (approche synécologique) et la régression logistique pour la prédiction des présences des espèces aviennes (approche autécologique). La régression logistique est une variante des GLM lorsque la variable à prédire est dichotomique.

Toutefois, dans la même logique que précédemment, les résultats de la modélisation seront présentés selon les deux approches séparément à savoir l'approche synécologique et l'approche autécologique.

Dans l'approche synécologique, les espèces sont étudiées ensemble afin de déterminer les exigences écologiques de la communauté avienne alors que pour l'approche autécologique, chaque espèce est considérée individuellement dans un modèle prédictif.

Par ailleurs, l'approche communautaire est incontournable pour la gestion et la conservation des habitats. L'approche spécifique, en revanche, permet une meilleure gestion d'espèces patrimoniales (rares, protégées) ou ayant un intérêt écologique particulier. Les approches synécologique et autécologique ne sont en aucun cas exclusives, au contraire, elles sont complémentaires et doivent être abordées simultanément.

Nous présenterons ici les résultats des différentes étapes suivies pour l'élaboration des modèles prédictifs finaux.

4.3.1 – Sélection des descripteurs

La qualité et l'efficacité du processus de modélisation dépendent en premier lieu du choix et de la pertinence des variables explicatives potentielles.

Le nombre et la nature des variables d'habitat prises en compte dans les régressions ont été identifiés à partir de quatre groupes :

Groupe 1 : c'est les descripteurs dont l'information mutuelle I(E-L) est importante.

Groupe 2 : Les descripteurs qui se sont montrés pertinents (test Kruskal-Wallis) dans l'analyse des profils écologiques des espèces aviennes.

Groupe 3 : Ce lot a été constitué suite au recours aux régressions logistiques simples. En effet, nous avons réalisé des régressions simples pour chaque variable dépendante (espèce et paramètre aviens) avec chacun des 45 descripteurs. La sélection des descripteurs s'est faite par le test de Wald ($\alpha \leq 0.1$).

Groupe 4 : Il s'agit dans ce cas des descripteurs puisés de la bibliographie et dont les effets sur l'avifaune ont été largement prouvés. Ces descripteurs sont qualifiés de forcés car on les a retenus et introduits automatiquement dans les modèles.

4.3.2 – Colinéarité

La présence d'une multicolinéarité élevée entre les descripteurs entraîne une inflation des erreurs types entraînant des valeurs plus faibles de la statistique de Wald et induit des erreurs de type II (Menard, 2002).

Le test de coefficients de corrélation de Spearman effectué entre tous les descripteurs et au niveau de chaque cédraie nous a permis de tester la multicolinéarité. A partir des résultats du test (Annexe 9), toute corrélation $\geq 0,8$ entraîne l'élimination d'un des deux descripteurs. Néanmoins, pour le maintien ou l'exclusion d'un descripteur, nous nous référons toujours aux résultats obtenus dans les analyses précédentes (information mutuelle, profils écologiques, régression simple et données bibliographiques).

Les résultats de la sélection des variables explicatives sont résumés dans les tableaux XI et XII où nous notons que le nombre de descripteurs varie d'une cédraie à l'autre et diffère aussi entre les paramètres aviens et les espèces retenues.

Tableau XI : Nombre de descripteurs retenus pour chaque paramètre avien et dans chaque cédraie

	Théniet El Had	Chróa	Djurdjura	Khenchla	Belezma
% Migrateurs	16	12	16	16	12
% Sédentaires	16	12	16	16	12
H' Biogéographique	11	16	10	19	11
H' Taxonomique	18	18	14	20	14
H' Trophique	18	14	10	12	17
Richesse	20	15	12	17	12

Tableau XII : Nombre de descripteurs retenus pour chaque espèce et dans chaque cédraie

	Belezma	Chróa	Djurdjura	Khenchla	Théniet El Had
Geai des chênes	-	14	-	-	14
Gobemouche gris	11	-	-	-	-
Gobemouche noir	-	19	7	10	18
Grimpereau des jardins	12	Non valide	26	21	15
Grive draine	-	9	-	14	13
Merle noir	15	10	13	14	19
Mésange Nord-africaine	-	-	13	-	11
Mésange charbonnière	12	15	9	-	10
Mésange noire	11	9	14	-	12
Pic de Levailant	-	-	15	10	13
Pigeon ramier	16	11	11		11
Pinson des arbres	17	11	9	16	11
Pouillot Bonelli	Non valide	11	9	10	16
Pouillot siffleur	14	-	-	-	-
Roitelet triple bandeau	11	10	10	10	12
Rougegorge familier	12	16	8	17	-
Rougequeue front blanc	13	-	-	14	-
Serin cini	9	14	15	12	-
Troglodyte mignon	13	-	9	14	-

4.3.3 - Procédure de régression

La procédure de régression adoptée aussi bien pour les GLM que la régression logistique est la méthode de probabilité pas à pas « Stepwise » descendante qui consiste à introduire en premier toutes les variables explicatives. Les seuils d'entrée et de sortie des variables ont été respectivement fixés à 0,05 et 0,10.

4.3.4 – Modélisation synécologique

Les tableaux de XIII à XVIII regroupent les différents descripteurs associés aux modèles retenus pour chacun des six (06) paramètres de la communauté avienne au niveau des cinq cédraies.

Pour l'évaluation de la bonne adéquation des modèles et leur comparaison, nous avons eu recours au Critère d'Information d'Akaike (AIC). Il s'agit d'un critère d'évaluation souvent utilisé pour évaluer les modèles linéaires généralisés dont les paramètres ont été estimés par maximum de vraisemblance (Harrel, 2015). Le meilleur modèle selon le critère AIC est celui qui minimise l'AIC. La valeur de l'AIC sera d'autant plus faible que le modèle s'ajuste bien aux données (Makowski et Monod, 2011).

Modélisation de la richesse avienne

Parmi les modèles de la richesse aviennes dans les différentes cédraies (tableau XIII), celui de Chréa semble le plus adéquat avec un AIC de 235,038. Dans ce modèle, les coefficients de variation de la distance entre les arbres et du volume du houppier contribuent respectivement d'une manière significative ($\alpha \leq 0,05$) et hautement significative ($\alpha \leq 0,01$). Le premier descripteur agit négativement sur la richesse avienne.

Au niveau de Belezma, le test de Wald est non significatif pour l'ensemble des descripteurs inclus dans le modèle.

Dans la cédraie du Djurdjura, la présence des rochers ($\alpha \leq 0,05$) et le taux de régénération ($\alpha \leq 0,05$) exercent des effets négatifs sur la richesse avienne alors que le taux de feuillus montre un effet positif hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$). Cependant, l'effet de ce dernier descripteur est négatif ($\alpha \leq 0,01$) au niveau de Khenchla.

Deux descripteurs sont significatifs dans le modèle de Théniet El Had : le taux de cavités ($\alpha \leq 0,05$) et le coefficient de variation du volume du houppier ($\alpha \leq 0,05$), ils agissent négativement sur la richesse aviennes.

Tableau XIII : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) de la richesse avienne

Paramètre	B	Erreur standard	Intervalle de confiance de Wald à 95 %		Test d'hypothèse			AIC	
			Inférieur	Supérieur	Khi-deux de Wald	ddl	Sig.		
Chrèa (Ordonnée à l'origine)	8,172	3,9406	,448	15,895	4,300	1	,038	235,038	
	DISARBCV	-5,798	2,3964	-10,495	-1,102	5,855	1		,016*
	VOHOPCV	2,362	,9150	,568	4,155	6,663	1		,010**
Djurdjura (Ordonnée à l'origine)	3,553	2,1859	-,731	7,837	2,642	1	,104	315,502	
	ROCH	-1,235	,4879	-2,191	-,279	6,405	1		,011*
	REGEN	-3,677	1,5277	-6,671	-,682	5,792	1		,016*
Khenchla (Ordonnée à l'origine)	8,439	4,8059	-,981	17,858	3,083	1	,079	322,549	
	FEUIL	-12,176	4,7527	-21,491	-2,861	6,563	1		,010**
Théniet El Had (Ordonnée à l'origine)	5,204	6,0072	-6,570	16,978	,750	1	,386	328,608	
	CAVT	-10,053	5,0875	-20,024	-,081	3,904	1		,048*
	VOHOPCV	-4,549	2,0254	-8,518	-,579	5,044	1		,025*

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

- Modélisation de la diversité taxonomique

De même que pour la richesse avienne, nous constatons pour la Diversité taxonomique (tableau XIV) que c'est le modèle de Chrèa qui est le mieux ajusté avec l'AIC le plus faible (5,790) et ne comprend qu'un seul descripteur hautement significative (la variabilité de la distance entre les arbre, $\alpha \leq 0,01$).

Au niveau de la cédraie de Belezma, le modèle de la diversité taxonomique renferme sept (07) descripteurs qui agissent significativement en l'occurrence la présence de rochers ($\alpha \leq 0,01$), l'écart type du diamètre des arbres ($\alpha \leq 0,05$), l'écart type de la hauteur des arbres ($\alpha \leq 0,05$), le taux de mousses et lichens ($\alpha \leq 0,01$), la hauteur moyenne des arbres ($\alpha \leq 0,05$), le coefficient de variation de la hauteur moyenne des arbres ($\alpha \leq 0,05$) et la surface totale des houppiers ($\alpha \leq 0,05$). Les quatre derniers descripteurs agissent négativement sur la diversité taxonomique.

Au Djurdjura, deux descripteurs exercent un effet positif significatif pour la hauteur moyenne du houppier ($\alpha \leq 0,05$) et hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) pour la variabilité du diamètre des arbres.

Dans le modèle de Khenchla, sur les vingt descripteurs présents, trois (03) sont hautement significatifs (RECHERB, REGEN, FEUIL ; $\alpha \leq 0,01$) alors que l'écart type du diamètre des arbres est significatif ($\alpha \leq 0,05$). L'effet de la strate herbacée est positif alors qu'il est négatif pour les trois autres descripteurs.

La diversité taxonomique semble influencée négativement et d'une manière hautement significative ($\alpha \leq 0,01$) par le descripteur état de santé des arbres (ESANT) au sein de la cédraie de Théniet El Had.

Tableau XIV : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) de la diversité taxonomique

		H' Taxonomique							AIC
Paramètre	B	Erreur standard	Intervalle de confiance de Wald à 95 %		Test d'hypothèse				
			Inférieur	Supérieur	Khi-deux de Wald	ddl	Sig.		
Belezma	(Ordonnée à l'origine)	3,063	,5966	1,893	4,232	26,350	1	,000	7,191
	ROCH	,345	,1272	,096	,594	7,360	1	,007**	
	MOSSL	-,255	,0845	-,421	-,090	9,128	1	,003**	
	DIMARBety	2,372	1,1332	,151	4,593	4,381	1	,036*	
	HTARBMoy	-,062	,0303	-,122	-,003	4,245	1	,039*	
	HTARBety	,259	,1146	,034	,483	5,092	1	,024*	
	HTARBCV	-4,011	1,5888	-7,125	-,897	6,373	1	,012*	
	SUHOPTot	-,001	,0003	-,001	-7,105E-5	4,766	1	,029*	
Chrèa	(Ordonnée à l'origine)	2,807	,6498	1,533	4,080	18,654	1	,000	5,790
	DISARBCV	-1,731	,4087	-2,532	-,930	17,938	1	,000***	
Djurdjura	(Ordonnée à l'origine)	1,228	,3476	,546	1,909	12,469	1	,000	8,594
	DIMARBCV	,558	,1855	,195	,922	9,063	1	,003**	
	HTHOPMoy	,031	,0127	,006	,056	5,872	1	,015*	
Khenchla	(Ordonnée à l'origine)	1,426	1,0045	-,543	3,394	2,014	1	,156	61,766
	RECHERB	,688	,2338	,230	1,146	8,659	1	,003**	
	REGEN	-,673	,2358	-1,135	-,211	8,146	1	,004**	
	FEUIL	-2,728	,8289	-4,353	-1,104	10,835	1	,001**	
	DIMARBety	-1,969	,9779	-3,886	-,053	4,055	1	,044*	
Théniet El Had	(Ordonnée à l'origine)	2,727	,9699	,826	4,628	7,906	1	,005	88,967
	ESANT	-1,207	,3605	-1,913	-,500	11,212	1	,001**	

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

- Modélisation de la diversité trophique

Le modèle de Théniet El Had (tableau XV) est le mieux ajusté avec un AIC égal à $-49,235$. Dans cette cédraie, la diversité trophique est influencée négativement par l'état de santé des arbres avec un effet très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$).

Le modèle de Belezma inclut deux descripteurs dont l'effet est significatif ($\alpha \leq 0,05$) sur la diversité trophique à savoir la hauteur moyenne des arbres (effet positif) et l'écart type de la hauteur des arbres (effet négatif). Notons aussi que le taux de bois mort exerce un effet positif et hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$). La présence d'eau est le seul descripteur dont l'effet est significatif et avec un seuil élevé ($\alpha \leq 0,001$) dans le modèle de Chrèa.

Aucun descripteur ne semble agir significativement dans le modèle de la cédraie du Djurdjura alors qu'au niveau de Khenchla nous enregistrons deux descripteurs dont l'effet est positif au seuil $\alpha \leq 0,01$ pour l'état de santé des arbres et $\alpha \leq 0,05$ pour le diamètre moyen des arbres. Le taux de bois mort exerce un effet négatif ($\alpha \leq 0,05$) sur la diversité trophique.

Tableau XV : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) de la diversité trophique

		H' Trophique							AIC
Paramètre	B	Erreur standard	Intervalle de confiance de Wald à 95 %		Test d'hypothèse				
			Inférieur	Supérieur	Khi-deux de Wald	ddl	Sig.		
Belezma	(Ordonnée à l'origine)	-,767	,6674	-2,075	,541	1,322	1	,250	17,110
	BMORT	1,156	,4136	,345	1,967	7,813	1	,005**	
	HTARBMoy	,073	,0316	,011	,135	5,366	1	,021*	
	HTARBety	-,251	,1195	-,485	-,017	4,414	1	,036*	
Chrèa	(Ordonnée à l'origine)	1,778	,4182	,959	2,598	18,081	1	,000	-41,375
	EAU	-,312	,0880	-,485	-,140	12,582	1	,000***	
Khenchla	(Ordonnée à l'origine)	1,849	,6434	,588	3,110	8,261	1	,004	51,244
	ESANT	,381	,1395	,108	,654	7,460	1	,006**	
	BMORT	-1,292	,4648	-2,203	-,381	7,728	1	,005**	
	DIMARBMoy	,847	,3953	,072	1,621	4,588	1	,032*	
Théniet El Had	(Ordonnée à l'origine)	,751	,3876	-,008	1,511	3,756	1	,053	-49,235
	ESANT	-,539	,1500	-,833	-,245	12,898	1	,000***	

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

- Modélisation de la diversité biogéographique

L'indice d'information d'Akaike (AIC) classe le modèle de Chrèa (tableau XVI) comme le plus adéquat avec une valeur de -2,139. Dans cet habitat, la variabilité des hauteurs des arbres et des volumes du houppier exercent des effets positifs et significatifs ($\alpha \leq 0,05$) sur la diversité biogéographique. Par contre, le descripteur écart type de la hauteur des arbres (HTARBety) agit négativement et d'une manière hautement significative ($\alpha \leq 0,01$).

La hauteur moyenne du fut est le seul descripteur significatif ($\alpha \leq 0,05$) dans le modèle de Belezma avec toutefois, un effet négatif sur la diversité biogéographique.

Dans le modèle de la cédraie du Djurdjura nous enregistrons six (06) descripteurs avec des effets variables. Trois d'entre eux (Recouvrement général, Taux de feuillus et Ecart type de la distance entre les arbres) ont un effet positif hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$), un descripteur (densité des arbres) avec un effet positif significatif ($\alpha \leq 0,05$) et les deux autres (Taux de régénération, coefficient de variation de la hauteur des arbres) avec un effet négatif très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$).

Le modèle de régression de la diversité biogéographique au sein de la cédraie de Khenchla compte seulement un descripteur (Taux de Régénération) à effet négatif significatif ($\alpha \leq 0,05$). A Théniet El Had, aucun descripteur ne s'est montré significatif dans le modèle.

Tableau XVI : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) de la diversité

		H' Biogéographique							AIC
Paramètre	B	Erreur standard	Intervalle de confiance de Wald à 95 %		Test d'hypothèse				
			Inférieur	Supérieur	Khi-deux de Wald	ddl	Sig.		
Belezma	(Ordonnée à l'origine)	,989	,7965	-,572	2,551	1,543	1	,214	42,510
	HTFUTMoy	-,092	,0449	-,180	-,004	4,171	1	,041*	
Chrèa	(Ordonnée à l'origine)	,634	,5334	-,412	1,679	1,412	1	,235	-2,139
	HTARBety	-,289	,0925	-,470	-,108	9,752	1	,002**	
	HTARBCV	3,436	1,5049	,486	6,385	5,212	1	,022*	
	VOHOPCV	,343	,1644	,021	,665	4,361	1	,037*	
Djurdjura	(Ordonnée à l'origine)	,807	,3468	,127	1,486	5,409	1	,020	22,151
	RECGRL	,990	,3240	,355	1,625	9,337	1	,002**	
	REGEN	-,828	,2162	-1,252	-,405	14,676	1	,000***	
	FEUIL	,917	,3214	,287	1,547	8,141	1	,004**	
	DENSARB	,001	,0003	,000	,001	6,273	1	,012*	
	DISARBety	,207	,0651	,079	,334	10,054	1	,002**	
	HTARBCV	-1,459	,4102	-2,263	-,655	12,656	1	,000***	
Khenchla	(Ordonnée à l'origine)	2,278	,6996	,906	3,649	10,599	1	,001	50,974
	REGEN	-,496	,2206	-,929	-,064	5,061	1	,024*	

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

- Modélisation du taux de migrateurs

Le modèle de régression du taux de migrateurs le plus adéquat (AIC= - 167,546) est celui de la cédraie du Djurdjura (tableau XVII). Dans ce modèle, La hauteur moyenne du fut et la variabilité des hauteurs des arbres (HTARBCV) affectent négativement ($\alpha \leq 0,05$) le taux de migrateurs.

Au niveau de la cédraie de Chrèa, le modèle relatif au taux de migrateur révèle l'action positive de la variabilité des diamètres des arbres ($\alpha \leq 0,01$), de la surface moyenne du houppier ($\alpha \leq 0,01$) ainsi que la hauteur moyenne des arbres et sa variabilité ($\alpha \leq 0,05$). Cependant, l'effet est négatif pour la variabilité des distances entre les arbres ($\alpha \leq 0,05$), l'écart type du diamètre ($\alpha \leq 0,05$) et de la hauteur des arbres ($\alpha \leq 0,01$),

Concernant, le modèle de Khenchla, on identifie des effets négatifs hautement significatifs ($\alpha \leq 0,01$) pour le taux de bois mort, la densité des arbres et l'écart type du diamètre des arbres.

L'anthropisation montre un effet positif ($\alpha \leq 0,05$) sur le taux de migrants dans le modèle de la cédraie de Théniet El Had, alors que l'effet du descripteur « présence d'eau » est négatif ($\alpha \leq 0,05$).

Aucun descripteur ne s'est montré significatif dans le modèle de Belezma.

Tableau XVII : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) du taux de migrants

		Taux de migrants (%)							
Paramètre	B	Erreur standard	Intervalle de confiance de Wald à 95 %		Test d'hypothèse			AIC	
			Inférieur	Supérieur	Khi-deux de Wald	ddl	Sig.		
Chrèa	(Ordonnée à l'origine)	-,151	,1757	-,495	,194	,735	1	,391	-156,580
	DISARBCV	-,197	,0975	-,388	-,006	4,092	1	,043*	
	DIMARBEty	-,927	,3939	-1,699	-,155	5,536	1	,019*	
	DIMARBCV	,480	,1473	,192	,769	10,626	1	,001**	
	HTARBMoy	,012	,0058	,001	,023	4,319	1	,038*	
	HTARBEty	-,074	,0250	-,123	-,025	8,817	1	,003**	
	HTARBCV	,839	,3981	,059	1,620	4,446	1	,035*	
	SUHOPMoy	,007	,0021	,003	,011	10,468	1	,001**	
Djurdjura	(Ordonnée à l'origine)	,302	,1029	,100	,503	8,593	1	,003	-167,546
	HTARBCV	-,416	,2124	-,832	,000	3,836	1	,050*	
	HTFUTMoy	-,026	,0101	-,046	-,006	6,431	1	,011*	
Khenchla	(Ordonnée à l'origine)	,073	,2480	-,413	,559	,086	1	,769	-96,614
	BMORT	-,402	,1488	-,694	-,111	7,314	1	,007**	
	DENSARB	-,001	,0002	-,001	,000	11,869	1	,001**	
	DIMARBEty	-,889	,3369	-1,549	-,228	6,955	1	,008**	
Théniet el Had	(Ordonnée à l'origine)	,084	,3245	-,552	,720	,067	1	,795	-104,249
	ANTH	,028	,0142	,000	,056	3,881	1	,049*	
	EAU	-,078	,0380	-,153	-,004	4,246	1	,039*	

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

- Modélisation du taux de sédentaires

Selon les valeurs de l'indice d'information d'Akaike (AIC= -167,546), le modèle du taux de sédentaire de la cédraie Djurdjura (tableau XVIII) paraît le plus adéquat. Dans ce modèle, la variation des hauteurs des arbres et la hauteur moyenne du fut exercent des effets positifs significatifs ($\alpha \leq 0,05$) sur le taux de sédentaires.

Dans la cédraie de Chrèa, on note d'une part des effets positifs de la variation de la distance entre les arbres ($\alpha \leq 0,05$), des écarts type des diamètres ($\alpha \leq 0,05$) et des hauteurs des arbres ($\alpha \leq 0,01$) et d'autre part des effets négatifs de la variation des diamètres ($\alpha \leq 0,001$) et des hauteurs ($\alpha \leq 0,05$) des arbres, de la hauteur moyenne des arbres ($\alpha \leq 0,05$) et de la surface moyenne du houppier ($\alpha \leq 0,001$).

Le modèle de Khenchla se caractérise par les effets positifs du taux de bois mort ($\alpha \leq 0,01$), de la densité des arbres ($\alpha \leq 0,001$) et de l'écart type du diamètre des arbres ($\alpha \leq 0,01$).

Le descripteur anthropisation agit négativement ($\alpha \leq 0,05$) sur le taux de sédentaire dans la cédraie de Théniet El Had alors que la présence de cours d'eau montre un effet positif ($\alpha \leq 0,05$).

Nous n'avons enregistré aucun effet significatif des descripteurs du modèle élaboré pour le taux des oiseaux sédentaires au niveau de la cédraie de Belezma.

Tableau XVIII : Modèles Linéaires Généralisés (GLM) du taux de sédentaires

		Taux de sédentaires (%)							AIC
Paramètre	B	Erreur standard	Intervalle de confiance de Wald à 95 %		Test d'hypothèse				
			Inférieur	Supérieur	Khi-deux de Wald	ddl	Sig.		
Chrèa	(Ordonnée à l'origine)	1,151	,1757	,806	1,495	42,872	1	,000	-156,580
	DISARBCV	,197	,0975	,006	,388	4,092	1	,043*	
	DIMARBety	,927	,3939	,155	1,699	5,536	1	,019*	
	DIMARBCV	-,480	,1473	-,769	-,192	10,626	1	,001***	
	HTARBMoy	-,012	,0058	-,023	-,001	4,319	1	,038*	
	HTARBety	,074	,0250	,025	,123	8,817	1	,003**	
	HTARBCV	-,839	,3981	-1,620	-,059	4,446	1	,035*	
	SUHOPMoy	-,007	,0021	-,011	-,003	10,468	1	,001***	
Djurdjura	(Ordonnée à l'origine)	,698	,1029	,497	,900	46,083	1	,000	-167,546
	HTARBCV	,416	,2124	,000	,832	3,836	1	,050*	
	HTFUTMoy	,026	,0101	,006	,046	6,431	1	,011*	
Khenchla	(Ordonnée à l'origine)	,927	,2480	,441	1,413	13,983	1	,000	-96,614
	BMORT	,402	,1488	,111	,694	7,314	1	,007**	
	DENSARB	,001	,0002	,000	,001	11,869	1	,001***	
	DIMARBety	,889	,3369	,228	1,549	6,955	1	,008**	
Théniet el Had	(Ordonnée à l'origine)	,916	,3245	,280	1,552	7,965	1	,005	-104,249
	ANTH	-,028	,0142	-,056	,000	3,881	1	,049*	
	EAU	,078	,0380	,004	,153	4,246	1	,039*	

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

4.3.5 - Modélisation Autécologique

Les relations entre les espèces aviennes et les descripteurs d'habitat sont décrites à l'aide de modèles de régression logistique qui modélisent la probabilité de présence des espèces aviennes en fonction des descripteurs d'habitats.

Nous avons ainsi, obtenu un modèle de régression logistique pour chacune des 19 espèces aviennes retenues (dont les fréquences sont supérieures à 20%).

Gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca*)

L'évaluation de l'ajustement des modèles se base sur R^2 de Nagelkerke. Comme le R^2 de la régression multiple, plus la valeur de ce coefficient est élevée, mieux le modèle est ajusté aux données. En effet, le tableau XIX relatif à la régression logistique du Gobemouche noir, montre que les modèles de Chréa et de Théniet El Had sont les mieux ajustés avec respectivement des R^2 de Nagelkerke de 0,785 et 0,499.

Nous chercherons à identifier les variables qui permettent de prédire le plus efficacement la probabilité de présence de nos espèces. A cet effet, on évalue la signification statistique des coefficients estimés des variables indépendantes (descripteurs) conservées afin de s'assurer que chacune contribue à mieux prédire la probabilité de présence des espèces. Pour ce faire, nous nous basons sur la statistique Wald.

Pour le modèle du Gobemouche noir (Tableau XIX), le recouvrement général influence positivement ($\text{Exp}(B) > 1$) la probabilité de présence de cette espèce au seuil $\alpha \leq 0,05$, alors qu'on note un effet négatif ($\text{Exp}(B) < 1$) du recouvrement arboré ($\alpha \leq 0,05$) et de la densité des arbres ($\alpha \leq 0,05$).

Au niveau du Djurdjura, seule la variabilité de la surface terrière semble pertinente dans le modèle ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$).

Dans le modèle de Théniet El Had, nous enregistrons des effets négatifs ($\text{Exp}(B) < 1$) du recouvrement arbustif ($\alpha \leq 0,001$) et du coefficient de variation du volume du houppier ($\alpha \leq 0,05$).

Le taux de bois mort, la densité des arbres et l'écart type des diamètres des arbres affectent négativement ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$) la présence du Gobemouche noir dans la cédraie de Khenchla.

Tableau XIX : Modèles de régression logistique du Gobemouche noir

		Gobemouche noir									
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de	
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke	
Chrèa	RECGRL	38,541	16,547	5,425	1	,020*	5,472E16	449,965	6,655E30	,785	
	RECARBR	-31,454	15,262	4,248	1	,039*	,001	,000	,214		
	DENSARB	-,010	,005	4,247	1	,039*	,990	,981	1,000		
	Constante	-,673	5,988	,013	1	,911	,510				
Djurdjura	HTARBETy	-,500	,329	2,310	1	,129	,607	,318	1,156	,270	
	GCV	1,476	,581	6,462	1	,011*	4,375	1,402	13,651		
	Constante	-2,693	1,635	2,713	1	,100	,068				
T. El Had	RECARBU	-10,705	2,777	14,857	1	,000***	,000	,000	,005	,499	
	DIMARBETy	11,705	6,307	3,445	1	,063	121154,79	,519	2,828E10		
	VOHOPCV	-3,607	1,610	5,021	1	,025*	,027	,001	,636		
	Constante	2,692	1,394	3,727	1	,054	14,756				
khenchla	RECGRL	6,219	5,286	1,384	1	,239	502,434	,016	15873647,3	,338	
	RECHERB	3,038	1,657	3,361	1	,067	20,856	,811	536,605		
	FEUIL	-12,738	8,936	2,032	1	,154	,000	,000	118,647		
	BMORT	-7,429	3,310	5,039	1	,025*	,001	,000	,390		
	DENSARB	-,012	,005	5,814	1	,016*	,988	,979	,998		
	DIMARBETy	-8,670	4,246	4,169	1	,041*	,000	,000	,707		
	HTARBMoy	,081	,079	1,064	1	,302	1,085	,929	1,266		
	Constante	-1,248	4,637	,072	1	,788	,287				

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Merle noir (*Turdus merula*)

Les modèles de régression logistique du Merle noir (tableau XX) les mieux ajustés sont respectivement ceux de Théniet El Had (R^2 de Nagelkerke = 0,578) et de Belezma (R^2 de Nagelkerke = 0,462).

Les variables prédictives pertinentes dans ces deux modèles sont pour Théniet El Had, l'écart type du diamètre des arbres ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$), la variation du diamètre des arbres ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$), la hauteur moyenne du fut ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$), la surface moyenne du houppier ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$), l'écart type du volume total de bois ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$) et la variabilité du volume total de bois ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$).

Pour la cédraie de Belezma, il s'agit de la pente ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$), de la variabilité des hauteurs des arbres ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$) et du volume total de bois ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$).

Seule la surface terrière moyenne est pertinente dans le modèle de Chrèa ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$). Dans la cédraie de Djurdjura, le Merle noir semble affecté positivement par le recouvrement général ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$) et négativement par le recouvrement de la strate herbacée ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$).

Tableau XX : Modèles de régression logistique du Merle noir

		Merle noir									
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de Nagelkerke	
								Inférieur	Supérieur		
Belezma	PENT	10,015	4,097	5,974	1	,015*	22365,021	7,274	68764093,9		
	HTARBCV	-9,776	4,642	4,436	1	,035*	,000	,000	,507		
	GTot	1,003	,723	1,925	1	,165	2,727	,661	11,250	,462	
	VTot	-,517	,222	5,421	1	,020*	,596	,386	,921		
	Constante	-,290	1,757	,027	1	,869	,748				
Chrèa	HTARBMoy	-,100	,082	1,476	1	,224	,905	,770	1,063		
	GMoy	5,563	2,521	4,872	1	,027*	260,672	1,865	36440,209	,126	
	Constante	-,072	1,247	,003	1	,954	,931				
Djurdjura	RECGRL	6,757	2,780	5,907	1	,015*	859,985	3,698	199968,933		
	RECHERB	-2,406	1,038	5,372	1	,020*	,090	,012	,690		
	Constante	-4,317	2,160	3,994	1	,046	,013			,164	
T. El Had	ANTH	-,905	,529	2,924	1	,087	,404	,143	1,142		
	DIMARBety	-42,784	19,737	4,699	1	,030*	,000	,000	,017		
	DIMARBCV	16,252	7,589	4,587	1	,032*	11430145,	3,969	3,292E13		
	HTFUTMoy	-1,862	,766	5,908	1	,015*	,155	,035	,697		
	SUHOPMoy	,195	,081	5,800	1	,016*	1,216	1,037	1,425	,578	
	VEty	3,641	1,784	4,164	1	,041*	38,120	1,155	1258,563		
	VCV	-9,665	3,956	5,968	1	,015*	,000	,000	,148		
	Constante	10,919	4,525	5,822	1	,016	55219,795				

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Mésange charbonnière (*Parus major*)

Le modèle de Chrèa (tableau XXI) est le mieux ajusté avec un R^2 de Nagelkerke = 0,441. Dans ce dernier, les probabilités de présence de la Mésange charbonnière sont influencées positivement par le descripteur « anthropisation » ($\text{Exp (B)} > 1$; $\alpha \leq 0,05$) et négativement par le recouvrement de la strate herbacée ($\text{Exp (B)} < 1$; $\alpha \leq 0,001$).

Le taux de bois mort agit positivement ($\text{Exp (B)} > 1$; $\alpha \leq 0,05$) sur la présence de cette espèce dans la cédraie de Belezma. Dans le modèle du Djurdjura, nous trouvons le recouvrement général ($\text{Exp (B)} > 1$; $\alpha \leq 0,05$) et le taux de cavités ($\text{Exp (B)} > 1$; $\alpha \leq 0,01$) comme descripteurs pertinents.

Les descripteurs d'habitats les plus influençant sur la présence de la Mésange charbonnière au niveau de la cédraie de Théniet El Had sont le diamètre moyen des arbres ($\text{Exp (B)} < 1$; $\alpha \leq 0,05$), l'écart type des diamètres des arbres ($\text{Exp (B)} > 1$; $\alpha \leq 0,05$) et les variabilités du diamètre des arbres ($\text{Exp (B)} < 1$; $\alpha \leq 0,01$) et de la hauteur des arbres ($\text{Exp (B)} > 1$; $\alpha \leq 0,01$).

Gobemouche gris (*Muscicapa striata*)

Cette espèce n'a été retenue que pour la cédraie de Belezma (tableau XXII). La valeur du R² de Nagelkerke de 0,302 est jugée acceptable pour la qualité d'ajustement du modèle. Les trois descripteurs inclus dans ce modèle montrent une certaine influence sur la probabilité de présence du Gobemouche gris. Il s'agit de la pente (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,01$), de la densité du peuplement forestier (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) et de la variabilité des hauteurs des houppiers (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$).

Tableau XXI : Modèles de régression logistique de la Mésange charbonnière

		Mésange charbonnière								
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke
Belezma	BMORT	8,885	3,592	6,118	1	,013*	7221,450	6,324	8246153,85	,191
	HTFUTCV	1,366	1,052	1,685	1	,194	3,920	,498	30,836	
	Constante	-2,164	,773	7,836	1	,005	,115			
Chréa	ANTH	1,018	,435	5,486	1	,019*	2,769	1,181	6,492	,441
	RECHERB	-4,092	1,221	11,236	1	,001***	,017	,002	,183	
	HTARBETy	-,375	,385	,947	1	,330	,687	,323	1,462	
	GMoy	3,383	2,629	1,655	1	,198	29,450	,170	5096,108	
	Constante	1,690	1,625	1,081	1	,298	5,419			
Djurdjura	RECGRL	6,155	2,815	4,781	1	,029*	471,184	1,892	117342,410	,187
	CAVT	4,439	1,566	8,029	1	,005**	84,669	3,930	1824,349	
	Constante	-5,957	2,467	5,831	1	,016	,003			
T. El Had	RECGRL	7,319	4,211	3,021	1	,082	1508,329	,393	5792261,32	,250
	DIMARBMoy	-23,2	10,323	5,086	1	,024*	,000	,000	,048	
	DIMARBETy	58,0	23,573	6,074	1	,014*	1,707E25	146718,	1,985E45	
	DIMARBCV	-31,7	12,256	6,710	1	,010**	,000	,000	,000	
	HTARBCV	8,96	3,311	7,268	1	,007**	7525,455	11,435	4952767,20	
Constante	5,58	6,260	,791	1	,374	262,004				

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Tableau XXII : Modèles de régression logistique du Gobemouche gris

		Gobemouche gris								
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke
Belezma	PENT	-6,887	2,614	6,938	1	,008**	,001	,000	,172	,302
	DENSARB	-,014	,006	5,161	1	,023*	,986	,974	,998	
	HTHOPCV	7,636	2,749	7,714	1	,005**	2070,971	9,463	453252,66	
	Constante	2,194	1,396	2,469	1	,116	8,970			

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Geai des chênes (*Garrulus glandarius*)

Retenu uniquement dans deux cédraies (tableau **XXIII**), le Geai des chênes présente le modèle de régression le mieux ajusté au niveau de la cédraie de Théniet El Had avec R² de Nagelkerke de 0,554. Ce modèle présente aussi un nombre plus important de variables pertinentes à savoir : la présence de cours d'eau (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$), la variabilité des hauteurs du houppier (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$), la surface (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) et le volume (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$) totaux des houppiers. Pour Chréa, on note seulement la surface moyenne du houppier qui semble agir positivement sur la présence du Geai des chênes (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$).

Tableau XXIII : Modèles de régression logistique du Geai des chênes

		Geai des chênes							R-deux de Nagelkerke	
	A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%			
							Inférieur	Supérieur		
Chréa	RECHERB	1,979	1,336	2,196	1	,138	7,237	,528	99,175	,256
	BMORT	-9,482	7,085	1,791	1	,181	,000	,000	81,735	
	SUHOPMoy	,100	,041	5,804	1	,016*	1,105	1,019	1,198	
	Constante	-3,128	1,159	7,279	1	,007	,044			
T. El Had	EAU	2,600	1,131	5,286	1	,021*	13,469	1,468	123,612	,554
	DENSARB	,014	,008	3,297	1	,069	1,014	,999	1,029	
	HTARBMoy	,577	,322	3,215	1	,073	1,780	,948	3,343	
	HTHOPMoy	-1,383	,721	3,678	1	,055	,251	,061	1,031	
	HTHOPCV	-9,391	4,371	4,616	1	,032*	,000	,000	,439	
	SUHOPTot	-,017	,008	4,046	1	,044*	,983	,967	1,000	
	VOHOPTot	,006	,003	5,977	1	,014*	1,006	1,001	1,012	
Constante	,460	4,751	,009	1	,923	1,584				

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Mésange noire (*Periparus ater*)

Parmi les cinq modèles de régression de la Mésange noire au niveau des cinq cédraies (tableau **XXIV**), nous constatons que les modèles du Djurdjura et de Khenchla sont les mieux ajustés avec respectivement des R² de Nagelkerke de 0,484 et 0,481.

Dans le premier modèle, c'est la variabilité des hauteurs des arbres (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) et le volume moyen du houppier (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,001$) qui agissent sur la présence de la Mésange noire. Le deuxième modèle qui concerne la cédraie de Khenchla, comprend quatre descripteurs efficaces (le recouvrement arbustif, la densité des arbres, l'écart type du diamètre des arbres, la hauteur moyenne des arbres) qui agissent négativement sur l'espèce (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$).

Les modèles de Belezma, Chréa et Théniet El Had comportent chacun une seule variable indépendante pertinente, il s'agit respectivement de la variabilité des hauteurs du houppier (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$), du recouvrement arbustif (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) et l'écart type de la surface terrière (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$).

Tableau XXIV : Modèles de régression logistique de la Mésange noire

		Mésange noire								
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke
Belezma	BMORT	13,787	7,249	3,617	1	,057	971920,18	,656	1,439E1	,315
	DIMARBCV	-2,943	2,068	2,026	1	,155	,053	,001	3,033	
	HTARBEty	1,061	,609	3,036	1	,081	2,889	,876	9,527	
	HTHOPCV	-11,469	4,540	6,382	1	,012*	,000	,000	,076	
	Constante	3,674	1,875	3,841	1	,050	39,425			
Chrèa	RECARBU	-4,992	2,233	4,995	1	,025*	,007	,000	,541	,232
	DENSARB	,006	,006	,999	1	,318	1,006	,994	1,019	
	Constante	1,013	2,071	,239	1	,625	2,754			
Djurdjura	BMORT	13,097	7,624	2,951	1	,086	487562,77	,158	1,505E1	,484
	HTARBCV	-8,604	4,262	4,076	1	,043*	,000	,000	,778	
	VOHOPMoy	-,015	,004	11,702	1	,001***	,986	,977	,994	
	Constante	7,246	2,037	12,651	1	,000	1402,066			
T. El Had	RECGRL	9,582	9,829	,950	1	,330	14496,498	,000	3,370E1	,254
	DENSARB	,017	,013	1,733	1	,188	1,017	,992	1,042	
	DIMARBMoy	18,385	11,615	2,505	1	,113	96497370,	,013	7,439E1	
	DIMARBCV	13,844	9,891	1,959	1	,162	1028998,2	,004	2,703E1	
	GEty	-19,619	9,925	3,907	1	,048*	,000	,000	,848	
	Constante	-19,815	13,813	2,058	1	,151	,000			
khenchla	RECARBU	-14,015	6,388	4,813	1	,028*	,000	,000	,224	,481
	DENSARB	-,011	,005	4,503	1	,034*	,989	,979	,999	
	DIMARBEty	-16,786	8,427	3,968	1	,046*	,000	,000	,764	
	HTARBMoy	,545	,257	4,512	1	,034*	1,725	1,043	2,854	
	HTFUTEty	-,450	,333	1,823	1	,177	,638	,332	1,225	
	HTFUTCV	2,232	1,810	1,521	1	,218	9,314	,268	323,224	
	Constante	2,443	3,043	,645	1	,422	11,510			

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Mésange Nord-africaine (*Cyanistes teneriffae*)

Les deux modèles de régression logistique élaborés pour la Mésange Nord-africaine au niveau des cédraies du Djurdjura et Théniet El Had (tableau XXV) semblent être bien ajusté avec des R^2 de Nagelkerke respectifs très proches soit 0,377 et 0,349.

Cette espèce est influencée au Djurdjura, par le taux de régénération ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,01$) et la variabilité des diamètres des arbres ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$). Ce dernier descripteur est aussi présent dans le modèle de Théniet El Had ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$). D'autres descripteurs sont aussi pertinents à Théniet El Had tel que la présence de rochers ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$) et la distance moyenne entre les arbres ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,01$).

Rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*)

Les modèles de régression logistique du Rougequeue à front blanc (tableau XXVI) ne semblent pas bien ajustés vu les valeurs faibles du R^2 de Nagelkerke.

Le modèle de cette espèce au niveau de la cédraie de Belezma contient seulement une variable indépendante pertinente à savoir l'écart type des surfaces du houppier dont l'effet est positif sur la probabilité de présence de l'espèce ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$). Le modèle de Khenchla quant à lui, renferme deux descripteurs pertinents. Il s'agit du recouvrement de la strate herbacée ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$) et le volume total des houppiers ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$).

Tableau XXV : Modèles de régression logistique de la Mésange Nord-africaine

		Mésange Nord-africaine							
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%	R-deux de
								Inférieur Supérieur	Nagelkerke
Djurdjura	REGEN	-8,557	3,299	6,730	1	,009**	,000	,000	,123
	FEUIL	6,550	3,394	3,724	1	,054	699,255	,903	541665,5
	BMORT	-12,807	6,917	3,428	1	,064	,000	,000	2,118
	DIMARBCV	-3,843	1,727	4,950	1	,026*	,021	,001	,633
	Constante	2,853	1,253	5,188	1	,023	17,343		,377
T. El Had	ROCH	-3,054	1,157	6,969	1	,008**	,047	,005	,455
	DISARBMoy	1,348	,498	7,326	1	,007**	3,848	1,450	10,210
	DIMARBMoy	-6,993	3,981	3,085	1	,079	,001	,000	2,249
	DIMARBCV	-8,215	3,272	6,305	1	,012*	,000	,000	,165
	Constante	1,886	2,703	,487	1	,485	6,593		,349

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Tableau XXVI : Modèles de régression logistique du Rougequeue à front blanc

		Rougequeue à front blanc							
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%	R-deux de
								Inférieur Supérieur	Nagelkerke
Belezma	DIMARBMoy	-6,672	3,731	3,198	1	,074	,001	,000	1,897
	SUHOPÉty	,189	,076	6,179	1	,013*	1,208	1,041	1,402
	Constante	-1,032	,802	1,655	1	,198	,356		,159
khenchla	ANTH	,683	,393	3,019	1	,082	1,981	,916	4,282
	RECHERB	2,914	1,439	4,097	1	,043*	18,425	1,097	309,523
	DIMARBCV	-2,421	1,417	2,921	1	,087	,089	,006	1,427
	VOHOPTot	,001	,000	5,060	1	,024*	1,001	1,000	1,001
	Constante	-3,326	1,494	4,959	1	,026	,036		,296

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Pigeon ramier (*Columba palumbus*)

Les modèles de régression logistique les mieux ajustés pour cette espèce (tableau XXVII) sont ceux de Chréa (R^2 de Nagelkerke = 0,377) et de Belezma (R^2 de Nagelkerke = 0,324).

La contribution de trois descripteurs dans le premier modèle (Chréa) est enregistrée. Il s'agit de la variabilité du diamètre des arbres ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$), de la hauteur moyenne des arbres ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$) et de la variabilité de la surface des houppiers ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,01$). Pour Belezma, on note la distance moyenne entre les arbres ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,01$) et le volume moyen du houppier ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,01$).

Une seule variable indépendante à savoir le recouvrement général ($\text{Exp}(B) > 1 ; \alpha \leq 0,05$) est pertinente au niveau du Djurdjura.

Le modèle de régression de Théniet El Had laisse apparaître l'effet négatif de la variabilité des diamètres des arbres ($\text{Exp}(B) < 1 ; \alpha \leq 0,05$) et un effet positif de la hauteur moyenne des houppiers ($\text{Exp}(B) > 1 ; \alpha \leq 0,05$).

Tableau XXVII : Modèles de régression logistique du Pigeon ramier

		Pigeon ramier								
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke
Belezma	FEUIL	5,040	3,986	1,599	1	,206	154,408	,063	381410,5	,324
	DISARBMoy	,630	,242	6,776	1	,009**	1,878	1,169	3,019	
	VOHOPMoy	-,028	,009	9,069	1	,003**	,973	,955	,990	
	Constante	-,169	1,108	,023	1	,879	,845			
Chr�a	ANTH	-,719	,436	2,723	1	,099	,487	,207	1,145	,377
	DIMARBCV	-8,030	3,562	5,082	1	,024*	,000	,000	,350	
	HTARBMoy	-,195	,092	4,457	1	,035*	,823	,687	,986	
	SUHOPCV	8,143	2,929	7,732	1	,005**	3439,653	11,059	1069823,8	
	Constante	1,363	2,067	,435	1	,510	3,909			
Djurdjura	ROCH	-1,824	1,082	2,840	1	,092	,161	,019	1,346	,186
	RECGRL	6,150	2,713	5,139	1	,023*	468,814	2,300	95568,977	
	Constante	-2,445	2,432	1,011	1	,315	,087			
T. El Had	DIMARBCV	-4,356	1,893	5,294	1	,021*	,013	,000	,524	,178
	HTHOPMoy	,324	,150	4,660	1	,031*	1,383	1,030	1,856	
	Constante	-,315	1,227	,066	1	,797	,729			

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix*)

Le modèle de régression du Pouillot siffleur dans la cédraie de Belezma (tableau XXIX) ne semble pas être bien ajusté (R^2 de Nagelkerke = 0,277).

La pente montre un effet négatif sur cette espèce ($\text{Exp}(B) < 1 ; \alpha \leq 0,05$) alors que l'écart type de la distance entre les arbres influe positivement ($\text{Exp}(B) > 1 ; \alpha \leq 0,05$) sur la probabilité de présence du Pouillot siffleur dans la cédraie de Belezma.

Roitelet triple bandeau (*Regulus ignicapilla*)

Le modèle de Belezma est le mieux ajusté avec un R^2 de Nagelkerke égal à 0,482. Cette espèce retenue dans les différentes cédraies (tableau XXX), présente cinq modèles de régressions logistiques qui diff rent par les descripteurs inclus. En effet, à Belezma on trouve les variabilités des hauteurs des arbres ($\text{Exp}(B) < 1 ; \alpha \leq 0,05$) et les volumes des houppiers ($\text{Exp}(B) > 1 ; \alpha \leq 0,01$) qui agissent sur la probabilité d'occurrence du Roitelet triple bandeau.

Dans la cédraie de Chréa, le modèle ne comprend qu'une seule variable explicative en l'occurrence la surface moyenne des houppiers et qui a un effet négatif sur la présence de l'espèce (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$). Les modèles de Djurdjura et de Khenchla présentent aussi un seul descripteur pertinent chacun à savoir le recouvrement de la strate herbacée et dont l'effet est négatif (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) pour le premier habitat et l'écart type du diamètre des arbres avec aussi un effet négatif (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) pour le deuxième habitat.

Dans le modèle de régression logistique de Théniet El Had on note les effets positif du diamètre moyen des arbres (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$) et de l'écart type de la hauteur du houppier (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$) et l'effet négatif du taux de bois mort (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$).

Tableau XXIX : Modèles de régression logistique du Pouillot siffleur

		Pouillot siffleur								
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke
Belezma	PENT	-6,980	2,547	7,511	1	,006**	,001	,000	,137	
	DISARBety	,869	,435	3,990	1	,046*	2,385	1,016	5,595	
	HTARBety	-,643	,456	1,987	1	,159	,526	,215	1,285	,277
	HTARBCV	5,468	5,646	,938	1	,333	236,907	,004	15141318,8	
	Constante	-,881	1,985	,197	1	,657	,414			

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Tableau XXX : Modèles de régression logistique du Roitelet triple bandeau

		Roitelet triple bandeau								
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke
Belezma	HTARBCV	-20,521	7,963	6,641	1	,010**	,000	,000	,007	
	VOHOPCV	11,224	4,371	6,595	1	,010**	74939,6	14,267	3,936E8	,482
	Constante	-1,058	2,544	,173	1	,677	,347			
Chrè	SUHOPMoy	-,239	,114	4,411	1	,036*	,788	,630	,984	,394
	Constante	8,236	3,193	6,654	1	,010	3775,031			
Djurdjura	RECHERB	-5,669	2,722	4,338	1	,037*	,003	,000	,716	
	BMORT	15,057	10,136	2,207	1	,137	3460711,7	,008	1,469E15	
	HTARBMoy	-,241	,130	3,445	1	,063	,786	,609	1,014	,282
	Constante	8,450	3,042	7,717	1	,005	4673,434			
T. El Had	FEUIL	2,066	2,800	,544	1	,461	7,892	,033	1908,177	
	BMORT	-4,913	2,415	4,137	1	,042*	,007	,000	,836	
	DIMARBMoy	7,130	3,632	3,854	1	,050*	1249,234	1,012	1542606,	,196
	DIMARBety	-6,859	5,128	1,789	1	,181	,001	,000	24,325	
	HTHOPEty	,827	,391	4,479	1	,034*	2,287	1,063	4,922	
	Constante	-3,069	1,998	2,360	1	,125	,046			
khenchla	DIMARBety	-14,941	7,501	3,967	1	,046*	,000	,000	,788	
	DIMARBCV	3,923	2,744	2,044	1	,153	50,547	,233	10949,4	
	VOHOPTot	,001	,001	3,681	1	,055	1,001	1,000	1,002	,321
	VTot	,027	,015	3,144	1	,076	1,027	,997	1,058	
	Constante	-,451	1,241	,132	1	,716	,637			

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Rougegorge familial (*Erithacus rubecula*)

Le modèle de régression le mieux ajusté pour cette espèce est celui de Khenchla avec un R² de Nagelkerke de 0,681 (tableau XXXI). Toutefois, les modèles de Belezma et Chréa sont aussi considérés comme bien ajusté et dont les R² de Nagelkerke respectifs sont de 0,432 et 0,412.

Trois descripteurs sont pertinents dans le modèle de Belezma, il s'agit du recouvrement de la strate herbacée (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$), de la hauteur moyenne des arbres (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$) et de l'écart type de la hauteur du houppier (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$). Les effets sont positifs pour les deux premiers et négatif pour le troisième descripteur.

Le recouvrement général exerce un effet négatif hautement significatif (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,01$) sur la probabilité de présence du Rougegorge à Chréa alors que les recouvrements arboré et arbustif ont des effets positifs (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$). Les descripteurs inclus dans le modèle de Djurdjura n'ont aucun effet significatif sur la présence de cette espèce.

Au niveau de la cédraie de Khenchla, l'anthropisation et le recouvrement général ont des effets négatifs (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) alors que l'influence est positive pour la hauteur moyenne du houppier (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$) et la variabilité des surfaces des houppiers (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$).

Tableau XXXI : Modèles de régression logistique du Rougegorge familial

		Rougegorge familial							R-deux de Nagelkerke
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) Inférieur Supérieur	
Belezma	ANTH	-,784	,409	3,666	1	,056	,457	,205 1,019	,432
	RECHERB	12,015	4,332	7,692	1	,006**	165252,52	33,920 8,051E8	
	HTARBMoy	,283	,128	4,884	1	,027*	1,327	1,033 1,707	
	HTHOPEty	-,913	,323	8,000	1	,005**	,402	,213 ,756	
	Constante	-6,789	3,912	3,012	1	,083	,001		
Chréa	RECGRL	-15,856	5,583	8,066	1	,005**	,000	,000 ,007	,412
	RECARBR	15,337	5,043	9,248	1	,002**	4577060,9	233,271 8,981E10	
	RECARBU	10,435	3,764	7,683	1	,006**	34016,930	21,251 54451542,	
	Constante	,873	2,852	,094	1	,760	2,393		
Djurdjur	FEUIL	-5,005	4,298	1,356	1	,244	,007	,000 30,522	,108
	HTARBMoy	,256	,210	1,481	1	,224	1,292	,855 1,952	
	HTARBCV	3,160	6,163	,263	1	,608	23,572	,000 4156126,	
	Constante	-,879	3,489	,064	1	,801	,415		
khenchla	ANTH	-2,946	1,186	6,173	1	,013*	,053	,005 ,537	,681
	RECGRL	-42,331	19,454	4,735	1	,030*	,000	,000 ,015	
	RECARBR	21,628	11,655	3,444	1	,063	2,472E9	,297 2,059E19	
	FEUIL	14,533	7,499	3,755	1	,053	2049256,0	,847 4,956E12	
	BMORT	9,311	4,870	3,655	1	,056	11056,316	,791 1,545E8	
	HTARBCV	-9,660	5,414	3,184	1	,074	,000	,000 2,588	
	HTHOPMoy	,621	,280	4,913	1	,027*	1,861	1,075 3,224	
	SUHOPCV	5,936	2,102	7,974	1	,005**	378,257	6,146 23280,1	
Constante	13,782	9,161	2,263	1	,132	967314,46			

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Troglodytes mignon (*Troglodytes troglodytes*)

Les R² de Nagelkerke sont relativement faibles ce qui témoigne que les trois modèles de régression logistique obtenus pour le Troglodytes mignon ne sont pas assez bien ajustés (tableau XXXII).

Le diamètre moyen exerce un effet positif (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) sur la probabilité de présence du Troglodytes mignon au niveau de la cédraie de Belezma. Au Djurdjura, les descripteurs pertinents sont la hauteur moyenne du houppier (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$) et l'écart type du volume total de bois (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,01$) dont les effets sont négatifs sur la présence de l'espèce.

Dans le modèle de régression du troisième habitat on enregistre l'effet négatif de l'écart type de la distance entre les arbres (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) et l'effet positif du volume total du houppier (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$).

Tableau XXXII : Modèles de régression logistique du Troglodytes mignon

		Troglodytes mignon								
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke
Belezma	DIMARBMoy	6,560	2,994	4,800	1	,028*	706,427	1,997	249918,499	,126
	Constante	-1,735	,980	3,136	1	,077	,176			
Djurdjura	BMORT	8,105	5,256	2,377	1	,123	3310,361	,111	98655054,0	,242
	HTHOPMoy	,360	,133	7,343	1	,007**	1,433	1,105	1,859	
	VEty	-,780	,280	7,766	1	,005**	,459	,265	,793	
	Constante	-2,340	1,162	4,058	1	,044	,096			
khenchla	DISARBty	-,612	,240	6,505	1	,011*	,542	,339	,868	,238
	VOHOPTot	,001	,000	5,643	1	,018*	1,001	1,000	1,001	
	Constante	,140	,892	,025	1	,875	1,151			

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Serin cini (*Serinus serinus*)

Les deux modèles les mieux ajustés sont ceux de Djurdjura et de Chréa (tableau XXXIII) avec respectivement des R² de Nagelkerke de 0,482 et 0,408.

Tous les descripteurs inclus dans le modèle de régression du Serin cini à Belezma ont une influence positive sur l'espèce. Il s'agit du recouvrement général (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$), du recouvrement arbustif (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$) et de la variabilité des hauteurs des arbres (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$).

La densité des arbres exerce un effet négatif (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,01$) dans la cédraie de Chréa alors que la variabilité des volumes des houppiers agit positivement dans cet habitat (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$).

Pour le modèle de régression du Djurdjura, on note les effets positifs des cours d'eau (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,01$) et de l'écart type de la hauteur du fut (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,01$) et l'effet négatif de la densité des arbres (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,01$). Le modèle de Khenchla ne présente aucun descripteur pertinent.

Pic de Levillant (*Picus vaillantii*)

Le modèle de régression logistique élaboré au niveau de la cédraie de Djurdjura (tableau XXXIV) est le mieux ajusté avec un R² de Nagelkerke de 0,425. Dans ce modèle, les quatre descripteurs qui le composent influent positivement sur la probabilité de présence du Pic de Levillant. Il s'agit du recouvrement général (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$), du taux de feuillus (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$), de la densité des arbres (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$) et de l'écart type de la distance entre les arbres (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$).

Le taux de régénération, le taux de bois mort, la hauteur moyenne des arbres et la variabilité des hauteurs des arbres agissent tous positivement sur l'occurrence de l'espèce (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) dans la cédraie de Théniet El Had. Alors qu'aucun descripteur n'est significatif dans le modèle de Khenchla.

Tableau XXXIII : Modèles de régression logistique du Serin cini

		Serin cini									
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de	
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke	
Belezma	RECGRL	14,30	6,173	5,373	1	,020*	1638128,7	9,117	2,943E11	,339	
	RECARBU	6,05	2,233	7,357	1	,007**	427,442	5,367	34040,652		
	HTARBCV	8,19	3,619	5,129	1	,024*	3625,697	3,013	4363101,7		
	Constante	-17,9	6,102	8,662	1	,003	,000				
Chrèa	ANTH	-,647	,424	2,325	1	,127	,524	,228	1,203	,408	
	BMORT	-10,6	6,817	2,421	1	,120	,000	,000	15,691		
	DENSARB	-,009	,004	7,103	1	,008**	,991	,984	,998		
	VOHOPCV	4,53	1,838	6,085	1	,014*	93,014	2,538	3409,262		
Constante	,570	1,510	,142	1	,706	1,768					
Djurdjura	EAU	2,75	,753	13,341	1	,000***	15,670	3,579	68,600	,482	
	DENSARB	-,015	,006	6,746	1	,009**	,985	,974	,996		
	DIMARBMoy	-4,53	2,593	3,064	1	,080	,011	,000	1,721		
	HTFUTety	1,45	,521	7,760	1	,005**	4,274	1,538	11,875		
Constante	1,84	1,896	,947	1	,330	6,328					
Khenchla	MOSSL	-1,73	,965	3,231	1	,072	,176	,027	1,170	,147	
	DISARBMoy	,181	,151	1,426	1	,232	1,198	,891	1,612		
	Constante	,557	,795	,491	1	,483	1,745				

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Tableau XXXIV : Modèles de régression logistique du Pic de Levaillant

		Pic de Levaillant									
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de Nagelkerke	
								Inférieur	Supérieur		
Djurdjura	RECGRL	9,259	4,033	5,270	1	,022*	10495,2	3,872	28446934,8	,425	
	FEUIL	7,706	2,874	7,188	1	,007**	2222,6	7,945	621758,254		
	DENSARB	,008	,003	9,236	1	,002**	1,009	1,003	1,014		
	DISARBety	2,109	,687	9,426	1	,002**	8,242	2,144	31,683		
	Constante	-17,607	4,646	14,359	1	,000	,000				
T. El Had	REGEN	8,648	3,758	5,295	1	,021*	5698,6	3,605	9009047,03	,335	
	MOSSL	7,968	4,086	3,804	1	,051	2887,7	,961	8673745,86		
	BMORT	9,307	4,052	5,276	1	,022*	11019,4	3,918	30988497,2		
	HTARBMoy	,486	,201	5,854	1	,016*	1,626	1,097	2,412		
	HTARBCV	7,895	3,520	5,030	1	,025*	2682,7	2,705	2660470,93		
	SUHOPCV	-4,474	2,301	3,781	1	,052	,011	,000	1,036		
Constante	-13,927	5,575	6,241	1	,012	,000					
Khenchla	RECGRL	4,301	4,526	,903	1	,342	73,7	,010	525569,349	,119	
	REGEN	-2,784	1,523	3,342	1	,068	,062	,003	1,222		
	BMORT	1,906	1,916	,989	1	,320	6,725	,157	287,488		
	Constante	-4,511	4,018	1,261	1	,262	,011				

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Pinson des arbres (*Fringilla coelebs*)

Les deux modèles les mieux ajustés sont ceux de Khenchla (R^2 de Nagelkerke = 0,451) et Belezma (R^2 de Nagelkerke = 0,400). Dans le premier modèle (tableau XXXV), tous les descripteurs ont un effet négatif ($\text{Exp}(B) < 1$) significatif ($\alpha \leq 0,05$) pour la hauteur moyenne des houppiers et hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) pour le taux de régénération et l'écart type des surfaces des houppiers. Dans le second modèle, on note l'effet positif de l'écart type de la hauteur des arbres ($\alpha \leq 0,05$) et négatif du volume moyen de bois ($\alpha \leq 0,05$).

La présence de cours d'eau et la variabilité des volumes des houppiers affectent négativement la probabilité d'occurrence du Pinson des arbres ($\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,05$) dans la cédraie de Chréa. Le volume moyen de bois est le seul descripteur pertinent ($\alpha \leq 0,05$) au niveau du Djurdjura, il agit négativement sur cette espèce.

Notons encore une autre fois, l'effet négatif $\text{Exp}(B) < 1$; $\alpha \leq 0,01$) des cours d'eau qui apparaît dans le modèle de Théniet El Had. La variabilité des diamètres des arbres agit ici d'une manière positive sur la présence du Pinson ($\text{Exp}(B) > 1$; $\alpha \leq 0,05$).

Tableau XXXV : Modèles de régression logistique du Pinson des arbres

		Pinson des arbres							R-deux de Nagelkerke
	A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) Inférieur Supérieur	95%	
Belezma	HTARBety	2,470	1,251	3,897	1	,048*	11,826	1,018	137,413
	HTARBCV	-26,114	14,52	3,231	1	,072	,000	,000	10,578
	VMoy	-4,379	1,873	5,463	1	,019*	,013	,000	,493
	Constante	3,330	2,117	2,476	1	,116	27,951		,400
Chréa	EAU	-4,149	1,637	6,425	1	,011*	,016	,001	,390
	HTARBCV	8,278	8,819	,881	1	,348	3938,217	,000	1,265E11
	VOHOPCV	-4,427	2,207	4,024	1	,045*	,012	,000	,903
	Constante	5,382	2,484	4,693	1	,030	217,449		,357
Djurdjur	BMORT	-13,199	7,071	3,484	1	,062	,000	,000	1,934
	HTARBCV	4,172	3,293	1,605	1	,205	64,842	,102	41183,314
	VMoy	-,862	,347	6,165	1	,013*	,422	,214	,834
	Constante	2,103	,985	4,556	1	,033	8,192		,277
T. El Had	EAU	-2,795	1,010	7,663	1	,006**	,061	,008	,442
	FEUIL	-3,216	3,156	1,039	1	,308	,040	,000	19,467
	BMORT	5,129	3,965	1,673	1	,196	168,907	,071	400726,789
	DIMARBety	-14,473	9,591	2,277	1	,131	,000	,000	75,572
	DIMARBCV	11,527	5,012	5,289	1	,021*	101370,87	5,492	1,871E9
	VEty	-1,004	,592	2,880	1	,090	,366	,115	1,168
	Constante	1,293	1,301	,987	1	,320	3,643		,334
Khenchla	REGEN	-7,084	2,592	7,471	1	,006**	,001	,000	,135
	HTHOPMoy	-,419	,182	5,285	1	,022*	,657	,460	,940
	SUHOPEty	-,208	,080	6,733	1	,009**	,812	,694	,950
	Constante	10,369	3,047	11,582	1	,001	31843,625		,451

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*)

Trois modèles de régression logistique de cette espèce affichent des R^2 de Nagelkerke très élevés attestant d'un bon ajustement (tableau XXXVI). Il s'agit des modèles de Djurdjura (R^2 de Nagelkerke = 0,88), de Khenchla (R^2 de Nagelkerke = 0,78) et celui de Théniet El Had (R^2 de Nagelkerke = 0,55).

Dans le modèle de Belezma, seul l'écart type de la distance entre les arbres influence négativement la présence de cette espèce ($\text{Exp (B)} < 1$; $\alpha \leq 0,05$).

Le modèle de Djurdjura comprend huit descripteurs pertinents dont cinq(05) ont un effet négatif ($\text{Exp (B)} < 1$; $\alpha \leq 0,05$). Il s'agit du taux de régénération, de la distance moyenne entre les arbres, de la hauteur moyenne du fut, de la variabilité des hauteurs des houppiers et la surface terrière totale. Le diamètre moyen des arbres, les variabilités des diamètres moyens des arbres et des volumes des houppiers exercent un effet positif ($\text{Exp (B)} > 1$; $\alpha \leq 0,05$) sur la présence du Grimpereau des jardins.

Le modèle de régression logistique de la cédraie de Théniet El Had révèle l'effet négatif du recouvrement arbustif ($\text{Exp}(B) < 1 ; \alpha \leq 0,05$), de la hauteur moyenne des arbres ($\text{Exp}(B) < 1 ; \alpha \leq 0,05$) et de la variabilité des hauteurs des futs ($\text{Exp}(B) < 1 ; \alpha \leq 0,01$) et un effet positif ($\text{Exp}(B) > 1 ; \alpha \leq 0,01$) de deux descripteurs à savoir le taux de bois mort et la hauteur moyenne du houppier.

Tous les descripteurs compris dans le modèle de Khenchla semblent pertinents ($\alpha \leq 0,05$). Le taux de bois mort, la densité des arbres, la variabilité des distances entre les arbres ont un effet positif ($\text{Exp}(B) > 1$) alors que la variabilité des diamètres et des hauteurs des arbres ainsi que la surface totale du houppier et l'écart type des surfaces des houppiers ont des effets négatifs ($\text{Exp}(B) < 1$)

Tableau XXXVI : Modèles de régression logistique du Grimpeur des jardins

		Grimpeur des jardins									
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de	
								Inférieur	Supérieur	Nagelkerke	
Belezma	DISARBEty	-1,010	,409	6,089	1	,014*	,364	,163	,812		
	GCV	-,951	,849	1,257	1	,262	,386	,073	2,038		,210
	Constante	5,327	1,716	9,639	1	,002	205,850				
Djurdjura	RECARBU	-26,552	14,017	3,588	1	,058	,000	,000	2,510		
	REGEN	-40,915	18,516	4,883	1	,027*	,000	,000	,010		
	DISARBMoy	-7,853	3,354	5,482	1	,019*	,000	,000	,278		
	DIMARBMoy	152,53	67,150	5,160	1	,023*	1,755E6	1,219E9	2,526E1		
	DIMARBCV	23,461	10,618	4,882	1	,027*	1,546E1	14,166	1,687E19		,883
	HTFUTMoy	-3,260	1,354	5,795	1	,016*	,038	,003	,546		
	HTHOPCV	-29,420	12,489	5,549	1	,018*	,000	,000	,007		
	VOHOPCV	8,397	4,068	4,260	1	,039*	4432,7	1,526	1287542,8		
	GTot	-2,687	1,316	4,170	1	,041*	,068	,005	,898		
Constante	2,943	5,956	,244	1	,621	18,974					
T. El Had	RECARBU	-6,771	2,873	5,554	1	,018*	,001	,000	,320		
	BMORT	19,480	6,695	8,466	1	,004**	2,884E	577,028	1,442E14		
	HTARBMoy	-1,123	,540	4,317	1	,038*	,325	,113	,938		
	HTFUTCV	-13,737	4,583	8,986	1	,003**	,000	,000	,009		
	HTHOPMoy	2,079	,812	6,562	1	,010**	7,99	1,630	39,258		
Constante	7,914	4,089	3,746	1	,053	2736,6					
khenchla	BMORT	21,815	10,183	4,589	1	,032*	2,980E	6,402	1,387E18		
	DENSARB	,038	,016	5,526	1	,019*	1,039	1,006	1,072		
	DISARBCV	28,985	12,173	5,670	1	,017*	3,872E	168,523	8,896E22		
	DIMARBCV	-29,223	12,081	5,851	1	,016*	,000	,000	,004		
	HTARBCV	-24,851	11,364	4,782	1	,029*	,000	,000	,076		
	SUHOPTot	-,024	,012	4,395	1	,036*	,976	,954	,998		
	SUHOPEty	1,591	,652	5,964	1	,015*	4,911	1,369	17,611		
Constante	-13,934	5,354	6,774	1	,009	,000					

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Grive draine (*Turdus viscivorus*)

Le modèle le mieux ajusté est celui de Chréa avec un R² de Nagelkerke égal à 0,557 (tableau XXXVII). Ce modèle met en relief l'effet positif du recouvrement général (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$), la variabilité des diamètres des arbres (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$) et la surface terrière totale (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$) ainsi que l'effet négatif de l'écart type des hauteurs des arbres (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,001$).

Au niveau de la cédraie de Théniet El Had, la présence des cours d'eau affecte positivement (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$) la probabilité d'occurrence de la grive draine alors que les forts recouvrements arbustifs semblent défavorables à cette espèce (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$).

L'état de santé des arbres est le seul descripteur dont l'action est significative (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,01$) dans le modèle de Khenchla.

Tableau XXXVII : Modèles de régression logistique de la Grive draine

		Grive draine							R-deux de Nagelkerke
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95% Inférieur Supérieur	
Chréa	RECGRL	8,864	4,500	3,880	1	,049*	7074,181	1,045 478252,9	
	DIMARBCV	11,783	3,827	9,478	1	,002**	131017,00	72,350 2,373E8	
	HTARBety	-2,491	,711	12,264	1	,000***	,083	,021 ,334	
	GTot	,263	,102	6,652	1	,010**	1,301	1,065 1,588	
	Constante	-5,694	3,844	2,194	1	,139	,003		,557
T. El Had	EAU	1,770	,889	3,968	1	,046*	5,873	1,029 33,527	
	RECARBU	-4,979	2,143	5,399	1	,020*	,007	,000 ,459	
	Constante	-,235	,348	,458	1	,499	,790		,223
Khenchla	ESANT	2,215	,864	6,572	1	,010**	9,161	1,685 49,823	
	RECGRL	-8,027	4,709	2,906	1	,088	,000	,000 3,327	
	DISARBCV	-3,072	1,700	3,264	1	,071	,046	,002 1,298	
	Constante	7,805	4,250	3,373	1	,066	2452,864		,209

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Pouillot de Bonelli (*Phylloscopus bonelli*)

Le R² de Nagelkerke le plus élevé (0,446) est enregistré pour le modèle de Khenchla (tableau XXXVIII) attestant d'un bon ajustement de ce dernier. Dans ce modèle nous notons d'une part, les effets positifs (Exp (B) > 1 ; $\alpha \leq 0,05$) du recouvrement général et de l'écart type des hauteurs des arbres et d'autre part les effets négatifs du recouvrement herbacé (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,01$) et de la densité des arbres (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,001$).

Le volume moyen du bois influe négativement (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$) sur la probabilité de présence du Pouillot de Bonelli dans la cédraie de Chréa alors qu'au Djurdjura c'est l'écart type des diamètres des arbres qui agit négativement sur cette espèce (Exp (B) < 1 ; $\alpha \leq 0,05$).

Au niveau de la cédraie de Théniet El Had, le modèle de régression met en relief les effets positifs de la moyenne ($\text{Exp}(B) > 1 ; \alpha \leq 0,01$) et la variabilité ($\text{Exp}(B) > 1 ; \alpha \leq 0,001$) des hauteurs des houppiers et l'effet négatif du taux de bois mort ($\text{Exp}(B) < 1 ; \alpha \leq 0,05$).

Tableau XXXVIII : Modèles de régression logistique du Pouillot de Bonelli

		Pouillot de Bonelli									
		A	E.S.	Wald	ddl	Sig.	Exp(B)	IC pour Exp(B) 95%		R-deux de Nagelkerke	
								Inférieur	Supérieur		
Chréa	BMORT	10,682	6,403	2,783	1	,095	43582,3	,154	1,229E10	,154	
	VMoy	-,523	,238	4,813	1	,028*	,593	,371	,946		
	Constante	,519	,482	1,157	1	,282	1,680				
Djurdjura	BMORT	-13,473	7,185	3,516	1	,061	,000	,000	1,839	,279	
	DIMARBEty	-6,322	2,589	5,965	1	,015*	,002	,000	,287		
	HTARBCV	6,774	3,660	3,426	1	,064	874,466	,671	1139517,8		
	Constante	2,332	1,053	4,902	1	,027	10,300				
T. El Had	BMORT	-7,575	3,661	4,282	1	,039*	,001	,000	,670	,394	
	DIMARBCV	-3,763	2,758	1,861	1	,173	,023	,000	5,173		
	HTHOPMoy	,558	,208	7,166	1	,007**	1,747	1,161	2,627		
	HTHOPCV	9,904	2,990	10,974	1	,001***	20000,7	57,058	7010916,9		
	GTot	-,115	,082	1,951	1	,163	,892	,759	1,047		
	Constante	-3,989	1,980	4,060	1	,044	,019				
khenchla	RECGRL	15,537	6,509	5,697	1	,017*	55923,7	16,099	1,941E12	,446	
	RECHERB	-6,148	2,304	7,121	1	,008**	,002	,000	,195		
	BMORT	-6,206	3,234	3,682	1	,055	,002	,000	1,142		
	DENSARB	-,020	,006	10,633	1	,001***	,980	,969	,992		
	HTARBEty	,539	,216	6,245	1	,012*	1,714	1,123	2,615		
	HTHOPMoy	,235	,125	3,522	1	,061	1,265	,990	1,617		
	Constante	-6,148	4,987	1,519	1	,218	,002				

* : significatif ($\alpha \leq 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha \leq 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha \leq 0,001$)

Chapitre V

Discussion générale

Chapitre V : Discussion générale

La présente étude constitue une première approche qui s'intéresse à l'avifaune d'une formation forestière endémique de l'Afrique du Nord. Elle est axée sur l'étude de l'avifaune nicheuse des cédraies algériennes. Elle vise comme objectif principal l'élaboration d'un diagnostic ornithologique (qualitatif et quantitatif) de ces peuplements forestiers pour une meilleure connaissance de leur biodiversité faunistique et l'identification d'une éventuelle originalité de l'avifaune du Cèdre par rapport à celle d'autres formations forestières.

A cet effet, l'étude, la compréhension et la modélisation des interactions espèces-habitats ont constitué l'outil central de notre diagnostic afin d'apporter une meilleure connaissance de l'écologie des espèces aviennes.

L'intérêt porté pour ce groupe taxonomique est dû à ses caractéristiques écologiques particulières et la sensibilité des différentes espèces aux modifications et perturbations des habitats (Blondel, 1975). Ceci, confère aux oiseaux le statut d'excellents indicateurs biologiques (Drapeau *et al.*, 2001 ; Bryce *et al.*, 2002 ; Brooks *et al.*, 2008 ; Rodrigues et Tristao da Cunha, 2012).

Le rôle de l'avifaune dans l'élaboration et le développement de stratégies de conservation de la biodiversité n'est plus à démontrer (Arinaitwe *et al.*, 2007 ; Brooks *et al.*, 2008 ; Rodrigues et Tristao da Cunha, 2012).

L'utilisation de la méthode des EFP s'est avérée très pratique vu les conditions topographiques des habitats forestiers étudiés (cédraies). En effet, comme l'a souligné Blondel (1975), le fait de noter les espèces selon leur présence-absence procure à cette méthode, l'avantage d'être appliquée à tous les groupes d'oiseaux et d'allonger aussi la durée de travail sur terrain par rapport aux autres méthodes de dénombrement des oiseaux. Ceci nous a permis d'effectuer 346 relevés « ornitho-dendro-écologiques » répartis sur les cinq cédraies de l'Est vers l'Ouest de l'Algérie. La cédraie de Théniet El Had avec 75 relevés, la cédraie de Chréa 60 relevés, la cédraie du Djurdjura 76 relevés, la cédraie de Belezma 65 relevés, la cédraie de Khenchla 70 relevés.

Les mesures dendrométriques ont concerné au total 12939 arbres dont 12066 pieds de cèdres, 616 chênes verts, 190 chênes zéen et 4 pieds de chêne liège.

Les 45 descripteurs « dendro-écologiques » mesurés et calculés associés aux données de présence/absence de l'avifaune et des paramètres calculés du peuplement avien (richesse totale, diversité spécifique, diversité taxonomique, diversité trophique, diversité biogéographique, taux de sédentaires et taux de migrants), ont constitué la base de données centrale de notre diagnostic ornithologique.

Le diagnostic écologique est un maillon indispensable dans toute approche de conservation. Il constitue un préalable à toute procédure d'évaluation des milieux et fournit des éléments de réflexion pour leur gestion.

Notre démarche diagnostic s'est basée sur l'établissement d'un portrait ornithologique des cédraies retenues, fondé sur une approche analytique multiple composée de l'analyse exploratoire, des profils écologiques, de l'information mutuelle et de la modélisation par le biais des modèles linéaires généralisés et la régression logistique.

Le diagnostic ornithologique a été structuré autour de deux niveaux scalaires (habitat et espèce) abordés selon trois aspects analytiques complémentaires à savoir le diagnostic habitat qui a concerné la description et la caractérisation forestières des peuplements de cèdre échantillonnés. Le diagnostic ornithologique qui lui-même était scindé en deux volets dont l'un concernait le peuplement avien dans sa globalité décrit et analysé par différents paramètres aviens, l'autre volet concernait l'échelle spécifique où l'écologie de chaque espèce retenue a été traité séparément.

Les résultats relatifs au diagnostic des habitats ont révélé que les cédraies étudiées se caractérisent par des terrains accidentés avec des pentes assez élevées. Les paysages de ces forêts sont fortement marqués par les affleurements rocheux. En effet, même à l'échelle de la placette (au sens de nos relevés), les rochers ont souvent été présents. Les affleurements rocheux et les rochers sont des éléments important de la structure des habitats fauniques.

Les recouvrements de la végétation sont très variables aussi bien entre les différentes cédraies qu'au sein du même habitat. Notons aussi, que la strate arbustive est souvent absente ou présente avec de faible recouvrement dans toutes les cédraies.

La densité des arbres varie d'une cédraie à l'autre, en moyenne de 100 à 500 pied/ha avec des extrêmes pour certaine placettes notées à Chréa et Djurdjura (700 pieds/ha). La régénération semble présente dans toutes les cédraies mais elle est plus importante dans certaines stations. Les taux les plus élevés sont enregistrés au niveau de Khenchla.

Les traces d'anthropisation ont été notées dans presque toutes les stations visitées. Ceci doit inciter les gestionnaires à prendre les mesures nécessaires pour canaliser les déplacements au sein de ces milieux.

Les structures diamétrales ont révélé que nos cédraies sont des futaies irrégulières. Les hauteurs moyennes des arbres atteignent en moyenne 20 à 22 mètres avec des exceptions dans certaines stations où on trouve des pieds de 30 mètres.

La diversité structurale des peuplements irréguliers procure une plus grande variété d'habitats comparativement aux peuplements réguliers, accommodant ainsi davantage d'espèces animales et végétales. Les structures diamétrale et verticale d'un peuplement constituent deux attributs importants liés au maintien de la biodiversité (Périé et *al.*, 2006 ; Angers et *al.*, 2014 ; Larouche, 2014).

La structure du peuplement est déterminante car elle conditionne la sensibilité aux agents climatique et l'état de la forêt après perturbation (par exemple existence d'une régénération déjà établie,...), elle conditionne également la répartition des facteurs tels que la lumière, l'espace et

les ressources hydriques ou minérales au sein du peuplement, et donc sa croissance ultérieure (Courbaud *et al.*, 1993).

La caractérisation de la structure des peuplements forestiers permet en effet une meilleure compréhension de la dynamique forestière. Elle permet en outre de cibler plus adéquatement les aménagements à effectuer tout en maintenant l'intégrité écologique des écosystèmes (Boucher *et al.*, 2003).

Le taux de dépérissement enregistré dans notre station ne reflète pas la réalité des choses particulièrement au niveau de Belezma et Khenchla. Il est seulement dû au fait que nous avons travaillé dans des zones où ce phénomène n'a pas encore pris son ampleur.

La variabilité de distribution des différents descripteurs mesurés dans les cédraies ne fait qu'augmenter l'hétérogénéité de ces habitats. Ceci aura des effets importants sur la dynamique des populations et la structure des communautés (Levin, 1992 ; Cooper *et al.*, 1997 ; Kumar *et al.*, 2006).

L'hétérogénéité des milieux est une caractéristique importante qui affecte la biodiversité et de nombreux processus et phénomènes écologiques notamment la dynamique des populations, la dispersion, le comportement alimentaire, la prédation ainsi que la coexistence et la diversité des espèces (Addicott *et al.*, 1987 ; Strayer *et al.*, 2003 ; Holt *et al.*, 2004).

La présence de bois mort, de cavités et des mousses et lichens au niveau des placettes échantillonnées témoigne de la diversité potentielle de nos cédraies.

Le bois mort, par la diversité des micro-habitats qu'il offre (Lang *et al.*, 2015), est une composante essentielle pour la conservation de la diversité et du fonctionnement de l'écosystème forestier. Il forme un compartiment clé de l'écosystème forestier naturel (Vallauri *et al.*, 2003 ; Bouget *et al.*, 2009). Ces caractéristiques font du bois mort un des indicateurs de gestion durable des forêts (Maaf, 2005).

Les arbres avec des cavités, connus sous le terme d'arbre à valeur faunique, possèdent des caractéristiques indispensables pour divers organismes (Methot *et al.*, 2014), ils sont utilisés par diverses espèces d'oiseaux et de mammifères, soit comme source de nourriture, soit pour nicher ou s'y abriter (Darveau et Desrochers, 2001 ; Hamad et Corbeil, 2004).

Les mousses et les lichens sont considérés comme des éléments représentatifs de la diversité forestière jouant un rôle crucial dans le fonctionnement de l'écosystème (Gosselin et Paillet, 2010). Ce sont des indicateurs de valeurs conservatoires élevées (Bengtson et Andersson, 2001).

Le diagnostic ornithologique des cédraies étudiées a permis de mettre en relief d'une part, les caractéristiques et particularités écologiques et patrimoniales des peuplements aviens de ces habitats et d'autre part, les exigences écologiques des espèces aviennes retenues.

Ces deux approches bien qu'elles soient abordées selon deux échelles différentes, sont indissociables et sont incontournables pour toute stratégie de conservation de la biodiversité.

La démarche utilisée dans ce diagnostic a été fondée sur des outils pertinents de traitement de l'information ornithologique. En effet, le recours aux méthodes inspirées de la théorie de l'information (Guillerm, 1971 ; Daget et Godron, 1978 ; Blondel *et al.*, 1978 ; Boubaker, 1996) s'est montré bien approprié à la nature des données recueillies.

La méthode de l'information mutuelle, par son principe, assimile la distribution des fréquences à des probabilités, ce qui suppose que le nombre de relevés doit être élevé. Selon Daget *et al.* (1972), le nombre de relevé nécessaire pour une interprétation fiable dans le cadre des études de l'écologie des espèces végétales, est de l'ordre d'une centaine de relevés, à défaut, l'analyse sera prise à titre indicatif seulement.

Pour les études ornithologiques, le nombre minimum de relevés pour une interprétation pertinente, est de l'ordre de 20 relevés (Blondel, 1975). En effet, Boubaker (1996), lors d'une étude des profils écologiques des espèces aviennes dans le parc national de Taz (wilaya de Jijel), estime que plus de 50 relevés sont suffisant pour permettre une analyse fiable.

La méthode de l'information mutuelle est fondée sur le calcul des entropies (facteur et espèces) et de l'information mutuelle espèce-facteur. Le mérite de cette méthode est son pouvoir de discrimination des descripteurs ainsi que la mise en évidence des espèces indicatrices.

Les profils écologiques permettent une meilleure caractérisation des relations espèce-descripteur. Leur analyse visuelle donne une vue d'ensemble sur le comportement des espèces et permet ainsi de les regrouper selon leurs préférences vis-à-vis des descripteurs.

Le principe de l'approche par modélisation dont il est question dans la présente étude est de mettre en relation les occurrences d'une espèce avec certains descripteurs environnementaux associés aux placettes d'observation. On modélise donc nécessairement la niche réalisée de l'espèce, en partant du constat que sa répartition observée est déjà le fruit des éventuelles contraintes biotiques restreignant sa niche fondamentale (Guisan, 2003).

Les modélisations effectuées sont autécologiques (échelle de l'espèce) et synécologiques (échelle de la communauté). Elles ont pour objectif l'identification des facteurs discriminants (descripteurs) au sein des cédraies étudiées.

Le choix de l'échelle de la modélisation est primordial. Cependant, pour rendre compte des processus écologiques et la structure de l'écosystème, il existe plusieurs échelles d'observation et qui sont souvent complémentaires (Guisan, 2003 ; Delahaye, 2006).

Le modèle linéaire généralisé (GLM) utilisé pour la modélisation synécologique a déjà fait ses preuves dans différentes études écologiques (Austin, 2002 ; Guisan *et al.*, 2006 ; Austin, 2007 ; Aitken et Martin, 2007). Les GLM sont une extension des modèles linéaires classiques. Leur originalité réside dans le fait qu'ils ne requièrent pas la normalité des variables.

Concernant la modélisation autécologique, la régression logistique retenue constitue un outil statistique recommandé pour l'analyse des données binaires, comme la présence et l'absence d'espèce aviennes. Le modèle logistique fait partie de la famille des modèles linéaires généralisés et met en relation, par une combinaison linéaire, les variables environnementales à la variable à prédire au moyen d'une fonction de lien logistique (McCullagh et Nelder, 1989 ; Guisan et Zimmermann, 2000). Les régressions logistiques ont été utilisées pour modéliser la probabilité d'occurrence de nombreuses espèces (Tobalske et Tobalske, 1999 ; Zimmermann et Kienast, 1999 ; Villard et Guénette, 2005).

Le peuplement d'oiseaux nicheurs des cédraies étudiées a été estimé à 54 espèces aviennes. Elles sont pour la plupart des espèces forestières exploitant les troncs, les vieux arbres ou les hautes frondaisons (Grimpereau des jardins, Roitelet triple bandeau, Gobemouche noir, Rougegorge familier, Pouillot de Bonelli, Grive draine, Pigeon ramier, Troglodyte) (Blondel et *al.*, 1970 ; Thevenot, 1982).

Le nombre d'espèces contactées varie d'une cédraie à l'autre. Les faibles fréquences de certaines espèces pourraient être due à leur absence réelle dans certaines stations échantillonnées telles le Bruant fou, le Traquet motteux et le Guêpier d'Europe. Il s'agit en fait, d'espèces qui ne fréquentent pas réellement les milieux forestiers, elles sont qualifiées d'espèces accidentelles.

Néanmoins, il est à signaler que l'absence d'une espèce en un point donné, ne signifie pas forcément que cette espèce n'évolue pas ou ne fréquente pas ce type d'habitat. Certaines espèces pourraient ne pas se manifester lors de l'échantillonnage (Royle et *al.*, 2005) ou sont très discrètes et pose le problème de détectabilité (Alldredge et *al.*, 2007 ; Pacifici et *al.*, 2008 ; Stanislav et *al.*, 2010).

En effet, comme l'ont expliqué certains auteurs (Farnsworth et *al.*, 2002 ; Alldredge et *al.*, 2008), la probabilité de détection d'une espèce voire d'un individu est tributaire de son état lors du comptage (manifestations vocales, activités,...) et la probabilité que ses manifestations soient détectées par l'observateur. Il est évident que les caractéristiques morphologiques de l'espèce jouent un rôle important dans sa probabilité de détection (Brewster et Simons, 2009).

La structure de l'habitat ainsi que la période des observations influent considérablement sur la détection des espèces aviennes (Alldredge et *al.*, 2007 ; Simons et *al.*, 2009).

Le nombre important des espèces sédentaires qui cohabitent en période de reproduction avec plusieurs espèces migratrices témoigne de l'abondance et la diversité des ressources alimentaires voire l'importance de la capacité d'accueil des cédraies. Ces habitats offrent des conditions favorables (nourriture, climat, habitat, etc.) qui permettent la stabilité d'un grand nombre d'espèces nicheuses et la disponibilité de niches vacantes permettant l'installation des espèces migratrices.

Ce constat sur la capacité d'accueil de nos cédraies, se confirme aussi par l'importance des diversités taxonomique et trophique qui peuvent être assimilées à une diversité fonctionnelle des peuplements aviens.

La diversité fonctionnelle est la mesure des différences fonctionnelles entre les espèces d'une communauté ou d'un écosystème (Petchey et Gaston, 2002 ; Díaz et *al.*, 2007). Elle s'exprime de différentes façons notamment par la diversité taxonomique qui traduit la variété des espèces dans une communauté. Elle se rapporte à la représentation de taxons de rang inférieur au sein d'un niveau taxonomique supérieur (Jastrzebska et *al.*, 2011).

La diversité fonctionnelle est aussi mesurée à partir des traits fonctionnels qui décrivent les rôles que jouent les différents organismes dans leur écosystème (Petchey et Gaston, 2006 ; Flynn et *al.*, 2009). Sa plus simple expression est la présence de certains groupes fonctionnels dans une communauté (Petchey et Gaston, 2006). Les groupes fonctionnels ou guildes fonctionnelles (Wilson, 1999 ; Blondel, 2003 ; Bishop et Myers, 2005) peuvent être définies comme des groupes d'espèces qui ont la même fonction (trait) dans l'écosystème, en fournissant les mêmes services écosystémiques (Cardoso et *al.*, 2011). Les groupes fonctionnels établis dans notre cas, sur la base des régimes alimentaire (insectivore, granivore, polyphage) sont souvent utilisés pour estimer la diversité fonctionnelle (Tilman, 2001 ; Philpott et *al.*, 2009 ; De Souza et *al.*, 2013).

Du point de vue biogéographique, le peuplement avien des cédraies est à dominance boréale ce qui concorde avec les résultats de Blondel et *al.* (1978) et Thévenot (1982) qui ont noté que l'avifaune des milieux ligneux étudiés (France et Maroc) est composée en majorité d'éléments d'origine boréale, parmi lesquels domine le type européen. Cette diversité est due à la situation stratégique de la région méditerranéenne aux confins des masses continentales eurasienne et africaine et à proximité de la grande ceinture semi-aride encerclant le bassin méditerranéen de l'Atlantique à la mer Caspienne (Blondel et *al.*, 1978).

Les espèces d'origine méditerranéenne ont tendance à diminuer en faveur des espèces d'origine boréale lorsque la végétation devient plus structurée et complexe (Blondel, 1984). Il est vrai qu'il n'existe pas d'espèces caractéristiques des formations forestières propres à la région méditerranéenne voire à l'Afrique du Nord, exception faite pour le Pic de Levillant (*Picus vaillantii*) (Blondel, 1999).

Les paramètres synécologiques des peuplements aviens (Richesse, diversité spécifique, diversité taxonomique, diversité trophique, diversité biogéographique, taux de sédentaires et taux de migrants) ont montré des variabilités intra-habitat (à l'échelle des placettes) et inter habitats (à l'échelle des cédraies). Cette variabilité est la résultante des hétérogénéités structurale et spatiale de nos cédraies. Elle exerce des influences sur les patrons et les processus écologiques à toutes les échelles de perception. La forte hétérogénéité d'un milieu favorise la coexistence d'une multitude d'espèces par la diversité d'habitats offerts.

La valeur patrimoniale des cédraies étudiées se traduit par le nombre assez important d'espèces qui bénéficient de statut de protection aussi bien à l'échelle nationale qu'internationale.

L'intérêt patrimonial des cédraies étudiées a été mis en évidence par la présence de vingt-huit (28) espèces bénéficiant d'un statut de protection à l'échelle nationale, Quarante-six espèces (46) protégées par la convention de Berne et une espèce classée « en danger » selon la liste rouge de l'UICN. Bien qu'il s'agisse de cédraies classées en parcs nationaux à l'exception de la cédraie de Khenchla qui est en cours de classement, des efforts supplémentaires doivent être déployés d'une part pour déterminer le statut de toutes ces espèces aviennes pour une éventuelle protection à l'échelle nationale et d'autre part pour la conservation de leurs habitats.

L'étude de la similitude des peuplements d'oiseaux des différentes forêts retenues montre qu'il s'agit probablement d'une affinité géographique entre les cédraies de Belezma et Khenchla (21 espèces communes). Alors que l'affinité entre ces dernières et la cédraie de Théniet El Had semble être due à une proximité faunistique. La cédraie de Chréa prend une position intermédiaire alors que la cédraie du Djurdjura est la plus éloignée écologiquement de toutes les autres cédraies et nous laisse supposer qu'elle se distingue réellement par son peuplement avien. Il est à noter aussi, que seize (16) espèces aviennes sont communes aux cinq cédraies retenues dans la présente étude. Il s'agit du Gobemouche noir, du Grimpereau des jardins, de la Grive draine, de la Mésange Nord-africaine, de la Mésange charbonnière, de la Mésange noire, du Pigeon ramier, du Pinson des arbres, du Pouillot de Bonelli, du Roitelet triple bandeau, du Rougegorge familier, de la Rubiette de Moussier, du Serin cini, du Troglodyte mignon, du Merle noir et du Pic de Levillant.

L'analyse des "distances écologiques" effectuée par Blondel (1999) rendant compte du niveau de ressemblance entre les peuplements d'oiseaux de sept formations forestières (cédraie du Ventoux, Cédraie du Maroc, Pin sylvestre des Vosges, Pin laricio de Corse, Pin noir et Pin à crochet du Ventoux et Pin d'Alep des Alpilles) ne différencie pas les cédraies des autres formations et note une grande homogénéité des peuplements de ces sept forêts.

Selon le même auteur, toutes les espèces qui peuplent ces forêts sont largement répandues dans les forêts du Paléarctique occidental, y compris en Afrique du Nord.

L'intérêt de l'approche autécologique est d'affiner le diagnostic par l'estimation de diverses informations : l'entropie, la qualité de l'échantillonnage, l'information mutuelle et les variables les plus déterminantes et la régression logistique.

L'entropie espèce a permis de mesurer l'aptitude des espèces à répondre aux variations des descripteurs d'habitat à savoir celles dont les fréquences avoisinent les 50 %. L'information mutuelle espèce –descripteur a fait ressortir les descripteurs les plus déterminants au niveau des différentes cédraies.

L'action des descripteurs semble différente d'une cédraie à l'autre, ceci est probablement la résultante des interactions avec d'autres facteurs du milieu qu'on n'a pas mesuré ou à d'autres phénomènes écologiques non perceptibles par les méthodes d'études utilisées. Dans l'ensemble, nous retenons que les recouvrements des différentes strates, la densité des arbres, le diamètre moyen et la surface terrière se sont montrés les plus pertinents.

La hiérarchisation des espèces aviennes selon leur information mutuelle espèce-descripteur a fait ressortir les espèces ayant une forte valeur indicatrice vis-à-vis de l'ensemble des descripteurs. Il s'agit du Merle noir, du Pigeon ramier, du Pic de Levillant, du Geai des chênes et du Gobemouche noir à Belezma ; du Gobemouche noir, de la Mésange charbonnière, du Rougegorge, de la Grive draine et du Rougequeue à front blanc pour Chréa. Au Djurdjura c'est le Grimpereau des jardins alors qu'au niveau de Khenchla c'est le Pigeon colombin, le Rougegorge familier, le Roitelet triple bandeau et le Grimpereau des jardins. Pour Theniet El Had ce sont le Gobemouche noir, le Geai des chênes, le Merle noir, le Troglodytes mignon, le Rougequeue à front blanc, le Pouillot de Bonelli et le Rougegorge familier.

Notons qu'il s'agit des premiers traits de l'information recueillie ce qui fournit une appréciation de la réaction des espèces aux descripteurs, ces constatations sont précisées par les profils écologiques.

L'étude des préférences écologiques des dix-neuf (19) espèces retenues nous a permis de dégager trois tendances de réaction aux quarante-cinq (45) descripteurs. Il s'agit des espèces indifférentes, des espèces ayant des préférences pour les faibles classes du descripteur et les espèces qui préfèrent les classes de fortes valeurs des descripteurs. D'un autre point de vue, les descripteurs ont été hiérarchisés selon leur effet moyen sur l'ensemble des espèces. Notons aussi que les espèces ont montré des réactions très variables aux descripteurs selon l'habitat (cédraie) où elles évoluent.

Globalement, les descripteurs anthropisation et diamètre moyen des arbres agissent sur plus de 50 % des espèces retenues. Ils sont suivis par la pente, le recouvrement général, la distance moyenne entre les arbres, la surface totale du houppier, la surface moyenne du houppier et la surface terrière moyenne. Ces descripteurs comptent pour plus de 45 % des espèces étudiées dans le choix de leurs habitats.

Plusieurs auteurs (Blondel, 1978 ; Lherithier et *al.*, 1979 ; Menard et Mc Neil, 1982 ; Lebreton et *al.*, 1987 ; Boubaker, 1996) en utilisant les méthodes de l'information mutuelle espèce-facteur écologique, ont affirmé l'influence des descripteurs cités sur l'avifaune.

Pour des raisons pratiques et vu la complexité des interprétations individuelle des profils et des régressions logistiques des différentes espèces (Pakkala et *al.*, 2014), nous aborderons d'une manière globale et synthétique ces deux aspects.

Les résultats des profils écologiques concernant la distribution des fréquences des espèces en fonction des classes des descripteurs d'habitat, ne concorde pas dans leur totalité avec les résultats de la régression logistique (66 modèles de régression logistique élaborés). Ceci est probablement dû à différentes raisons dont les plus probables sont les fondements même des deux méthodes qui sont totalement distinctes et ont abouti de ce fait, à des résultats divergents. La complexité des relations espèce-habitat caractérisée par l'implication de plusieurs facteurs écologiques aussi bien biotiques qu'abiotiques engendre des réponses différentes des espèces aux mêmes descripteurs dans des habitats différents.

A cet effet, les résultats doivent être vus sous un angle exploratoire. Toutefois, certains effets des descripteurs restent fiables vu les résultats obtenus par plusieurs auteurs (Muller, 1986 ; Germaine et *al.*, 1998 ; Shankar Raman et *al.*, 1998 ; Gillespie et Walter, 2001).

Dans le cadre de la modélisation des paramètres aviens par les modèles linéaires généralisés, nous avons élaboré 30 modèles GLM. Toutefois, certains n'ont présenté aucun effet significatif des descripteurs de l'habitat sur les paramètres aviens.

La réponse des six (06) paramètres aviens (richesse, diversité taxonomique, diversité trophique, diversité biogéographique, taux de sédentaire et taux de migrants) aux descripteurs introduits dans les modèles, a montré de grandes différences entre les cédraines.

Cependant, on note globalement que la communauté avienne étudiée est influencée par les descripteurs stationnels (pente, cours d'eau, taux de bois mort, taux de cavités, la présence de mousses et lichens), par la structure globale de la végétation (les recouvrement des différentes strates), par les structures verticale (hauteur arbre, fut, houppier,..) et spatiale des peuplements (diamètre, distance entre les arbres, surface terrière,...) forestiers ainsi que par leur variabilité structurale stationnelle (écart type et coefficients de variations).

Les paramètres de la structure et de la composition de la végétation ont toujours exercés une influence sur les oiseaux que ce soit à l'échelle spécifique ou de la communauté (MacArthur et MacArthur, 1961 ; MacArthur et *al.*, 1966).

Plusieurs travaux ont enregistré des corrélations significatives entre la diversité avienne et la complexité structurale de la végétation (Mills et *al.*, 1991 ; Thinh, 2006 ; Rompré et *al.*, 2007).

Le taux de bois mort, les gros arbres, le mélange d'essences sont autant de facteurs qui favorisent la biodiversité notamment les oiseaux en forêt (Vallauri et *al.*, 2002 ; Gosselin et Laroussinie, 2004 ; Delahaye, 2006).

Les gros arbres morts sur pied et les arbres à cavités (vivants ou morts) sont utilisés comme perchoirs, sites de nidification pour les cavernicoles primaires et secondaires, et comme dortoirs pour certains mammifères (Angers, 2009 ; Bouget et *al.*, 2009).

Le rôle du bois mort dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers est largement accepté par les scientifiques (Vallauri et *al.*, 2002). Vallauri et *al.* (2003) indiquent qu'un minimum de 20 m³/ha de bois mort devrait être conservé pour favoriser la biodiversité. Le bois mort, par la diversité des micro-habitats qu'il offre, est une composante essentielle pour la conservation de la diversité et du fonctionnement de l'écosystème forestier. Il forme un compartiment clé de l'écosystème forestier naturel (Vallauri et *al.*, 2002).

Nous avons noté que les descripteurs présentaient des effets variables d'une cédraine à l'autre. En effet, chaque communauté végétale fournit un environnement différent pour les oiseaux selon le microclimat, la structure (dimensions, branches, taille et arrangement des feuilles) et les ressources alimentaires (graines, bourgeons, fruits, feuillages, insectes et autres invertébrés)

(Kendeigh et Fawver, 1981 ; Robinson et Holmes, 1981 ; 1988 ; Rotenberry, 1985 ; Carrascal et *al.*, 1987 ; Laiolo, 2002 ; Deppe et Rotenberry, 2008).

La réaction des espèces dans les différents habitats dépend de plusieurs variables de l'environnement y compris les facteurs physiques comme la température, la lumière, l'eau et les facteurs biotiques tels que la concurrence inter et intra-spécifiques, l'histoire de l'évolution, la territorialité, l'attraction conspécifique, la disponibilité des proies et la prédation (Brown, 1984 ; Rempel, 2007 ; Betts et *al.*, 2009). Ainsi, les variations de l'abondance d'une espèce dans l'espace et dans le temps reflètent la distribution des combinaisons de ces différentes variables qui définissent sa niche écologique (Brown, 1984).

Concernant l'anthropisation, la plupart des espèces étudiées se sont montrées influencées par ce paramètre. Certaines espèces semblent adaptées à une présence anthropique modérée. Les travaux réalisés dans ce sens ont enregistré des réactions différentes des espèces vis-à-vis de ce descripteur (Fernández-Juricic, 2000 ; Miller et *al.*, 2003 ; Pidgeon et *al.*, 2007 ; Galanina, 2008 ; Boubaker, 2012).

L'ensemble des résultats obtenus, nous a permis de dresser un diagnostic détaillé de la communauté avienne des cédraies retenues. Les relations avifaune descripteurs d'habitat ont été identifiées et ont fait ressortir des effets variables des structures verticale et spatiale ainsi que l'hétérogénéité des habitats sur les espèces aviennes.

L'étude de la sélection de l'habitat par des oiseaux et la modélisation de la distribution de ces espèces dans l'espace ne permettent pas d'expliquer tous les mécanismes sous-jacents à la distribution d'une espèce ou de communautés d'oiseaux. Les relations mises en évidence ne traitent qu'une partie d'un processus écologique complexe où l'habitat ne représente qu'un des facteurs (Delahaye, 2006). La prise en compte de tous ces processus est pertinente pour la modélisation de la niche écologique des espèces (Austin, 2007).

Chapitre VI
Conservation et perspectives
de recherche

Chapitre VI : Conservation et perspectives de recherche

Le recours aux oiseaux comme indicateurs biologiques nous a permis de dresser un diagnostic des cédraies retenues. La diversité et les caractéristiques écologiques, fonctionnelles et patrimoniales de ce groupe taxonomique ont révélé l'importance de ces habitats forestiers. Les oiseaux jouent un rôle fonctionnel important dans les écosystèmes forestiers en augmentant les services écosystémiques de régulation et participent également à la valeur patrimoniale des forêts.

Le peuplement d'oiseaux nicheurs des cédraies est majoritairement composé d'espèces sylvatiques nécessitant la présence de gros troncs, de vieux arbres, du bois mort et des hautes frondaisons.

La modélisation par les GLM et la régression logistique, a identifié les relations avifaune-habitat et a fait ressortir la pertinence des descripteurs de la structure verticale et spatiale ainsi que l'hétérogénéité de ces forêts. Les modèles synécologiques et autécologiques établis ont montré que la communauté avienne des cédraies est influencée par certaines caractéristiques stationnelles (pente, cours d'eau, taux de bois mort, taux de cavités, la présence de mousses et lichens), par la structure globale de la végétation (les recouvrement des différentes strates), par les structures verticale (hauteur arbre, fût, houppier,..) et spatiale des peuplements (diamètre, distance entre les arbres, surface terrière,...) forestiers ainsi que par leur variabilité structurale stationnelle (écart type et coefficients de variations).

Les résultats obtenus montrent la nécessité de la conservation de l'intégrité écologique des cédraies étudiées. Il sera de ce fait, important d'approfondir les recherches amorcées et d'effectuer de nouvelles études afin de compléter notre compréhension de ces écosystèmes forestiers et de parfaire leur gestion.

Les diverses orientations stratégiques qui sont proposées dans ce chapitre tentent de cerner les particularités et enjeux propres aux cédraies d'Algérie et à leur composante avienne, et ce, dans l'objectif de conserver et/ou restaurer ces milieux forestiers et d'élaborer des plans de conservation et d'action. Ces plans devraient porter, entre autres, sur les problèmes propres aux espèces, aux écosystèmes et aux différentes perturbations qu'ils subissent.

La contribution de la recherche est cruciale pour asseoir les stratégies de conservations sur des bases scientifiques solides. A cet effet, nous proposerons des perspectives de recherches en termes d'ornithologie, d'indicateur et de modélisation.

6.1 – Gestion et conservation des peuplements aviens

Les oiseaux représentent l'une des composantes les plus visibles et documentées de la biodiversité. Ils contribuent activement au fonctionnement des écosystèmes (pollinisation, dissémination des graines, etc.). Ainsi, de par leur visibilité, l'étendue et la diversité de leurs habitats, ainsi que leur rôle écologique, les oiseaux sont d'importants indicateurs de la santé des écosystèmes. Leur importance réside dans les nombreux services écosystémiques qu'ils rendent

(écologiques, scientifiques, esthétiques, récréatifs, culturels, éducatifs, sociales et économiques).

Notre connaissance des espèces aviennes forestières est très restreinte. Malgré les efforts alloués, les principales études demeurent trop localisées et ainsi, pour la majorité de ces oiseaux, les informations disponibles sont fragmentaires et ponctuelles. Les exigences des espèces d'oiseaux restent assez vagues et ne permettent pas de dégager des recommandations de conservation et de gestion très précises.

Une connaissance approfondie de la dynamique des populations d'oiseaux et de leurs habitats demeure essentielle pour assurer le maintien des diverses communautés d'oiseaux de nos cédraies et globalement de tous les milieux naturels voire artificiels de notre pays.

Les menaces les plus importantes pesant sur les oiseaux sont la dégradation et la perte des habitats. En réponse à ces menaces, il est urgent d'engager des actions de recherche et de suivi, ainsi que d'éducation et d'information, pour fournir des données utiles permettant d'orienter les efforts de conservation, de renforcer la sensibilisation du public et de mobiliser son soutien.

Les actions proposées auront comme but, la conservation, la restauration et la gestion durable des populations d'oiseaux ainsi que leurs habitats.

6.1.1 - Inventaire et cartographie de répartition

Il est primordial de combler le manque de connaissance sur les oiseaux forestiers par des inventaires supplémentaires bien répartis sur le territoire national et couvrant les différents habitats forestiers.

Les connaissances appropriées de la situation des espèces sur les plans de la répartition, de l'abondance, de la démographie et des habitats permettront d'identifier les mesures de conservation à entreprendre.

Etablir une cartographie numérique de la répartition des espèces aviennes à l'échelle nationale est une démarche importante. Ces cartes sont des outils incontournables pour la gestion de l'avifaune. La superposition des données d'abondances des espèces avec les caractéristiques des habitats fournirait des informations pertinentes pour les gestionnaires.

6.1.2 - Elaboration des listes rouges

A côté des listes des espèces protégées (Décret exécutif n° 12-235 du 24 mai 2012 fixant la liste des espèces animales non domestiques protégées) et dont l'élaboration n'est pas toujours fondée sur des critères précis et pertinents, Il serait judicieux de développer une démarche fiable sur des bases solides pour l'identification les espèces particulièrement importantes pour la protection de la nature et celles qui ont besoin de mesures spécifiques de conservation. Ces listes seront établies conformément aux critères de l'UICN et aux directives d'application pour les listes rouges régionales et nationales.

Les listes rouges régionales et nationales constituent des signaux d'alarme de l'état de la biodiversité et représentent un des instruments d'évaluation des milieux naturels. Elles permettent aussi de juger de l'efficacité des mesures de protection. Si l'on parvient à réduire le nombre d'espèces figurant sur une liste rouge, un grand pas sera fait en direction d'un développement durable.

En plus des listes rouges régionales, il est judicieux d'établir des listes d'espèces prioritaires à l'échelle des habitats forestiers ou même pour les cédraies d'Algérie. En plus du degré de menace et du niveau de priorité à l'échelle nationale, ces listes tiennent compte de l'importance des populations aviennes de ces habitats dans le contexte national.

Les listes rouges selon l'UICN évaluent la probabilité d'extinction d'espèces à l'échelle globale ou le risque de disparition à l'échelle régionale. Ces listes à elles seules, ne suffisent pas à définir des priorités en matière de conservation de la biodiversité. Pour évaluer sur quelles espèces porter les efforts les plus conséquents, il faut notamment tenir compte de l'importance des populations considérées au plan national, ainsi que d'autres facteurs notamment les priorités de conservation.

6.1.3 - Identification des espèces « objet de conservation »

Il s'agit d'identifier les espèces clé de voute ou les espèces phares. Ces espèces nécessitent de telles conditions d'habitats et de superficie que leur conservation permettra la sauvegarde d'une grande quantité d'autres espèces rares et menacées. La protection des espèces « objet de conservation » est donc aussi utile à de nombreuses autres espèces qui partagent le même habitat mais ne nécessitent pas autant d'espace. Nous proposerons pour le cas des cédraies deux groupes taxonomiques à savoir les rapaces et les picidés.

Les rapaces se situent à la tête de la chaîne alimentaire (prédateurs supérieurs) sont vulnérables aux modifications et facteurs de stress apportés à leurs habitats. Ils représentent ainsi d'excellents indicateurs de la santé de l'environnement et sont souvent retenus comme espèces indicatrices. Les rapaces évoluent dans de grands territoires et dont la conservation inclura de nombreuses autres espèces qui évoluent au sein de ces territoires.

Nous citons à titre d'exemple le Vautour percnoptère qui a été contacté dans les paysages de nos cédraies. Cette espèce est globalement menacée sur l'ensemble de son aire de répartition. Elle est aujourd'hui considérée en voie d'extinction sur la Liste rouge de l'UICN. L'espèce se trouve globalement dans une logique de population à faible effectif où toute disparition d'individus peut devenir dramatique pour sa survie. Compte tenu du statut très préoccupant de l'espèce, sur l'ensemble de son aire de distribution, il est donc nécessaire de mettre en œuvre un plan d'action en sa faveur.

Les picidés particulièrement le Pic de Levillant, le Pic épeiche et le pic épeichette, sont considérés aussi comme d'excellent indicateur biologique de l'état de santé des écosystèmes forestiers. Leurs vastes territoires et leurs caractéristiques écologiques font de ces espèces de véritables « objets de conservation ». Les pics permettent indirectement la reproduction de très

nombreuses espèces cavicoles qui réutilisent leurs loges pour se reproduire (mésanges, gobemouches, etc.).

6.1.4 - Monitoring des populations aviennes

Les populations d'oiseaux sont affectées par de nombreux changements survenus dans leur environnement. Toutefois, nos connaissances face aux tendances des populations des oiseaux ainsi qu'aux problématiques rencontrées sont limitées par la complexité des écosystèmes.

L'élaboration de programme de monitoring devrait permettre le suivi de la structure (richesse, abondance) des communautés d'oiseaux à travers le temps et l'espace et permettrait aussi de documenter les changements s'opérant à l'échelle des cédraies. Le monitoring pourrait aussi contribuer à la modélisation des effets des changements climatiques sur les communautés d'oiseaux.

Les données issues de la surveillance servent également à établir les priorités et à évaluer les mesures de conservation. Elles fournissent des informations sur les tendances populationnelles causées par les modifications des habitats notamment leur dégradation ou fragmentation ou d'autres facteurs, et elles peuvent aider à déterminer les causes potentielles de changement dans les populations et les mesures de conservation appropriées à prendre. Le programme de suivi utilisera les oiseaux comme signaux d'alarme lorsque des modifications environnementales surviennent.

Le monitoring doit se baser sur les techniques de géomatique (système d'information géographique, imagerie aérienne ou satellitaire) combinées à des méthodes statistiques qui s'avèrent nécessaires dans l'élaboration de plans d'échantillonnage performants. Un réseau de points d'observations est à préconiser sur l'ensemble du territoire national.

Il faut en parallèle constituer un réseau d'observateurs composés d'ornithologues spécialistes, amateurs, photographes et de tous les bénévoles désirant participer aux programmes de suivi de l'avifaune. Ces éventuels participants devraient bénéficier de formations adéquates et d'un certain encadrement ou expertise de façon à bonifier la qualité des informations recueillies sur le terrain.

Le Suivi Temporel des Oiseaux Communs français est un des meilleurs exemples de programmes efficaces de monitoring des espèces aviennes. Le Muséum national d'histoire naturelle anime un réseau de points d'écoute qui permet de suivre l'évolution des effectifs des espèces communes d'oiseaux en France. Les effectifs sont combinés en un indice agrégé d'abondance, qui est analysé par rapport à une année de référence (la première année du suivi, 1983). Cet indicateur permet de déterminer les tendances d'évolution des oiseaux, mais aussi des autres groupes d'espèces car les oiseaux étant les plus souvent au sommet des chaînes trophiques, leurs fluctuations révèlent l'évolution de celles de leurs proies et de la qualité des milieux.

6.1.5 - Création d'une base de données «avifaune »

Souvent, les données sur la biodiversité sont collectées, gérées et diffusées par une multitude de structures gouvernementales et universitaires qui agissent sans réelle coordination entre elles. Cette information est généralement non standardisée et peu accessible. En outre, plusieurs détenteurs de données biologiques n'ont pas les moyens de conserver cette information à long terme et les risques qu'elle se perde sont bien réels. Dans un monde de plus en plus complexe, il devient nécessaire d'accroître le degré de raffinement et de rationalisation de la collecte, de la gestion et de la diffusion des données.

Les bases de données devraient être disponibles à tous, afin de garantir l'utilisation maximale des données. De plus, la compilation, l'interprétation et la publication périodique des données de suivi devraient aider à maintenir l'intérêt des bénévoles et encourager l'utilisation des données par les scientifiques et gestionnaires.

6.2 - Gestion et conservation des cédraies

Les cédraies d'Algérie, du moins les cinq cédraies étudiées sont des réservoirs d'une biodiversité potentielle non négligeable dont témoigne la diversité ornithologique, l'hétérogénéité structurale et spatiale ainsi que la présence des indicateurs de biodiversité tels que le bois mort et les arbres habitats (arbre à cavité, avec mousses et lichens). Néanmoins, bien que quatre d'entre elles bénéficient d'un statut de protection (Parc national), elles subissent de nombreux délits et phénomènes régressifs qui détériorent leur intégrité écologique. Il s'agit principalement du surpâturage, du défrichage, des coupes illicites et du phénomène de dépérissement. Ces menaces risquent d'engendrer la perte de la résilience de ces écosystèmes (la capacité de régénération suite à des événements externes) due à la baisse de leur biodiversité.

Face à ce constat, les interventions sylvicoles sont trop prudentes voire presque inexistantes dans ces forêts, elles se limitent souvent à des coupes d'assainissement. L'état de ces forêts montre clairement aujourd'hui que ces actions sont insuffisantes et mal adaptées aux problèmes et enjeux de ces milieux.

Les services forestiers doivent veiller davantage à la conservation et la sauvegarde de nos cédraies. Il est urgent de remettre en état ces milieux et appuyer les efforts visant à créer des corridors pour lier les différents lambeaux de cédraies au niveau des massifs.

Il faut veiller à ce que les coupes d'assainissement soient réalisées en dehors de la période de reproduction des oiseaux. Et laisser quelques arbres morts au niveau des placettes. La quantité de bois mort est très importante pour l'installation de certaines espèces. Un autre facteur limitant pour beaucoup d'oiseaux cavernicoles (Pic de Levillant, Pic épeiche, etc.) est la faible quantité de cavités disponibles.

6.2.1 - Typologie des cédraies

La mise en place d'une typologie de référence reste l'objectif premier à mener. Elle est nécessaire pour une bonne évaluation de la représentativité écologique. Les typologies basées sur les études phytosociologiques et le rôle écologique des écosystèmes sont bien adaptées aux problématiques de conservation.

Certes, certaines études ont déjà été réalisées mais restent fragmentaires et méritent d'être reprises et synthétisées afin de fournir une vue globale sur toutes les cédraies algériennes. Il est aussi souhaité de réaliser des cartes de répartition de ces unités phytosociologiques afin qu'elles puissent servir de références et d'outils de base pour toute action de gestion et de conservation.

6.2.2 - Diagnostic et évaluation des cédraies

Le diagnostic doit permettre la caractérisation de l'état des systèmes écologiques, détecter les agressions, prévoir, surveiller, contrecarrer les transformations indésirables. Il doit clairement faire apparaître le niveau de sensibilité de chaque composante de l'environnement.

Dans son approche dynamique, le diagnostic et les mesures de gestion qui s'appuieront sur ce dernier, devraient permettre d'évaluer la réalité de l'intérêt écologique de ces cédraies afin d'évaluer la pertinence d'instaurer ou de maintenir non seulement les mesures de protection stricte, mais aussi celles permettant un développement durable. Les différentes cédraies seront ainsi, hiérarchisées en distinguant les types d'interventions qu'elles requièrent. Ces derniers se concrétiseront par des actions de conservation, de réhabilitation ou d'exploitation durable.

Bien que difficile à appréhender, l'état de conservation apparaît important à prendre en compte pour l'évaluation et le diagnostic des écosystèmes. Sachant qu'il n'est guère possible d'estimer directement sur le terrain l'état de conservation d'un habitat (cela supposerait que l'observateur connaît réellement ce que devrait être l'état de conservation favorable), cet état de conservation sera appréhendé d'après son état de dégradation. C'est pour cette raison qu'il est nécessaire d'engager des réflexions au niveau national afin de disposer d'une méthodologie élaborée sur des fondements scientifiques et validée pour évaluer et suivre sur le long terme l'état de conservation des cédraies voire des habitats naturels en général.

Il est donc indispensable de se baser sur des méthodes pertinentes conduisant à l'élaboration de moyens d'évaluation différents, les uns devant rendre compte de la valeur de la biodiversité des cédraies, les autres devant mettre en évidence les services écosystémiques rendus par ces milieux forestiers.

Préserver ces écosystèmes permet en effet de préserver l'ensemble des espèces qui les composent mais aussi leurs fonctionnalités et les services qui leurs sont associés. Cela permet également de renforcer leur capacité de résilience et constituer un important moyen d'adaptation, autant pour la nature que pour nos sociétés, face à un environnement changeant.

6.2.3 - Classement des cédraies dans la liste rouge des écosystèmes

L'évaluation du risque d'effondrement des habitats forestiers offerte par l'outil « Liste rouge des écosystèmes de l'UICN » sera un complément au diagnostic, contribuant à une meilleure évaluation des enjeux liés à la préservation des cédraies et de leur intégrité. L'objectif de « la liste rouge des écosystèmes » appliquée aux cédraies voire à d'autres forêts d'Algérie sera en effet d'identifier les habitats les plus vulnérables et qui présentent un risque d'effondrement à court terme.

La liste rouge des écosystèmes de l'UICN est une nouvelle démarche visant à identifier les écosystèmes les plus vulnérables. Elle vient renforcer les connaissances sur l'état de la biodiversité et de son évolution, avec l'objectif d'identifier des priorités d'actions toujours plus efficaces.

Le modèle d'évaluation de risques développé par la liste Rouge des Écosystèmes établit un standard mondial pour évaluer l'état de tous les écosystèmes qui peut être mis en application aux échelles locale, nationale, régionale et mondiale. Il est basé sur un ensemble de règles ou critères pour la réalisation d'évaluations du risque d'effondrement des écosystèmes, ces évaluations étant scientifiques, fondées sur les faits et mesurées par le biais des réductions dans la distribution géographique des écosystèmes et de la dégradation de leurs processus et éléments clés.

Cette démarche nécessite de regrouper les informations les plus complètes et les plus récentes possibles concernant la nature et le fonctionnement de ces écosystèmes, en s'appuyant notamment sur des travaux de recherche et les connaissances de nombreux experts.

6.2.4 - Identification d'indicateurs complémentaires potentiels

La biodiversité ne peut être réellement appréhendée qu'en s'intéressant simultanément à de multiples composantes de la faune et de la flore et non à un seul taxon. En effet, notre diagnostic ornithologique a permis de dresser un constat sur l'importance écologique et patrimoniale des cédraies mais une approche "multi-taxonomique" quoi que plus coûteuse, serait plus pertinente.

L'utilisation d'indicateurs plus puissants que la présence des oiseaux dans les parcelles, comme leur densité ou encore mieux le taux de reproduction, pourrait augmenter notre compréhension de l'intérêt porté par les oiseaux à ces écosystèmes forestiers.

Dans la présente étude, nous avons intégré, mais d'une façon très modeste, d'autres indicateurs biologiques tel que le bois mort et les mousses et lichens. Ils constituent de très bons indicateurs de la biodiversité. Une meilleure prise en charge de ces indicateurs dans le processus d'évaluation des écosystèmes est à préconiser dans le futur.

6.2.5 - Monitoring des cédraies

Le monitoring conçu comme analyse et suivi scientifique est essentiel pour la connaissance des cédraies et la compréhension de leur fonctionnement. L'évaluation périodique de l'état de conservation et l'acquisition de nouvelles connaissances sur la structure et le fonctionnement des cédraies sont obligatoire. Ce suivi informera aussi les gestionnaires sur l'efficacité des mesures de gestion et de conservation.

Pour être opérationnel, le monitoring doit reposer sur un nombre d'indicateurs relativement restreints et qui doivent donc être pertinents. Cela implique deux conditions complémentaires :

- Ces indicateurs doivent effectivement révéler un aspect majeur de la conservation de la biodiversité. Pour cela, il est bon de réfléchir d'abord aux principes fondamentaux de conservation de la biodiversité, qui se déclinent ensuite en un certain nombre de critères appropriés, desquels on tire des indicateurs précis. Cette approche du théorique au pratique permet de ne pas oublier une ou plusieurs variables cruciales de la conservation de la biodiversité.

- L'identification des indicateurs doit également être liée à la réalité de terrain pour deux raisons : (1) certains critères/indicateurs jugés pertinents d'un point de vue théorique ne le sont pas dans toutes les situations ; (2) les indicateurs doivent être mesurés empiriquement à intervalle régulier et, pour cela, faire l'objet de procédures simples, transférables, rapides et peu coûteuses. Cette relative facilité de la collecte de terrain est une condition sine qua non pour la désignation des indicateurs.

Les indicateurs, peuvent être des éléments structuraux de la forêt (bois morts, cavité, etc.) ou des espèces ou de groupes taxonomiques supérieurs dont les paramètres, tels que la densité, la présence ou l'absence de la structure reflètent l'état général de l'écosystème.

La mesure des indicateurs à intervalle régulier permet de suivre la dynamique des cédraies en fonction des mesures de conservation. Le recours aux indicateurs de pression, d'état et de réponse est recommandée et nécessite une étude approfondie. La définition des différents indicateurs utilisés doit être identique pour toutes les cédraies, afin de permettre des comparaisons dans l'espace et dans le temps : c'est le choix de leur utilisation et de leur pondération qui rendra compte des spécificités territoriales et des évolutions.

A cet effet, les cédraies vues comme patrimoine forestier vulnérable doivent être dotées de plans de gestion spécifiques. Ils permettront de préciser les actions nécessaires regroupées en diverses catégories soit par espèces prioritaires, par régions prioritaires, par habitats ou par grandes problématiques. Une telle approche peut se concrétiser par des aménagements « forêt-faune », qui tiennent compte de la valeur de la forêt, à la fois comme habitats fauniques, source de matière ligneuse, et réservoir de biodiversité. Le plan d'aménagement forêt-faune présente une vision dynamique de l'évolution de ces cédraies et des habitats fauniques.

6.2.6 - Intégrer les nouvelles technologies dans la gestion et le monitoring des cédraies

Les nouvelles technologies, comme la géomatique (SIG, télédétection, GPS), se sont développées rapidement et ont été adoptées dans la gestion et la conservation de la biodiversité. La modernisation des outils d'analyse et de gestion offre des opportunités uniques de développement pour augmenter l'efficacité et la performance des organisations tout en répondant aux objectifs tracés.

La disponibilité de ces nouveaux outils et leur éventuelle intégration aux processus de gestion des cédraies et de la biodiversité en général, aura une incidence majeure sur la réussite des politiques de conservation.

Les progrès de ces technologies numériques notamment les systèmes d'information géographiques (SIG) et les systèmes de positionnement globaux (GPS), font que la collecte, le stockage, l'analyse et l'extraction de données spatiales deviennent de plus en plus efficaces et précis et peuvent ainsi aider à mieux comprendre la dynamique des écosystèmes forestiers.

6.2.7 - Atténuation des pressions et menaces sur les cédraies

Les atteintes portées aux cédraies sont multiples et doivent être prises en considération dans les plans de conservation. On distingue les atteintes qui agissent sur la nature même de l'habitat et qui ont donc un impact "lourd" sur son état de conservation, de celles qui ont un impact plus diffus sur l'ensemble de l'habitat dans le site.

Il faut à cet effet, identifier des méthodes de collectes et d'évaluation adéquates de ces menaces afin d'identifier les pressions les plus fréquentes et les plus dommageables pour l'intégrité des cédraies.

Parmi ces atteintes, le phénomène de dépérissement est une préoccupation nationale de premier ordre. Il faut établir un dispositif de surveillance de ce phénomène à l'échelle de toutes les cédraies qui se déploient sur différents étages bioclimatiques. L'installation d'un réseau de placette de surveillance de l'état de santé des cédraies est plus que nécessaire.

Une prise en compte de certains indicateurs biologiques en parallèle aux mesures de dépérissement serait souhaitable, ceci permettrait de mettre en valeur les éventuelles conséquences du dépérissement sur la biodiversité forestière.

Le dépérissement reste un phénomène complexe à étudier et à comprendre mais son ampleur se fait de plus en plus sentir notamment dans la cédraie de Belezma. Comme nous l'avons déjà cité, les interventions sont très timides et se limitent à des coupes d'assainissement. Des actions de reconstitution de ces cédraies sont à envisager dans l'immédiat moyennant des études plus approfondies sur la régénération naturelle et les conditions nécessaires pour la réussite des plantations.

Des actions urgentes doivent être prises par les services forestiers pour contrôler et orienter le pâturage dans les cédraies et stopper les coupes illégales de bois notamment dans la cédraie de Ouled yacoub (khenchla).

6.3 - Perspectives de recherches

En matière de recherche ornithologique, il reste beaucoup de choses à faire pour comprendre les problématiques relatives à la conservation des oiseaux forestiers, en étudiant, par exemple, la biologie des espèces aviennes, la dynamique de leurs habitats, les différentes menaces potentielles à leur survie, etc. Une meilleure connaissance de l'écologie des oiseaux mène assurément à une meilleure gestion de leurs populations. Des études ultérieures sont essentielles pour déterminer les causes des fluctuations et des tendances décelées par les suivis, ce qui appuiera les mesures de conservation.

L'influence des caractéristiques de l'habitat sur les communautés d'oiseaux des cédraies a été étudiée uniquement en période de reproduction. Les résultats ne peuvent donc pas être inférés à l'ensemble de l'avifaune notamment les oiseaux hivernants qui probablement sont influencés par d'autres caractéristiques de l'habitat. A cet effet, notre étude mériterait d'être étendue aux espèces hivernantes ainsi qu'aux espèces à grands territoires comme les rapaces. Il est évident que pour ces derniers les descripteurs doivent être identifiés à une échelle plus grande soit l'échelle du paysage en prenant en considération sa structure et sa composition.

La relation avifaune-habitat au niveau des cédraies a été entreprise sur la base de descripteurs relatifs à la structure verticale et spatiale des peuplements forestiers. A cet effet, nous proposons d'autres pistes d'investigation telle que l'effet des caractéristiques floristiques et phytosociologiques des cédraies sur l'avifaune.

6.3.1 - Effet de la fragmentation des habitats

L'un des problèmes les plus pertinents de la biologie de la conservation concerne la fragmentation des habitats naturels par les activités humaines et ses conséquences sur la biodiversité. Selon la théorie des équilibres dynamiques de la biogéographie insulaire, le nombre d'espèces présentes dans un écosystème est fonction de la surface de ce dernier ; la réduction des surfaces favorise en principe l'extinction de certaines espèces.

La fragmentation d'un habitat naturel est une forme de destruction qui se double d'une déstructuration spatiale qui affecte à la fois la taille des populations et leurs possibilités d'échanges en augmentant les risques d'extinction. Elle s'oppose à la satisfaction des besoins vitaux de la faune en termes de déplacements et de dispersion dans le paysage.

La fragmentation modifie la taille, les formes et l'isolement des habitats naturels, générant un impact sur les fonctions écologiques des éléments ainsi isolés et sur les populations qui leurs sont inféodées.

Il serait pertinent de tester l'influence de la fragmentation sur la répartition et l'abondance des oiseaux forestiers. Pour ce faire, les descripteurs à retenir relève de la composition et la structure du paysage à savoir la quantité de bordure, le nombre et la surface de fragments composant la surface forestière et les distances les séparant.

6.3.2 - Modélisation

Les modèles élaborés au cours de cette thèse sont des modèles descriptifs. Les résultats ne constituent en aucun cas une représentation fidèle des habitats favorables aux espèces. Toutefois, ils sont très utiles comme base de réflexion dans le cadre de la gestion des populations aviennes.

Ces modèles ont été construits sur des données de présence / absence. Ils ne prennent donc pas en considération l'influence de l'habitat sur les paramètres démographiques des espèces.

Ainsi, pour aller plus loin dans la connaissance de l'écologie des espèces aviennes, une perspective est d'étudier l'influence de l'habitat sur les paramètres démographiques et les caractéristiques intrinsèques des espèces notamment les interactions intra et interspécifiques.

D'autres perspectives de modélisation qui sembleraient très pertinentes seraient de mettre en place des études similaires sur les espèces qualifiées d'objet de conservation (espèces phares, clé de voute) telle que les pics et les rapaces.

Plusieurs modèles ont été élaborés et testés à l'échelle internationale (Guisan *et al.*, 1998 ; Guisan et Zimmermann 2000 ; Guisan, 2003), nous encourageons les chercheurs ornithologues à s'inspirer de ces travaux pour élaborer et développer des modèles spécifiques qui tiennent compte de la réalité de nos cédraies voire de tous les écosystèmes forestiers. Ces modèles permettront aux forestiers d'évaluer l'intérêt des peuplements pour l'avifaune ainsi que les impacts des éventuelles interventions sylvicoles.

6.3.3 - Effet de l'anthropisation

Il y a un besoin manifeste de connaître les effets des activités humaines sur les populations des oiseaux forestiers. L'intensité, la fréquence et la sévérité de ces activités varient considérablement d'une cédraie à l'autre. Des études sur l'évaluation des impacts anthropiques sur les peuplements aviens des cédraies sont à promouvoir. Les résultats seraient directement utilisables dans la planification de la gestion, afin de diminuer le plus possible les effets négatifs.

6.4 - Information et sensibilisation du public et des acteurs.

La sensibilisation de la population à l'importance de la biodiversité notamment, en ce qui concerne la conservation des oiseaux n'est pas une action ponctuelle limitée dans le temps. Pour qu'elle soit efficace, elle demande un soutien et une continuité par les pouvoirs publics sur plusieurs années pour qu'elle puisse être ancrée définitivement dans le vécu quotidien des populations.

La politique de sensibilisation vise deux catégories : les acteurs des espaces forestiers et le grand public.

Les forestiers qu'ils soient gestionnaires ou intervenant directement sur terrain doivent être sensibilisés à l'importance de l'avifaune en tant qu'élément clé dans les écosystèmes forestiers. Cependant, ceci repose souvent sur la connaissance scientifique de ce groupe taxonomique qui reste souvent absente chez la majorité des forestiers. A cet effet, des formations en ornithologie sont à préconiser.

La sensibilisation du grand public et des populations au niveau des régions étudiées doit être prise en charge par les gestionnaires et les associations locales de protection de la nature. Ces derniers doivent diffuser les informations sur l'importance des oiseaux et les services écosystémiques rendus par ce groupe taxonomique.

En plus des différents moyens de communication utilisés (réseaux sociaux, sites web, documents, vidéo), les stages d'initiation à l'observation des oiseaux seraient probablement les plus efficaces car ils permettent un contact direct avec les oiseaux.

Conclusion générale

Conclusion générale

Le présent travail a pour principal objectif le diagnostic ornithologique des cédraies algériennes à travers l'étude des interactions entre les espèces aviennes et certains descripteurs écodendrométriques des peuplements de cèdres. Il illustre aussi une application réelle de la modélisation en ornithologie.

Le choix des oiseaux comme modèle biologique n'est pas fortuit. La pertinence de leur utilisation en tant qu'indicateurs biologiques a été démontrée dans plusieurs travaux de recherches. En effets, leurs caractéristiques écologiques et leur grande sensibilité aux modifications brusques des milieux ainsi que la maîtrise de leurs méthodes d'étude leur procurent une place de choix par rapport aux autres groupes taxonomiques.

La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs, retenue pour le dénombrement du peuplement avien, à la fois simple, et objective nous a permis d'élargir la durée de travail sur le terrain. La nature des données récoltées par cette méthode à savoir les données de présence/absence, s'y prête bien aux traitements préconisés.

Le processus d'élaboration du diagnostic a été fondé sur une démarche analytique conçue autour de trois outils fondamentaux à savoir l'information mutuelle, les profils écologiques et les modèles linéaires généralisés.

La masse de données collectées a été traitée selon deux approches complémentaires. Une approche synécologique fonctionnelle qui a permis de décrire les communautés d'oiseaux à travers différents traits biologiques des espèces (biogéographie, taxonomie, régime trophique, phénologie) et à une échelle plus fine, l'approche autécologique a été abordée dans le souci d'approfondir les connaissances relatives aux exigences écologiques des espèces aviennes.

Nos cédraies se présentent comme des écosystèmes importants pour une faune avienne caractérisée par l'abondance des espèces sylvatiques. La diversité des niches écologiques a permis la cohabitation d'espèces sédentaires et migratrices. La dominance des espèces paléarctiques montre que nos cédraies se rapprochent des forêts tempérées d'Europe. La présence d'espèces d'intérêt patrimonial témoigne de leur importance dans la conservation de la diversité avienne.

L'étude de la similitude des peuplements d'oiseaux des différentes forêts retenues a montré qu'il s'agit d'une affinité géographique. Les cédraies les plus proches géographiquement présentent les peuplements aviens les plus similaires.

La caractérisation des préférences écologiques des espèces retenues par l'analyse des profils écologique a permis de dégager trois tendances de réaction aux descripteurs dendro-écologiques. Il s'agit des espèces indifférentes, des espèces ayant des préférences pour les faibles classes du descripteur et les espèces qui préfèrent les classes de fortes valeurs des descripteurs.

Les outils de la théorie de l'information tels que l'entropie espèce et l'information mutuelle espèce-descripteur nous ont permis d'une part d'identifier les valeurs indicatrices des espèces et d'autre part les descripteurs les plus déterminants pour la présence des espèces aviennes.

Les modèles linéaires généralisés associés à la technique de régression logistique se sont montrés bien adaptés à la nature des données ornithologiques. A cet effet, deux types de modèles ont été réalisés ; Les modèles synécologiques (GLM) qui ont permis d'identifier les descripteurs discriminants pour la communauté avienne et les modèles autécologiques (régression logistique) qui ont mis en relation les occurrences des espèces en relation avec les descripteurs dendro-écologique.

Cette approche de modélisation des niches écologiques des espèces a mis en relief des différences de comportement des espèces vis-à-vis des descripteurs aussi bien entre les espèces qu'au sein de la même espèce entre les différentes cédraies.

Globalement, l'ensemble des descripteurs relatifs aux structures verticale et spatiale du peuplement forestier, ainsi que leur variabilité structurale ont affiché des effets importants sur les communautés avienne. Par ailleurs, les descripteurs les plus actifs varient entre les différentes cédraies.

L'étude et la modélisation des modalités de sélection de l'habitat par la faune avienne au niveau des cinq cédraies retenues n'a permis d'expliquer qu'une partie des processus écologiques complexes qui régissent la distribution des espèces. Ainsi, les modèles élaborés restent valables uniquement à l'échelle locale.

L'ensemble des résultats obtenus dans cette thèse fournissent une base d'informations pour des applications directes dans la prise de décision en matière de conservation de la biodiversité et de la faune avienne des peuplements de cèdre. En effet, il est souhaitable d'apporter plus d'intérêt aux cédraies d'Algérie en tant que réservoirs d'une biodiversité importante qui mérite sans aucun doute des actions urgentes de gestion et de conservation en réponse aux différentes menaces que subissent ces écosystèmes.

Des études ultérieures sont nécessaires pour une analyse plus poussée de l'avifaune des cédraies, car la plasticité des cèdres quant à leur structure forestière, leur amplitude altitudinale et bioclimatique montrent bien des variantes qu'il faut identifier et caractériser leur biodiversité.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abdessemed K., 1981** - Le Cèdre de l'Atlas dans les massifs de l'Aurès et du Belezma : Étude phytosociologique et problèmes de conservation et d'aménagement. Thèse de Docteur Ingénieur. Marseille, Faculté Saint-Jérôme. 199p.
- Abdessemed K., 1984** - Les relations climat-végétation dans le sud constantinois. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 131: 145 - 155.
- Abonnel F., 2011** - Evaluation de la biodiversité des arthropodes à l'échelle d'un domaine viticole. Master 2 ESEB, parcours Biodiversité. Université de Rouen. 80p.
- Adam Y., Béranger C., Delzons O., Frochot B., Gourvil J., Lecomte P. et Parisot-Laprun M., 2015** - Guide des méthodes de diagnostic écologique des milieux naturels - Application aux sites de carrière, UNPG. 390p.
- Addiott J. F., Aho J. M., Antolin M. F., Padilla D. K., Richardson J. S. et Soluk D. A., 1987** - Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos*, 49: 340 – 346.
- Agnan Y., 2013** - Bioaccumulation et bioindication par les lichens de la pollution atmosphérique actuelle et passée en métaux et en azote en France : sources, mécanismes et facteurs d'influence. Thèse de Doctorat. Université Toulouse. 307 p.
- Aidel Z., 2007** - Mise en place d'un système d'information géographique dans le parc national de Belezma (Batna). Mémoire Ingénieur. ENSA, El-Harrach, Alger. 110p
- Airame S., Dugan J. E., Lafferty K. D., Leslie H., Mcardle D. A. et Warner R. R., 2003** - Applying ecological criteria to marine reserve design: A case study from the California channel islands. *Ecological Applications*, 13 (1, Supplement): S170–S184.
- Aitken K. E. H. et Martin K., 2007** - The importance of excavators in hole-nesting communities: availability and use of natural tree holes in old mixed forests of western Canada. *Journal für Ornithologie*, 148: S425-S434.
- Akli A., 2015** - Etude comparative de la croissance radiale et des variables dendrométriques (hauteur, diamètre) des reboisements de Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) du Djurdjura et de Chréa (Blida) ». Mémoire de Magistère. Université mouloud Mammeri de Tizi Ouzou. 132p.
- Akossou A. Y. J. et Palm R., 2005** - Conséquences de la sélection de variables sur l'interprétation des résultats en régression linéaire multiple. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 9 (1) : 11–18.
- Alford R. A. et Richards S. J., 1999** - Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecological Systems*, 30: 133-165.
- Alhou B., Issiaka Y., Awais A., Micha J.-C., 2014** - Premier inventaire des macroinvertébrés du fleuve Niger à Niamey comme bioindicateurs de la pollution urbaine et industrielle. *Hydroécologie Appliquée*, DOI: 10.1051/hydro/2014002, 139-163.
- Alldredge M. W., Pacifici K., Simons T. R. et Pollock K. H., 2008** - A novel field evaluation of the effectiveness of distance sampling and double independent observer methods to estimate aural avian detection probabilities. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1349-1356.
- Alldredge M. W., Simons T. R., Pollock K. H. et Pacifici K., 2007** - A field evaluation of the time-of-detection method to estimate population size and density for aural avian point counts. *Avian Conservation and Ecology*, 2 (2). (<http://www.ace-eco.org/vol2/iss2/art13/>).
- Allen C. D., Macalady A. K., Chenchouni H. et al., 2010** - A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 660 - 684.
- Amanieu M. et Lasserre G., 1982** -Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, N° SP: 201-213.
- Amber Loos S., 2006** - Exploration of MARXAN for Utility in Marine Protected Area Zoning. These Master. University de Victoria. 199p.
- Amiard-Triquet C., Amiard J.-C., Rainbow P. S., 2013** – Ecological Biomarkers: Indicators of Ecotoxicological Effects. New York: CRC Press. 450 p.
- Aminot I. et Damon M. N., 2002**- Régression logistique : intérêt dans l'analyse de données relatives aux pratiques médicales. *Revue Médicale de l'Assurance Maladie*, 33 (2): 137-143.

- Amossé J., 2014** - La faune du sol comme indicateur de la qualité des sols urbains. Étude des communautés de vers de terre, d'enchytréides et de nématodes et de leurs relations avec des sols d'âges différents. Thèse de Docteur ès Sciences. Université de Neuchâtel. 237p.
- Andelman, S. J. et Fagan, W. F., 2000** - Umbrellas and flagships : efficient conservation surrogates or expensive mistakes ? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97, 5954–5959.
- Andersen A. N., 1995** - A classification of Australian ant communities based on functional groups which parallel plant life forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography*, 22: 15–29.
- Anderson J. E., 1991**- A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. *Conservation Biology*, 5:347-352.
- Andrea C. et Roberto M., 1994** - Growth performances of a thinned atlas cedar (*Cedrus atlantica* Man.) Stand. *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, T(27): 281 - 293.
- Angelstam P. et Mikusinski G., 1994** – Woodpecker assemblage in natural and managed boreal and hemiboreal forest_ a review. *Annales Zoologici Fenneci*, 31: 157-172.
- Angers V. A., 2009** - L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire, Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 45 p.
- Angers V. A., Beaudet M., Guillemette F., Jetté J.-P. et Messier C., 2014** - Complexité structurale des peuplements feuillus – Caractérisation, influence de l'aménagement et avenues pour la restauration. Gouvernement du Québec, Ministère des forêts, de la faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, rapport hors-série. 82 p.
- Araujo M. B., Densham P. J. et Williams P. H., 2004** - Representing species in reserves from patterns of assemblage diversity. *Journal of Biogeography*, 31: 1037-1050.
- Arinaitwe J. A., Ngeh P. C. et Thompson H. S., 2007** - The contribution of the important Bird Areas programme to the conservation of birds in Africa. *Ostrich*, 78 (2): 139-143.
- Assmann E., 1970** -The principles of forest yield study. Studies in the organic production, structure, increment and yield of forest stands. Oxford, New York, Toronto, Sydney, Braunschweig. 504p.
- Aussenac G., 1984** - Le Cèdre, essai d'interprétation bioclimatique et écophysiological. *Bulletin de la Société Botanique de France*, (2/3/4): 385 - 398.
- Aussenac G. et Guehl J., 1990** - Ecophysiological des cèdres (*Cedrus* Sp.), conséquences pour la sylviculture. *Bulletin de la Société Botanique de France*, (2/3/4) : 384 - 398.
- Aussenac G., 2000** - Interactions between forest stands and microclimate : Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*, 57: 287 – 301.
- Austin M. P., 2002** - Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecological Modeling*, 157: 101-118.
- Austin M., 2007** - Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modeling*, 200: 1-19.
- Balent G. et Courtiade B., 1992** - Modelling bird communities/landscape patterns relationships in a rural area of south-western France. *Landscape Ecology*, 6:195–211.
- Bani L., Massimino D., Bottoni L. et Massa R., 2006** - A multiscale method for selecting indicator species and priority conservation areas: A case study for broadleaved forests in Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, 20: 512-516.
- Barbault R., 1995** - Le concept d'espèce-clé de voûte en écologie de la restauration : clé... ou impasse ? *Natures Sciences Sociétés*, 3 (Hors-série) : s19–s28.
- Barbero M., Quézel P. et Rivas-Martinez M., 1981**- Contribution à l'étude des groupements forestiers et préforestiers du Maroc. *Phytocoenologia*, 9 (3): 311 - 412.
- Barbet-Massin M., et Jetz W., 2014** - A 40-year, continent-wide, multispecies assessment of relevant climate predictors for species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 20(11) : 1285–1295.

- Bariteau M., Brahic P. et Thévenet J., 2006** - Comment domestiquer le Cormier (*Sorbus domestica*) ? Bilan des recherches sur la multiplication sexuée et végétative. *Forêt Méditerranéenne*, XXVII (1) :17-30.
- Barry J. P., Celles J. C. et Faurel L., 1974** - Notice de la carte internationale du tapis végétal et des conditions écologiques. Feuille d'Alger au 1/1 000 000e. ONRS-CRBT, Serv. Ecol. Univ. Alger. 42p.
- Basilico L., Bontemps F., Sapjanskas J. et Gosselin F., 2014** - évaluation de la gestion durable des forêts quels indicateurs pour la biodiversité forestière ? Biodiversité Gestion forestière & Politiques publiques. Synthèse n°2/3.
- Becker P. H., 2003** – Biomonitoring with birds. In: Markert B. A., Breure A. M., Zechmeister H. G. (Eds) - Bioindicators and Biomonitoring. Elsevier, Oxford, pp. 677-736.
- Beisel J. N., Usseglio-Polatera P., Thomas S. et Moreteau J. C., 1998** - Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia*, 389: 73–88.
- Bélanger L., St-Hilaire G. et Deshaies M.-È., 2012** - Proposition d'espèces focales en appui à l'aménagement écosystémique et faunique de la réserve faunique des Laurentides (RFL). Nature Québec. 60p.
- Bellatreche M., 1994** - Ecologie et biogéographie de l'avifaune forestière nicheuse de la Kabylie des Babors (Algérie). Thèse de Doc. (Ecologie). Université de Bourgogne.154 p.
- Belloula S., 2011**- Etude expérimentale de l'influence de la typologie des Cédraies sur la distribution des formes d'Azote dans certains sols du massif forestier du Chelia (W. deKhenchela). Mémoire de Magistère. Université El Hadj Lakhdar de Batna. 157p.
- Belouaar K., 2006** - Influence climatique sur la survie des jeunes plants du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* M) dans le massif de Chelia. Mémoire ingénieur. Université Batna. 102 p.
- Benabid A., 1994** - Biogéographie, phytosociologie et phytodynamique des cédraies de l'Atlas, *Cedrus atlantica* (Manetti). *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, 27 (spécial), I-XXVI : 62-76.
- Bengtson O. et Andersson L., 200** - Méthodes d'inventaire en relation avec l'histoire et la structure du paysage. Outils pour la conservation de la biodiversité dans les domaines néomoral et boréonémoral européens, pp. 48-55.
- Benmouffok A., 1994** - Approche écopédologique dans les formations à *Cedrus atlantica* "Cas du massif du Djurdjura, Algérie". In : (eds) Séminaire International sur le cèdre de l'Atlas "*Cedrus atlantica*, Manetti". 27 (spécial), I-XXVI: 206-217.
- Benslama M., Andrieu-Ponel V., Guiter F. et al., 2010** – Nouvelles contributions à l'histoire tardiglaciaire et holocène de la végétation en Algérie : analyses polliniques de deux profils sédimentaires du complexe humide d'El-Kala. *Contes Rendus Biologies*, (2010), doi:10.1016/j.crv.2010.08.002.
- Bentouati A., 2008** – La situation du cèdre de l'Atlas dans les Aurès (Algérie). *Forêt méditerranéenne*, XXIX (2) : 203 - 208.
- Benyacoub S., 1993** - Ecologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'El-kala (Nord-Est algérien). Thèse de Doctorat. Université de Bougogne. 287 p.
- Berthet B., 2008** – les espèces sentinelles. In : Amirad-Triquet C. et Amirad J. D. (Eds): les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologiques des milieux aquatiques. Paris, Lavoisier, pp. 122-148.
- Berthold P., 2001** - Bird Migration. A General Survey. Oxford University Press, Oxford. 253p.
- Berthold P., 2002** - Bird migration: the present view of evolution, control, and further development as global warming progresses. *Acta Zoologica Sinica*, 48 (3): 291-301.
- Betts M. G., Ganio L. M., Huso M. M. P., Som N. A., Huettmann F., Bowman J. et Wintle B. A., 2009** - Comment on methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distribution data: a review. *Ecography*, 32: 374-378.
- Bibby C. J., Burgess N. et Hill A., 1992** - Bird census techniques, Norfolk. 302p.
- Bibby C., Burgess N.D. et Hill D.A., 1997** - Bird census techniques. The University Press. Cambridge. 257p.
- Bibby C., Jones M. et Marsden S., 2000** - Expedition Field Techniques: Bird surveys. BirdLife International. 137p.
- Bishop J. A. et Myers W. L., 2005** - Associations between avian functional guild response and regional landscape properties for conservation planning. *Ecological Indicators*, 5 (1) : 33-48.

- Bispo A., Grand C. et Galsomies L., 2009** - Le programme ADEME « Bioindicateurs de qualité des sols »: Vers le développement et la validation d'indicateurs biologiques pour la protection des sols. *Etude et. Gestion des. Sols*, 16, 145-158.
- Blandin P., 1986** - Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, 17 (4). 91 p.
- Blondel J., Ferry C et Frochot B., 1973** - Avifaune et végétation : Essai d'analyse de la diversité. *Alauda*, 61 (1-2): 62-84.
- Blondel J., 1969** - Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux : 97-151 in Lamotte M. et Bourlière F. - Problèmes d'écologie l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Masson, Paris, 294 p.
- Blondel J., 1975** - L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique. I. La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P.). *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 29: 533-589.
- Blondel J., 1978** - L'avifaune du Mont Ventoux, essai de synthèse biogéographique et écologique. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 32 (1) : 111-145.
- Blondel J., 1979** - Biogéographie et écologie. Ed. Masson. 173 p.
- Blondel J., 1984** - Avifaune forestière méditerranéenne. Histoire des peuplements. *Aves*, 21(4): 209 -226.
- Blondel J., 1995** – Biogéographie : Approche écologique et évolutive. Masson. 297 p.
- Blondel J., 1999** – Peuplements d'oiseaux des Cédraines Méditerranéennes. *Forêt Méditerranéenne*, XX (4): 191 - 197.
- Blondel J., 2003** - Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos*, (100) : 223-231.
- Blondel J., David P., Lepart J. et Romane F., 1978** - L'Avifaune du mont Ventoux, essai de synthèse biogéographique et écologique. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 32 (1) : 111-145.
- Blondel J., Ferry C. et Frochot B., 1970** - La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda*, 38: 55-71.
- Blondel, J. et Médail, F., 2009** – Mediterranean biodiversity and conservation. The physicalgeography of the Mediterranean (ed. by J.C. Woodward). Oxford University Press, Oxford.
- BNEDER, 2010** - Etude de classement des cédraines de Ouled Yagoub et Chelia. Rapport 200p.
- Bols N. C., Brubacher J. L., Ganassin R. C. et Lee L. E. J., 2001** - Ecotoxicology and innate immunity in fish. *Developmental and Comparative Immunology*, 25: 853-873.
- Bonardi A., Dimopoulos P., Ficetola F., Kallimanis A. S., Labadessa R., Mairota P. et Podoa-Schioppa R., 2010** - BIO_SOS Biodiversity Multisource Monitoring System: from Space TO Species. Selected bio-indicators. 31p.
- Bonn A. et Gaston K. J., 2005** - Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1083 - 1100.
- Bonn A. et Schroder B., 2001**- Habitat models and their transfer for single and multi-species groups: a case study of carabids in an alluvial forest. *Ecography*, 24: 483-496.
- Botineau M. et Ghestem A., 1995**- Caractérisation des communautés de macrophytes aquatiques (plantes vasculaires, bryophytes, lichen) en Limousin. Leurs relations avec la qualité de l'eau. *Acta Botanica Gallica*, 142 (6) : 585-594,
- Bouaza E., 1982** - Contribution à l'étude de la végétation et des phénomènes de dégradation du Mont Babor en vue de la protection du site. Thèse ingénieur. INA, El Harrach, Alger. 64p.
- Boubaker Z., 1996** – Contribution à l'étude de l'avifaune nicheuse du massif forestier de Guerrouch (W. Jijel) : Cartographie des ornithocénoses et écologie de la Sittelle kabyle (*Sitta ledanti*). Thèse Magistère. INA, El-Harrach, Alger. 169p.
- Boubaker Z., 2012** - Cartographie et prédiction de la répartition de l'avifaune nicheuse du Parc national de Gouraya (Wilaya de Béjaia) : Géostatistique et analyse spatiale. Thèse de Doctorat. ENSA, El-Harrach, Alger. 220p.
- Boucher D., De Grandpré L. et Gauthier S., 2003** - Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec. *The Forestry Chronicle*, 79 (2) : 318 - 328.

- Boudy P., 1950** - Economie forestière Nord-Africaine : monographie et traitement des essences forestières. Ed. Larose, T2 : 529-619.
- Boudy P., 1952** - Guide du forestier en Afrique du Nord. Maison rustique, Paris. 509p.
- Boudy P., 1955** - Economie forestière Nord-Africaine. T. IV : Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie. Larose, Paris. 481p.
- Bouget C., Brin A., Moreau P. A., 2009** - Bois mort et biodiversité saproxylique à différentes échelles spatiales. *Rendez-vous techniques ONF*, (25-26): 33 p.
- Bradbury R. B., Hill R. A., Mason D. C., Hinsley S. A., Wilson, J. D., Balzter H., Anderson G. Q. A., Whittingham M. J., Davenport I. J. et Bellamy P. E., 2005** - Modelling relationships between birds and vegetation structure using airborne LIDAR data : A review with case studies from agricultural and woodland environments. *Ibis*, 147: 443-452.
- Breckheimer I, Haddad N, Morris W, Trainor A, Fields W, Jobe R. T., Hudgens B, Moody A, Walters J., 2014** - Defining and evaluating the umbrella species concept for conserving and restoring landscape connectivity. *Conservation Biology*, 28:1584 - 1593.
- Breda N., Huc R., Granier A. et Dreyer E., 2006** - Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science*, 63: 625 - 644.
- Brewster J. P. et Simons T. R., 2009** - Testing the importance of auditory detections in avian point counts. *Journal of Field Ornithology*, 80: 178 - 182.
- Brooks T. M., Collar N. J., Green R. E., Marsden S. J. et Pain D. J., 2008** - The science of bird conservation. *Bird Conservation International*, 18: S2–S12.
- Brotons L., Thuiller W., Araujo M. B. et Hirzel A. H., 2004** - Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27: 43-448.
- Brown J. H., 1984** - On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124 (2): 255-279.
- Brown K. S., 1991** - Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. In: Collins N. M.; Thomas J. A. (Eds) - The conservation of insects and their habitats. Academic Press, London, pp. 350- 404.
- Bryce S. A., Hughes R. M. et Kaufmann P. R., 2002** - Development of a bird integrity index: Using bird assembly as indicators of riparian condition. *Environmental Management*, 30: 294 - 310.
- Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake J. L., Borchers D. L., et Thomas, L., 2004** - Advanced distance sampling , Oxford: Oxford University Press. 435p.
- Buckland, S.T., Magurran, A. E., Green, R. E., Fewster, R. M., 2005** - Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Biological Sciences*, 360, 243 - 254.
- Bujold F., 2013** -Guide d'intégration des besoins associés aux espèces fauniques dans la planification forestière, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 66 p
- Burger J. et Gochfeld M., 2004** - Bioindicators for assessing human and ecological health. In: Wiersma GB (editor) - Environmental Monitoring. Boca Raton, FL: CRC Press, pp 541–566.
- Burger J., 2006** - Bioindicators: types, development and use in ecological assessment and research. *Environmental Bioindicators*, 1: 22-39.
- Burger J., Gochfeld M. et Jewett S., 2006** - Selecting species for marine assessment of radionuclides around Amchitka: planning for diverse goals and interests. *Environmental monitoring and assessment*, 123: 371-391.
- Burley J., 2002** - La diversité biologique forestière : tour d'horizon. *Unasylva*, 53 (209): 3 - 9.
- Butcher G. S., 1992** -Needs assessment: monitoring Neotropical migratory birds. Monitoring working group, Arlington, Virginia. September 4-5, 1992. Neotropical Migratory Bird Conservation Program. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY. 58p.
- Cardoso P., Pekàr S., Jocqué R., Coddington J. A., 2011** - Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PLoS one*, 6 (6). e21710. (Doi: 10.1371/ journal.pone.0021710).
- Carignan V. et Villard M. C., 2002** - Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78: 45–61.

- Caro T. M. et O'Doherty G., 1999** - On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13: 805-814.
- Caro T., 2010** - Conservation by Proxy: Indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press, Washington. 394p.
- Carrascal L. M., Potti J. et Sanchez-Aguado F. J., 1987** - Spatio-temporal organization of the bird communities in two Mediterranean montane forests. *Holarctic Ecology*, 10: 185 - 192.
- Carricano M. et Poujol F., 2008** - Analyses de données avec SPSS. Paris : Pearson Education, France. 235p.
- Caula S., 2007** - L'usage de l'avifaune comme indicateur écologique et socio-économique dans l'espace urbain. Thèse de Doctorat en Biologie des Populations et Ecologie. Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier. 92p.
- Cheddadi R., 2004** - Changements environnementaux au nord-ouest de l'Afrique : passé, présent et futur. L'évolution de la végétation depuis deux millions d'années. *Paléoenvironnements*, Editions Errance : 104 - 125.
- Chenchouni H., Abdelkrim S. B. et Athmane B., 2008** - The deterioration of the Atlas Cedar (*Cedrus atlantica*) in Algeria. Oral presentation at: International Conference 'Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate with Emphasis on Forest Health: A Review of Science, Policies, and Practices', Umea°, Sweden: FAO/IUFRO, 25–28 August 2008.
- Chevalley D., 2007** - Le milan royal ou l'histoire d'une espèce protégée qui est devenue gravement menacée. Thèse de Doctorat. Ecole nationale vétérinaire de Lyon. 172 p.
- Chevassus-Au-Louis B., 2009** - Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, contribution à la décision publique. Centre d'analyse stratégique. 378 p.
- Cheyran G. et Orsini P., 1995** - Les bases biologiques du maintien de la biodiversité : l'exemple des oiseaux de Provence. *Forêt méditerranéenne*, 16 : 199-203.
- Cohen A., 2015** - Détection et diagnostic des fautes dans des systèmes complexes par approches multi-échelle. Thèse de Doctorat, Université Angers, 162p.
- Comita L. S., Condit R. et Hubbell S. P., 2007** - Developmental changes in habitat associations of tropical trees. *Journal of Ecology*, 95: 482 - 492.
- Condit R., Ashton P. S., Baker P., et al., 2000** - Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Sciences*, 288(5470):1414-1418.
- Cooper S. D., Barmuta L., Sarnelle O., Kratz K. et Diehl S., 1997** - Quantifying Spatial Heterogeneity in Streams. *Journal of the North American Benthological Society.*, 16 (1) : 174-188.
- Cordonnier Th., Trans-Ha M., Piat J. et François D., 2007** - La surface terrière, méthodes de mesure et intérêts. *ONF RDV techniques*, 18 : 6-19.
- Courbaud B., Houllier F et Rupé C., 1993** - Un modèle de croissance en hauteur des arbres en pessière pure irrégulière de montagne. *Annales des Sciences Forestières*, 50 : 337-351.
- Cuzin F., 2003** - Les grands mammifères du Maroc méridional (Haut atlas, Anti atlas et Sahara) : distribution, écologie et conservation. Thèse de Doctorat en Ecologie animale. Ecole Pratique des Hautes Etudes. 347p.
- Daget J., 1979** - Les modèles mathématiques en écologie. Masson, Paris. 172p.
- Daget P. et Godron M., 1978** - Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés. Coll. d'écologie. Masson, Paris, France. 163p.
- Daget P., Gordon M. et Guillerm J. L., 1972** - Profils écologiques et information mutuelle entre espèces et facteurs écologiques. Comm. Assoc. Intern. Phytos. 14^{ème} Symposium. Rinteln-sur-Weser : 121-149.
- Daget Ph., Godron M. et Guillerm, J. L., 1970** - Profils écologiques et information mutuelle entre espèces et facteurs écologiques. Application à la vallée de Liptov (Tchécoslovaquie). 14^{ème} Symposium International de Phytosociologie, Rinteln/Weser. 32 p.
- Dahmani-Megrerouche M., 1997** - Le chêne vert en Algérie. Syntaxonomie, phytoécologie et dynamique des peuplements. Thèse de Doctorat ès. Sciences. U.S.T.H.B, Bab-Ezzouar. 330p.
- Dale V. H. et Beyeler S. C., 2001** - Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3–10

- Dart T. et Chatellier G., 2003** - Comment décrire la distribution d'une variable ? Tests de normalité et traitement des valeurs extrêmes. *Revue des Maladies Respiratoires*, 20 : 946 - 51.
- Darveau M. et Desrochers A., 2001** -Le bois mort et la faune vertébrée - État des connaissances au Québec. Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier (DEF-0199). 37 p.
- Darveau M., Boulet M., Vallières C., Bélanger L. et Ruel J.-C., 2001** - Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire. Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Département des sciences du bois et de la forêt. 51p.
- Davis A. J., Holloway J. D., Huijbregts H., Krikken J., Kirk-Spriggs A. H. et Sutton S. L., 2001** - Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology*, 38: 593 - 616.
- De Smet K. et Bouaza F., 1984** - La structure forestière du Mont Babor. *Silva Gandavensis Bel.*, 50: 65 - 84.
- De Souza D. M., Flynn D. F. B., Declerck F., Rosenbaum R. K., De Melo Lisboa H., et Koellner T., 2013** - Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *International Journal of Life Cycle Assessment*, (18): 1231-1242.
- De Vaufleury A., Gimbert F., Pauget B., Fritsch C., Scheifler R. et al., 2012** -Les escargots bio-indicateurs de la qualité des sols –Snail watch : analyse en laboratoire ou in situ de la biodisponibilité des contaminants, fiche outil. 4 p.
- Deconchat M. et Balent G., 2004** -Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : où en est-on ? *Revue Forestière Française*, LVI. (5) : 409 - 430.
- Delahaye L., 2006** - Sélection de l'habitat par les oiseaux forestiers et modélisation de leur distribution potentielle en chênaie et hêtraie ardennaises : impact de la composition et de la structure forestière. Thèse de Doctorat. Gembloux, Faculté universitaire des Sciences agronomiques. 253 p.
- Delkov A. et Grozev O., 1994** - Résultats de l'introduction du *Cedrus atlantica* Manetti en Bulgarie de Sud-Ouest. In : Le cèdre de l'Atlas. Actes du séminaire international sur le cèdre de l'Atlas. Ifrane (Maroc), 7 – 11 Juin 1993. *Annales de la Recherche Forestière. Maroc*, 27 (spécial) : 174-185.
- Delmail D., 2015** -Bioindication végétale et phytoremédiation en rivières : Comment traiter l'exposition aux contaminants en milieux courants ? *Bulletin de veille scientifique Anses*, 26: 38 – 41.
- Deluca W. V., Studds C. E., Rockwood L. L. et Marra P. P., 2004** - Influence of land use on the integrity of marsh bird communities of Chesapeake Bay, USA. *Wetlands*, 24: 837-47.
- Demarteau M., 2007** - Réponse de *Cedrus atlantica* aux changements climatiques passés et futurs. Mémoire de Licence en Sciences Géologiques. Université de Liège, Faculté de Sciences (Belgique). 60p.
- Deppe J. L. et Rotenberry J. T., 2008** - Scale-dependent habitat use by fall migratory birds: Vegetation structure, floristics and geography. *Ecological Monographs*, 78 (3): 461-487.
- Derneži D., 2010** -Profil d'écosystème, Hotspot de la biodiversité du bassin méditerranéen. 258p.
- Derridj A., 1990** - Etude des populations de *Cedrus atlantica*, Manetti en Algérie. Thèse de Doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse, France. 288p.
- DeWitt J. C., Millsap D. S., Yeager R. L., Heise S. S., Sparks D. W. et Henshel D. S., 2006** - External heart deformities in passerine birds exposed to environmental mixtures of polychlorinated biphenyls during development. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 541 - 51.
- Diaz L., 2006** - Influences of forest type and forest structure on bird communities in oak and pine woodlands in Spain. *Forest Ecology and Management*, 223: 54-65.
- Díaz S., Lavorel S., Chapin III F.S., Tecco P.A., Gurvich D.E., Grigulis K., 2007** - Functional diversity at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. : 81-91 In: Canadell J. G, Pataki D. et Pitelka L. (eds) - Terrestrial ecosystems in a changing world. Springer Verlag, pp. 81 – 91.
- Dietz M., Pir J. B. et Hillen J., 2013** - Does the survival of greater horseshoe bats and Geoffroy's bats in Western Europe depend on traditional cultural landscapes? *Biodiversity and Conservation*, 22: 3007 - 3025.
- Dongre S. B., 2017** - Avian biodiversity a viable indicator for biological biodiversity and changes in environmental conditions. *Biological Forum - An International Journal*, 9 (1): 108-110.
- Dorazio R. M., Royle J. A., Söderström B. et Glimskär A., 2006** - Estimating species richness and accumulation by modelling species occurrence and detectability. *Ecology*, 87: 842 - 854.

- Dormann C. F., McPherson J. M., Araujo M. B., Bivand R., Bolliger J., Carl G. et al., 2007** - Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography*, 30: 609 - 628.
- Dounias E. et Mesnil M., 2007** - De l'animal « clef de voûte » à l'animal « de civilisation ». In : Dounias E., Motte-Florac É. et Dunham M. (eds) - Le symbolisme des animaux : l'animal, clef de voûte de la relation entre l'homme et la nature ? Paris: IRD, pp. 75-97.
- Drapeau P., Leduc A. et McNeil R., 1999** - Refining the use of point counts at the scale of individual points in studies of bird-habitat relationships. *Journal of Avian Biology*, 30(4): 367 - 382.
- Drapeau P., Leduc A., Savard J.-P. L. et Bergeron Y., 2001** - Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales. *Naturaliste canadien*, 125: 41 - 46.
- Drolet B., Desrochers A. et Fortin M.-J., 1999** - Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. *Condor*, 101: 699-704.
- Du Bus De Warnaffe G. et Devillez F., 2002** - Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts : une démarche multicritères. *Annals of Forest Science*, (59) : 369-387.
- Dubois-Coli C., Husson D., Gautier L., Isenmann J. C., Himber V. et Wolff M., 2006** - Forêts rhénanes de la ville de Strasbourg. Deuxième inventaire descriptif des peuplements forestiers (2004-2005). Résultats : Comparaisons avec le premier inventaire (1993-1995). ONF, Alsace, Strasbourg. 94p.
- Ducrey M., 1994** - Adaptation du cèdre de l'Atlas (*Cedrus Atlantica* Manetti) au climat méditerranéen : aspects éco-physiologique de sa réaction à la sécheresse. *Annales de la Recherche Forestière*, Maroc, T (27)/ 139 - 153.
- Duelli P. et Obrist M. K., 2003** - Biodiversity indicators : the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 98 : 87 - 98.
- Dumont J. M., 1987** - La conception, la réalisation et l'utilisation de la carte d'évaluation biologique de la Belgique. Actes du Colloque phytosociologique XV (Phytosociologie et conservation de la nature), Strasbourg.
- Echaubard, M., 1995** - les animaux comme indicateurs biologiques de pollution. NPP-Colloque international-marqueurs biologiques de pollution. *ANPP annales*, Chinon, pp : 335 - 358.
- Elith J., Graham C. H., Anderson R. P. et al., 2006** - Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129 - 151.
- Ellison A. M., Bank M. S., Clinton B. D. et al., 2005** - Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 479 - 486.
- Emberger C., Larrieu L. et Gonin P., 2013** - Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). Document technique. Paris : Institut pour le développement forestier. 56 p.
- Evans A., Strezov V. et Evans T. J., 2009** - Assessment of sustainability indicators for renewable energy technologies. *Renewable Sustainable Energy Reviews*, 13 (5), 1082 - 1088.
- Everard M., 2008** - Selection of taxa as indicators of river and freshwater wetland quality in the UK. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18 (6): 1052-1061.
- Evrard Y., Pras B. et Roux E., 2001** - Market: Etudes et recherches en marketing, Paris, Dunod. 699p.
- Ezzahiri M., Belghazi B. et Bahmad M., 1994** - Bilan de la régénération naturelle de la cédraie dans les parcelles clôturées du Moyen Atlas, Maroc. *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, T(27) : 259 - 268.
- Ezzahiri M. et Belghazi B., 2000** - Synthèse de quelques résultats sur la régénération naturelle du cèdre au Moyen Atlas (Maroc). *Sécheresse*, 11 (2): 79 - 84.
- FAO, 2007** - Wild birds and avian influenza: an introduction to applied field research and disease sampling techniques, Rome. 120p.
- FAO, 2009** - Plan Stratégique de Recherche sur les Forêts méditerranéennes (2010–2020). 32p.
- Farina A., 1997** - Landscape structure and breeding bird distribution in a sub- Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12 (6): 365-378.
- Farmer C. J., Hussell D. J. T. et Mizrahi D., 2007** - Detecting population trends in migratory birds of prey. *The Auk*, 124 (3): 1047-1062.

- Farnsworth G. L., Pollock K. H., Nichols J. D., Simons T. R., Hines J. E. et Sauer J. R., 2002** - A removal model for estimating detection probabilities from point-count surveys. *Auk*, 119: 414-425.
- Faure E., 2007**- Suivi de milieux ouverts dans le parc naturel régional du Luberon par des papillons de jour (rhopalocères) bioindicateurs. *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon*, (8) : 86 - 101.
- Faurel L., 1947** - Note sur la cédraie de l'Atlas de Blida (Algérie), ses sols et ses associations végétales. *C.R. Conf. Pédologie Méditerranéenne*, Alger-Montpellier : 474 - 477.
- Faurel L. et Laffite R., 1949**- Facteurs de répartition des cédraies dans les massifs de l'Aurès et du Belezma. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord*, 40: 178 - 186.
- Favreau J. M., Drew C. A., Hess G. R., Rubino M. J., Koch F. H. et Eschelbach K. A., 2006** - Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3949 - 3969.
- Fernandez-Juricic E., 2000** - Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *Condor*, 102 (2): 247 - 255.
- Fernandez-Juricic E., 2001** - Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1303 - 1316.
- Ferry C. et Frochot B., 1970** - L'avifaune nidifiant d'une forêt de chênes pédonculés en Bourgogne : étude de deux successions écologiques. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 2 : 153 - 250.
- Flynn D. F. B., Gogol-Prokurat M., Nogeire T., Molinari N., Richers B., Lin B. et al., 2009** - Loss of functional diversity under land-use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, (12): 22 - 33.
- Fortin J-M., Drapeau P. et Legendre P., 1989** - Spatial autocorrelation and sampling design in plant ecology. *Vegetatio*, 83: 209 - 222.
- Fossat J., Pelletier D. et Levrel H., 2009** - Synthèse des indicateurs institutionnels de biodiversité marine et côtière. Projet Système d'Information sur la Nature et les Paysages, volet mer (SINP-mer). Ifremer.109p.
- Franklin J. F., Spies T. A., van Pelt R., Carey A., Thornburgh D., Berg D. R., Lindenmayer D. B., Harmon M., Keeton W. et Shaw D. C., 2002** - Disturbances and the structural development of natural forest ecosystems with some implications for silviculture. *Forest Ecology and Management*, 155: 399 - 423.
- Fränzle O., 2003** - Bioindicators and environmental stress assessment. In: Markert B. A., Breure A. M., Zechmeister, H.G. (Eds) - Bioindicators and Biomonitoring. Elsevier, Oxford, pp. 41-84.
- Frochot B., 1971** - Sur les stratégies adoptées par les oiseaux pour rechercher leur nourriture. *Le Jean le Blanc*, XIII (3/4) : 30-36.
- Frontier S., 1983** - Stratégies d'échantillonnage en écologie. Collection d'écologie 17. Masson. 494p.
- Furness R. W. et Greenwood J. J. D., 1993** - Birds as monitors of environmental change. Chapman and Hall, London. 356p.
- Galanina A. P., 2008** - Specific features of bird community formation depending on the degree of anthropogenic impact. *Russian Journal of Ecology*, 39 (6): 418 - 424.
- Gardner T., 2010** - Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible management. Earthscan. 389p.
- Garson J., Aggarwal A. et Sarkar S., 2002** - Birds as surrogates for biodiversity: an analysis of a data set from southern Quebec. *Journal of Biosciences*, 27:347-60.
- Gaston K. J. et Spicer J. I., 1998** - Biodiversity, an introduction. *Blackwell Science limited*. 113p.
- Gausson H., 1967** - Climat et végétation du Nord de l'Afrique. *Intern. Biol. Progr., Conser. Sect., Techn. Meeting*, Hammamet Tunisie, 24 au 31 mars 1968, paper n°6: 1-12.
- Gerhardt A., 2002** - Bioindicators species and their use in biomonitoring. In: Maslov B; S. (Ed) - Environmental Monitoring I. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Developed under the Auspices of the UNESCO/Eolss Publishers, Oxford: 77 – 123.
- Germaine S. S., Rosenstock S. S., Schweinsburg R. E. et Richardson W. S., 1998** - Relationships among breeding birds, habitat, and residential development in Greater Tucson, Arizona. *Ecological Applications*, 8 (3) : 680 - 691.

- Gharzouli R., 2007** - Flore et végétation de la Kabylie des Babors. Etude floristique et phytosociologique des groupements forestiers et post forestiers des Djebel Takoucht, Adrar, ou Mellal, Tababort et Babor. Thèse de Doctorat ès Sciences. Université Ferhat Abbas, Sétif. 296p.
- Gillespie T.W. et Walter H., 2001** - Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of biogeography*, 28 (5): 651-662.
- Gil-Tena A., Saura S. et Brotons L., 2007** - Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management*, (242): 470 - 476.
- Godron M., 1968** - Quelques applications de la notion de fréquence en écologie végétale. Recouvrement, information mutuelle entre espèces et facteurs écologiques échantillonnage. *Decol, Plant.*, (3) :185 - 212.
- Godron M., 1975** - Préservation, classification et évolution des milieux. *Biologia Contemporanea*, 11(1) : 6 - 14.
- Godron M., Long G., Le Floch E., Poisson J., Sauvage C. et Wacquart J. P., 1968** - Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu. Paris : Centre National de la Recherche Scientifique. 292p
- Goreaud F., De Coligny F., Courbaud B., Dhote J. F., Dreyfus P. et Perot T., 2005** - La modélisation : un outil pour la gestion et l'aménagement en forêt. *Vertigo*, 6 (2) : 1 - 12.
- Gosselin M. et Laroussinie O., 2004** - Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver. GIP Ecofor, Cémagref, Antony. 320p.
- Gosselin M. et Paillet Y., 2010** - Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière. Versailles. Quae. 155p.
- Grall J. et Hily C., 2003**- Traitement des données stationnelles (faune). I. Rebut. Rennes: Ifremer. 76p.
- Grand J., Buonaccorsi J., Cushman S. A., Griffin C. R. et Neel M. C., 2004** - A multiscale landscape approach to predicting bird and moth rarity hotspots, in a threatened pitch pine scrub oak community. *Conservation Biology*, 18: 1063 - 1077.
- Gray J. S., Clarke K. R., Warwick R M. et Bobbs G., 1990** - Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Marine Ecology Progress*, 66: 285-299.
- Gray J.S., McIntyre A.D. et Tirn J., 1992** - Manual of methods in aquatic environment research. Part11. Biological assessment of marine pollution with particular reference to benthos. FAO, Fisheries Technical paper. 53p.
- Greenwood J. J. D., 1996** - Basic techniques. In: Sutherland W. J. (ed) - Ecological Census Techniques; Cambridge University Press, Cambridge, pp. 11-110.
- Gregory R. D., Noble D., Field R., Marchant J., Raven M. et Gibbons D. W., 2003** - Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica*, 12/13: 11 - 24.
- Guénette J. S. et Villard M. A., 2005** -Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology*, 10:188 - 202.
- Guillerm J. L., 1971**. Calcul de l'information fournie par un profil écologique et valeur indicatrice des espèces. *OEcol. plant.* 6 : 209 - 225.
- Guisan A., 2003** - Simuler la répartition géographique des espèces et de la végétation. *Saussurea*, 33: 79 - 99.
- Guisan A., Broennimann O., Engler R., Vust M., Yoccoz N. G., Lehmann A. et Zimmermann N. E., 2006** - Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology*, 20 (2): 501 - 511.
- Guisan A., Edwards T. C. et Hastie T., 2002** - Generalized linear and generalized additive models in studies of species distribution: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157 (2-3): 89 - 100.
- Guisan A., et Zimmermann N. E., 2000** - Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147 - 186.
- Guisan, A., Theurillat J.-P. et Kienast F., 1998** - Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *Journal of Vegetation Science*, 9: 65 - 74.
- Gustafsson L., 2000** - Red-listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. *Biological Conservation*, 92: 35 - 43.
- Gustafsson L., 2002** - Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. *Conservation Biology*, 16: 377 - 388.

- Hadji O., 1991** - Contribution à l'étude de la régénération naturelle du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* M) dans la forêt domaniale de Belezma W (Batna). Mémoire d'ingénieur. INA, El-Harrach, Alger. 81p.
- Halitim S., 2006** - Contribution à l'étude de la réserve utile en eau des sols de cédraies dans les Aurès : influence des facteurs édaphiques. Thèse de Magister. Université de Batna. 117p.
- Hamad S. et Corbeil P., 2004** - Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Rapport. 314p.
- Hamel P. B., Smith W. P., Twedt D. J., Woehr J. R., Morris E., Hamilton R. B. et Cooper R. J., 1996** - A land manager's guide to point counts of birds in the Southeast. Gen. Tech. Rep. SO-120. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 39 p.
- Harfouche A. et Nadjahi A., 2003** - Prospections écologiques et sylvicoles dans les cédraies du Belezma et de l'Aurès à la recherche de peuplements semenciers et d'arbre. *Revue Forestière Française*, 55 (2): 113 - 122.
- Harrel F., 2015** - Regression modeling strategies with applications to linear models, logistic and ordinal regression, and survival analysis. Springer Series in Statistics. 582p.
- Hernandez-Stefanoni J. L. et Ponce-Hernandez R., 2006** - Mapping the spatial variability of plant diversity in a tropical forest: Comparison of spatial interpolation methods. *Environmental Monitoring Assessment*, 117: 307 - 334.
- Herrero-Jáuregui C., Sist P. L. et Casado M. A., 2012** - Population structure of two low-density neotropical tree species under different management systems. *Forest Ecology and Management*, 280: 31 - 39.
- Hilty J. et Merenlender A., 2000** - Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92: 185 - 197.
- Hodkinson I. D. et Jackson J. K., 2005** - Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35, 649 - 666.
- Holt A. R., Warren Ph. H. et Gaston K. J., 2004** - The importance of habitat heterogeneity, biotic interactions and dispersal in abundance-occupancy relationships. *Journal of Animal Ecology*, 73 (5): 841 - 851.
- Holt E. A. et Miller S. W., 2011** - Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge*, 2 (2): 1 - 8.
- Horner-Devine M. C., Daily G. C., Ehrlich P. R. et Boggs C. L., 2003** - Countryside biogeography of tropical butterflies. *Conservation Biology*, 17: 168 - 177.
- Howe R. W., Regal R. R., Niemi G. J., Danz N. P. et Hanowski J. M., 2007** - A probability-based indicator of ecological condition. *Ecological Indicators*, 17: 793 - 806.
- Hughes J. B., Daily G. C. et Ehrlich P. R., 2000** - Conservation of insect diversity: A habitat approach. *Conservation Biology*, 14 (6): 1788 - 1797.
- Hutto R. L., Pletschet S. M. et Hendricks P., 1986** - A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 103: 593 - 602.
- Jain A. K. et Dubes R. C., 1988** - Algorithms for clustering data. Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ, USA. 334p.
- Jastrzębska M., Wiesław M., Jastrzębski W. P. et Kostrzevska M. K., 2011** - Taxonomic diversity and distinctness indices in assessment of weed communities. *Acta agrobotanica*, 64 (4): 251 - 258.
- Jedicke E., 2000** - Urban and village ecosystems: environmental factors, bird communities, habitat requirements, urbanization and conservation. *Vogelwelt*, 121: 67 - 86.
- Jones C. G., Lawton J. H. et Shachak M., 1994** - Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.
- Jones G., Jacobs D., Kunz T., Willig M. et Racey P., 2009** - Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8: 93 - 115.
- Jongman R. H. G., ter Braak C. J. F. et van Tongeren O. F. R., 1995** - Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 299p.
- Julve Ph., 2009** - La valence écologique des plantes et son utilisation en bioindication. Actes du colloque « Les indicateurs des milieux tourbeux et zones humides associées » Pau, 17-19 juin 2009. 6p.

- Julve Ph., 2010** - Critères d'évaluation du patrimoine écologique. Regards sur les tourbières des vallées alluviales, les peupleraies et le pâturage (Naturagora/Laon 22-24 septembre 2010). 7p.
- Kaiser J., 2001** - Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment. Enfield, NH: Sciences publishers. 204p.
- Kendeigh S. C. et Fawver B. J. 1981** - Breeding bird populations in the great smoky mountains, Tennessee and north Carolina. *Wilson Bulletin*, 93(2) : 218 - 242.
- Kerekhove O., 2012** - Espèces ou association d'espèces de poissons en tant que bioindicateur de l'état de santé des récifs coralliens. Essai présenté au Département de biologie en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale. Université de Sherbrook. 103p.
- Key P. B., Wirth E. F. et Fulton M. H., 2006** - A review of grass shrimp, *Palaemonetes* spp., as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environmental bioindicators*, 1: 115 - 128.
- Khanfouci M. S., 2005** - Contribution à l'étude de la fructification et de la régénération du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* M.) dans le massif de Bélezma. Thèse de Magistère. Université de Batna. 249 p.
- Kherchouche D., Kalla M., Gutierrez E., Briki A. et Hamchi A., 2013** - La sécheresse et le dépérissement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le massif du Bélezma (Algérie). *Sécheresse*, 24: 129 - 137.
- King A., 2008** - Hard-shelled bioindicators. *Journal of Chemical Education*, 85: 174 - 177.
- King J. R., Andersen A. N. et Cutter A. D., 1998** - Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity and Conservation*, 7 : 1627 - 1638.
- Kirk D. A., 2003** - Vue d'ensemble de la situation et de la conservation des rapaces au Canada. *Tendances chez les oiseaux*, 9: 1 - 9.
- Koffi N. A., Barima Y. S. S., Angaman D. M. et Dongui B. K., 2014** - Les caractéristiques des stomates des feuilles de *Ficus benjamina* L. comme bioindicateurs potentiels de la qualité de l'air dans la ville d'Abidjan. *Journal of Applied Biosciences*, 78: 6675 – 6684.
- Körner C., 2007** - The use of "altitude" in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution*, 22 (11): 569 - 574.
- Koskimies P. et Vaisanen R. A., 1991** -Monitoring Bird Populations. Helsinki, Finnish Museum of Natural History. 145p.
- Koubaa S., 2008** - la coopération inter organisationnelle et l'innovation en pme : une analyse par le concept de la capacité d'absorption des connaissances. Thèse de Doctorat. Université Mohammed I. 385p.
- Krebs C. J., 2001**- Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance. San Francisco, Benjamin Cummings. 695p.
- Kremen C., 1994** - Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological Applications*, 4: 407 - 422.
- Krouchi F., 2010** - Étude de la diversité de l'organisation reproductive et de la structure génétique du Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) en peuplement naturel (Tala-Guilef, Djurdjura nord-ouest, Algérie). Thèse de Doctorat. Université Mouloud-Mammeri (Tizi-Ouzou). 154 p.
- Kumar S., Stohlgren T. J. et Chong G. W., 2006** - Spatial heterogeneity influences native and non-native plant species richness. *Ecology*, 87 (12): 3186 - 3199.
- Kushlan J. A., 1993** - Colonial waterbirds as bioindicators of environmental change. *Colonial Waterbirds*, 16: 223 - 51.
- Kutner M. H., Nachtsheim C. J, Neter J. et Li W., 2004** - Applied Linear Statistical Models. McGraw-Hill Irwin.1415p.
- La Violette N., Fournier D., Dumont P. et Mailhot Y., 2003** - Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune. 237p.
- Lafleur P. E., 2007** - Quelques éléments de réflexion concernant l'utilisation d'espèces indicatrices dans un modèle écologique de gestion écosystémique pour la réserve faunique des Laurentides. Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Rapport Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 238p.

- Laiolo P., 2002** - Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in northwestern Italy. *Folia Zoologica*, 51: 121 - 128.
- Lajante M., 2013** - Contribution des neurosciences à l'étude de l'émotion en persuasion publicitaire : concepts, méthodes et mesures. Thèse de Doctorat. Université de Rennes 1. 526p.
- Lambeck R. J., 1997** - Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, 11(4): 849 - 856.
- Lancia R. A., Braun C. E., Collopy M. W., Dueser R. D., Kie J. G., Martinka C. J., Nichols D. J., Nudds T. D., Porath W. R. et Tilghman N. G., 1996** - ARM! for the future: Adaptive resource management in the wildlife profession. *Wildlife Society Bulletin*, 24 (3): 436 - 442.
- Landmann G., 1988** - Comment apprécier la vitalité d'un arbre ou d'un peuplement forestier ? *Revue forestière française*, XL (4) : 265 - 284.
- Landmann G., 1994** - Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers. *Revue Forestière Française*, XLVI (5) : 405-415.
- Landres P. B., Verner J. et Thomas J. W., 1988** - Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2 : 316 - 28.
- Lang Y., Perreault G. et Dion C., 2015** - Conservation des chicots et des arbres sénescents pour la faune –Les chicots, plus de vie qu'il n'y paraît. Regroupement Québec Oiseaux, Montréal. 35p.
- Larouche S., 2014** - Typologie structural des peuplements mélangés de en forêts boréales de l'ouest du Québec. Thèse de Maitrise en biologie. Université du Québec à Montréal. 122p.
- Lasram M., 1994** - Le cèdre de l'Atlas. Actes du séminaire international sur le cèdre de l'Atlas. Ifrane (Maroc), 7 – 11 Juin 1993. *Annales de la recherche forestière au Maroc*, 27 (spécial) : XXXV-XXXVI.
- Lavauden L., 1941** - Les forêts coloniales de la France : Mémoire couronné par l'Académie des Sciences coloniales. *Revue de Botanique Appliquée et d'agriculture tropicale*, (239-240): 19 - 24.
- Le Guédard M., Bodineau G., Houot S. et Bessoule J. J. 2009** - Utilisation d'un bioindicateur lipidique végétal sur le site agricole de Feucherolles : effets de divers amendements sur les végétaux cultivés. *Étude et Gestion des Sols*, 16 (¾) : 289 - 297.
- Le Houérou H. N., 1980** - L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne. 1ère partie. *Forêt Méditerranéenne*, II (1) : 31 - 44.
- Le Houérou H.-N., Claudin J. et Pouget M., 1977** - Etude bioclimatique des steppes algériennes. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord*, 68 (3-4) : 33-74.
- Le Rest K., 2013** - Méthodes statistiques pour la modélisation des facteurs influençant la distribution et l'abondance de populations : Application aux rapaces diurnes nichant en France. Thèse Doctorat. Université de Poitiers. 153p.
- Lebreton Ph., Broyer J. et Pont B., 1987** - avifaune et altérations forestières : II- l'avifaune du boisement résineux du haut Beaujolais. Relations structurale végétation-avifaune. *Terre et vie*, Supp. 4 : 71 - 81.
- Lecompte M. et Lepoutre B., 1975** - Bilan de l'eau et conditions d'existence de la Cédraie dans le moyen atlas basalitique (Maroc). Utilisation d'une analyse d'information mutuelle entre les espèces et les variables du milieu. 138p.
- Lee T. M., Soh M. C. K., Sodhi N., Koh L. P. et Lim S. L. H., 2005** - Effects of habitat disturbance on mixed-species bird flocks in a tropical sub-montane rainforest. *Biological Conservation*, 122: 193 - 204.
- Legendre L. et Legendre P., 1984** - Écologie numérique. 2. La structure des données écologiques. Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec. 335p.
- Legendre P. et Fortin M. J., 1989** - Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80: 107 - 138.
- Legendre P. et Legendre L., 1998** - Numerical ecology. 2nd edition. Elsevier Science BV, Amsterdam, the Netherlands. 853p.
- Legendre P. et Legendre L., 2012** - Numerical ecology. 3rd English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam. 990p.

- Lehaire F., Monticelli D., Paquet J-Y., Delahaye L., Claessens H. et Rondeux J., 2009** - Étude des habitats utilisés par le Pic mar (*Dendrocopos medius*) en Région wallonne à partir des données de l'inventaire permanent des ressources forestières. *Aves*, 46/4 : 149-163.
- Lepart J., 1997** - De la diversité spécifique à la biodiversité. Les raisons d'un succès. *Forêt Méditerranéennes*, XVIII (1) : 4 - 8.
- Lepoutre B., 1961** - Recherches sur les conditions édaphiques de régénération des cédraies marocaines. *Annales de la Recherche forestière, Maroc*, t. 6, fasc. 2. 211p.
- Lepoutre B., 1966** - Écologie de la régénération naturelle du cèdre dans le Moyen Atlas marocain. Thèse Docteur Ingénieur. Faculté des Sciences. Montpellier. 136p.
- Lepoutre B. et Pujos A., 1964** - Facteurs climatiques déterminant les conditions de germination et d'installation des plantules de Cèdre. Station de recherche forestière de Rabat. Rapport 1962-1963, Tome 7: 23-54.
- Levin S. A., 1992** - The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73: 1943 - 1967.
- Levrel H., 2006** - Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ? Economies et finances. Thèse Doctorat. Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS). 407p.
- Levrel H., 2007** - Selecting indicators for the management of biodiversity. Les Cahiers de l'IFB, IFB Edition, Paris. 98p.
- Levrel H., Lois, G. et Couvet, D., 2007** - Indicateurs de biodiversité pour les forêts françaises. Etat des lieux et perspectives. *Revue forestière française*, 1:45 - 56.
- Lhéritier J.N., Debussche M. et Lepart J., 1979** - L'avifaune nicheuse des reboisements de Pin noir du causse Méjean. *L'Oiseau et la Revue Française d'Ornithologie*, 49: 185 - 211.
- Lindenmayer D. B. et Fischer J., 2003** - Sound science or social hook – a response to Brooker's application of the focal species approach. *Landscape and Urban Planning*, 62: 149 - 58.
- Lindenmayer D. B., Margules C. R. et Botkin D. B., 2000** - Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14: 941 - 50.
- Lindenmayer D., Burns E., Thurgate N. et Lowe A., 2014** - Biodiversity and environmental change monitoring challenges and direction. CSIRO PUBLISHING. 624p.
- Lorant-Plantier E., 2014** - Un indicateur global d'évaluation de la vulnérabilité écologique du milieu le long de grandes infrastructures linéaires : Pourquoi ? Comment ? *Cybergeogeo: European Journal of Geography*, [En ligne] URL: <http://cybergeogeo.revues.org/26362>.
- Loyola R. D., Kubota U. et Lewinsohn T. M., 2007** - Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions*, 13: 389 - 96.
- Ludwig J. A. et Reynolds J. F., 1988** - Statistical Ecology: A Primer in Methods and Computing. John Wiley and Sons, New York. 358p.
- Lynch J. F., 1995** - Effects of point count duration, time of the day, and aural stimuli on detectability of migratory and resident bird species in Quintana Roo, Mexico. In Ralph C.J., Sauer J. R. et Droege S. (eds) -Monitoring bird populations by point counts. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. Forest Service, US, pp. 1-6.
- M'Hirit O., 1994** - Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*, Manetti). Présentation générale et état des connaissances à travers le réseau Silva méditerranéenne "le cèdre". *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, 27 (spécial), 1: 4 -19.
- Maaf, 2005** - Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, édition 2005, Résultats. Maa, Paris. 152p.
- MacArthur R. H. et MacArthur J., 1961** - On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594 -598.
- MacArthur R. H., Recher H. et Cody M., 1966** - On the relation between habitat selection and species diversity. *American Naturalist*, 100 (913): 319 - 332.
- Maelfait J.-P. et Baert L., 1988** - Les araignées sont-elles de bons indicateurs écologiques. *Bulletin de la Société Scientifique de Bretagne*, 59:155 - 160.
- Magurran A E., 2004** - Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd, Blackwell Publishing. 270p.

- Maire R., 1926** - Notice de la carte phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie. Gouv. Gén. Alg., Serv. Cart. Bacconnier., Alger. 78p.
- Makowski D. et Monod H., 2011** - Analyse statistique des risques agro-environnementaux. Études de cas. Springer. 171p.
- Malki H., 1992** - Contribution à l'étude de l'influence du climat et des facteurs physiques sur la régénération naturelle du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans les monts du Belezma (Algérie). Thèse de Doctorat. Université de Paris -Sorbonne. 187p.
- Mangara A., N'da Adopo A. A., Traore K., Kehe M., Soro K. et Toure M., 2010** - Etude phytoécologique des adventices en cultures d'ananas (*Ananas comosus* (L.) Merr.) dans les localités de Bonoua et N'douci en Basse Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, 36: 2367 - 2382.
- Marcon E., 2011** - Mesures de la biodiversité, écologie des forêts de Guyane. CNRS, CIRAD, INRA, Paris. 42p.
- Marini L., Battisti A., Bona E., Federici G., Martini F., Pautasso M. et Hulme P. E., 2012** - Alien and native plant life-forms respond differently to human and climate pressures. *Global Ecology and Biogeography*, 21 (6/5): 534 - 544.
- Markert B. A., Breure A. M. et Zechmeister H. G., 2003** - Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: Markert B. A., Breure A. M. et Zechmeister H. G.(eds) - Bioindicators and Biomonitoring. Elsevier Science Ltd, pp .3 - 42.
- Martin K. et Eadie J. M., 1999** - Nestwebs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115: 243 - 257.
- Marzluff J. M. et Ewing K., 2001** - Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology*, 9: 280 - 292.
- Maslo B., Leu K., Faillace C., Weston M. A., Pover T. et Schlacher T. A., 2016** -Selecting umbrella species for conservation: a test of habitat models and niche overlap for beach-nesting birds. *Biological Conservation*, 203: 233 - 242.
- McCullagh P. et Nelder G. A., 1989** - Generalized Linear Models. Springer-Science+Business Media, B.Y. 530p.
- McCullagh P. et Nelder J. A., 1997** - Generalized linear models. 2nd edition, Chapman & Hall, London. 530p.
- McGeoch M. A., 1998** - The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 73:181 - 201.
- Médail F. et Quézel P., 1999** - Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conservation Biology*, 13 (6) : 1510 - 1513.
- Médail F., et Quézel P., 2003** - Conséquences écologiques possibles des changements climatiques sur la flore et la végétation du bassin méditerranéen. *Bocconea*, 16 : 397 - 422.
- Meddour R., 1992** - Régénération naturelle de *Cedrus atlantica* Man. et de divers pins après incendie dans l'arboretum de Meurdja (Algérie). *Forêt méditerranéenne*, 8 (4) : 275 - 287.
- Meddour R., 1994** - Contribution à l'étude phytosociologique de la portion centro-orientale du parc National de Chréa. Essai d'interprétation synthétique des étages et des séries de végétation de l'Atlas Blidéen. Thèse de Magister. Alger. 330 p.
- Meddour R., 2010** - bioclimatologie, phytogéographie et phytosociologie en Algérie. Exemple des groupements forestiers et préforestiers de la Kabylie Djurdjureéenne. Thèse de Doctorat. Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou. 461p.
- Mediouni K. et Yahi N., 1994** - Phytodynamique et autoécologie du cèdre (*Cedrus atlantica*, Manetti) dans le Djurdjura. *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, 27 (spécial), 1: 77-104.
- Megdoud A., Messaoudene M. et Dahmani-Megrerouche M., 2012** - vulnérabilité des forêts de cèdre algériennes aux changements climatiques. *International conference on advances in plant sciences*. Nov. 14-18, Chiang mai, Thaïlande. Poster.
- Menard G. et McNeil R., 1982** - Les facteurs indicatifs de la diversité des peuplements d'oiseaux forestiers du sud du Québec. *Le Naturaliste Canadien*, 109 : 39 - 50.
- Menard S., 2002** - Applied Logistic Regression Analysis. SAGE. 111p.

- Mesli-Bestaoui K., Bouazza M. et Godron M., 2007** - Etude des groupements végétaux des monts de Tlemcen et de leurs faciès de dégradation par deux approches : les profils écologiques et les liaisons interspécifiques (Oranie-Algérie). *Sciences & Technologie, C*, (25) : 71 - 78.
- Messaoudène M., Rabhi K., Megdoud A., Sarmoum M. et Dahmani-Megrerouche M., 2013** - Etat des lieux et perspectives des cédraies algériennes. IIIe semaine forestière méditerranéenne .Tlemcen. *Forêt méditerranéenne*, XXXIV (4) :1-8.
- Mestar N., 1995** - Cartographie physionomique et approche phytoécologique de la cédraie de Tala Guilef (Djurdjura occidental). Thèse de Magister. INA, El Harrach, Alger. 116 p.
- Méthot S., Blais L., Gravel J., Latrémouille I., St-Pierre S. et Vézeau S., 2014** - Guide d'inventaire et d'échantillonnage en milieu forestier. Québec, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers. 237p.
- M'hirit O., 1982** - Etude écologique et forestière des cédraies du Rif marocain. *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, 22: 1 - 502.
- M'hirit O. et Benzyane M., 2006** - Le Cèdre de l'Atlas : Mémoire du temps. Edition Mardaga, Sprimont-Belgique. 288p.
- Miller R. E., Wiens J. A., Hobbs N. T. et Theobald D. M., 2003** - Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecological Applications*, 13 (4): 1041 - 1059.
- Mills G. S., Dunning Jr. J. B. et Bates J. M., 1991** - The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *Wilson Bulletin*, 103 (3): 468 - 479.
- Mingozi T. et Brandmayr P., 1991** - L'évaluation cartographique des ressources faunistiques : un exemple appliqué aux ornithocénoses d'une vallée alpestre. *Revue d'Ecologie Alpine*, 1: 1 - 21.
- Mittermeier R. A., Robles Gil P., Hoffmann M., Pilgrim J., Brooks T., Mittermeier C. G., Lamoreux J. et da Fonseca G.A. B., 2004** – Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered ecoregions. CEMEX, Mexico City, Mexico
- Moali A., 1999** – Déterminisme écologique de la répartition des oiseaux le long d'un transect altitudinal en Kabylie (Algérie). Thèse de Doctorat. Université Mouloud Mammeri, Tizi- Ouzou. 220 p.
- Monnet A. C., 2014** - Apport des modèles de niche aux translocations d'espèces : cas du renforcement de populations d'Outarde houbara. Thèse de Doctorat. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. 253p.
- Monteiro C., Lasserre G. et Lam Hoai T., 1990** - Organisation spatiale des communautés ichtyologiques de la lagune Ria Formosa (Portugal). *Oceanologica Acta*, 13 (1): 79 - 96.
- Montes N., Gauquelin T., Badri W., Bertaudiere V. et Zaoui E. H., 2000** - A non-destructive method for estimating aboveground forest biomass in threatened woodlands. *Forest Ecology and Management*; 130: 37 - 46.
- Morrison M. L., 2009** - Restoring Wildlife: Ecological Concepts and Practical Applications. Publication of Society for Ecological Restoration International. Islandpress, Washington. 368p.
- Mouna M., 2009** -*Phaenops marmottani* Fairmaire (Coleoptera Buprestidae), xylophage primaire pour le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Man.). *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, section Sciences de la Vie, 31 (2) : 85-90.
- Mouna M., 2013** - Les insectes du cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le Nord de l'Afrique. Université Mohammed V-Agdal. Institut Scientifique Rabat. Travaux de l'Institut Scientifique, Série Zoologie, 48. 88p.
- Moussouni A. et Boubaker Z., 2015** – diversité des oiseaux de la cédraie de Djurdjura (Est de l'Algérie). *Revue Forestière Française*, LXVII (5) : 421 - 436.
- Muller Y., 1986** - Écologie des oiseaux nicheurs de la forêt d'Haguenau (Alsace). Comparaison des peuplements aviens de quatre formations boisées âgées. *Ciconia*, 10 (2) : 69 - 90.
- Myers N., 2003** – Biodiversity hotspots revisited. *Bioscience*, 53: 916 - 917.
- Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., da Fonseca G. A. B. et Kent J., 2000** - Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403 : 853 - 858.
- Nedjahi A., 1988** - La cédraie de Chréa (Atlas Blidéen) : Phénologie, productivité et régénération. Thèse de Doctorat. Université Nancy. Nancy. 184p.
- Niemelä J., 2000** - Biodiversity monitoring for decision-making. *Annales Zoologici Fennici*, 37: 307 - 317.

- Nishimura S., Yoneda T., Fujii S., Mukhtar E. et Kanzaki M., 2008** - Spatial patterns and habitat associations of Fagaceae in a hill dipterocarp forest in Ulu Gadut, West Sumatra. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 535 - 550.
- Nivet C., Gosselin F., Gosselin M., 2012** - Utilité des indicateurs taxonomiques de biodiversité forestière. Les indicateurs de biodiversité forestière. Synthèse des réflexions issues du programme de recherche « Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques », GIP Ecofor. Pp. 59 - 72.
- Noss R. F., 1990** - Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4: 355 - 364.
- Nur N., Jones S. L. et Geupel G. R., 1999** - A statistical guide to data analysis of avian monitoring programs. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, BTP-R6001-1999, Washington, D.C. 61p.
- Oehl F., Jansa J., Ineichen K., Mäder P. et van der Heijden M. G. A., 2011** - Champignons mycorrhiziens arbusculaires, bioindicateurs dans les sols agricoles suisses. *Recherche Agronomique Suisse*, 2: 304 - 311.
- Oliver I. et Beattie A. J., 1996** - Invertebrate morphospecies as surrogates for species : a case study. *Conservation Biology*, 10:99 - 109.
- Orme C. D. L., Davies R. G., Burgess M. et al., 2005** - Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436: 1016 - 1019.
- Owino A. O., Oyugi J. O., Nasirwa O. O. et Bennun, L. A., 2001** - Patterns of variation in waterbird numbers on four Rift Valley lakes in Kenya, 1991–1999. *Hydrobiologia*, 458 (1-3): 45 - 53.
- Ozaki K., Isono M., Kawahara T, Ida S, Kudo T. et Fukuyama K. 2006** - A mechanistic approach to evaluation of umbrella species as conservation surrogates. *Conservation Biology*, 20: 1507 - 1515.
- Pacifici K., Simons T. R et Pollock K. H., 2008** - Effects of vegetation and background noise on the detection process in auditory avian point-count surveys. *The Auk*, 125: 600 - 607.
- Padoa-Schioppa E., Baietto M., Massa R. et Bottoni L., 2006** –Bird communities as bioindicators: the focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 6: 83 - 93.
- Paillasson J. M., Reeber S. et Marion L., 2002** - Bird assemblages as bio-indicators of water regime management and hunting disturbance in natural wet grasslands. *Biological Conservation*, 106 (1): 115 - 127.
- Paine R. T., 1969** - A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist*, 103:91 - 93.
- Pakkala T., Kouki J. et Tiainen J., 2006** - Top predator and interference competition modify the existence, abundance and breeding success of a specialist species in a structurally complex environment. *Annales Zoologici Fennici*, 43: 137 - 164.
- Paoletti M. G. et Bressan M., 1996** - Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 15 (1): 21 - 62.
- Paoletti M. G., Thomson L. J. et Hoffmann A. A., 2007** – Using invertebrate bioindicators to assess agricultural sustainability in Australia: proposals and current practices. *Journal of Australian Agriculture*, 47: 379 - 478.
- Papp Z., Bortolotti G. R. et Smits J. E. G., 2007** - Organochlorine contamination and physiological responses in nestling tree swallows in Point Pelee National Park. *Canada Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 49: 563 - 568.
- Pardé J., 1985** - Que signifie une forêt saine ? In : Impacts de l'Homme sur la forêt. Symposium international, Strasbourg, 17-22 septembre 1984 : 57 - 62. Versailles : Institut national de la Recherche agronomique.
- Parkinson D., 2010** - Plateau des tailles : réponse positive des libellules suite aux travaux de restauration du projet life. *Les Naturalistes Belges*, 91 (3-4) : 55 - 67.
- Parmar T. K., Rawtani D. et Agrawal Y. K., 2016** - Bioindicators : the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9 (2) : 110-118.
- Parsons S., Lewis K. J. et Psyllakis J. M., 2003** - Relationships between roosting habitat of bats and decay of aspen in the sub-boreal forests of British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3) : 559 - 570.
- Pauget B., Coeurdassier M. et de Vaufléury A., 2012** - Utilisation et intérêts des escargots et des micromammifères pour la bioindication de la qualité des sols. Rapport final : Programme Bioindicateurs – Phase 2. 211p.
- Pearce J. et Venier L., 2005** - Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *Forest Ecology and Management*, 208 (1):153 - 175.

- Pelosi C. et Rombke J., 2016** - Are Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida) good indicators of agricultural management practices? *Soil Biology and Biochemistry*, 100: 255 - 263.
- Pereira A. L., Pereira A. J., Maia A. R. et al., 2006** - Mammalian CLASP1 and CLASP2 cooperate to ensure mitotic fidelity by regulating spindle and kinetochore function. *Molecular Biology of the Cell*, 17 (10) : 4526 - 4542.
- Perez T., Sartoretto S., Soltan D., Capo S., Fourt M., Dutrieux E., Vacelet J. G. et Rebouillon P. 2000** - Etude bibliographique sur les bioindicateurs de l'état du milieu marin. Système d'évaluation de la qualité des milieux littoraux - volet biologique. Rapport Agences de l'Eau, Fascicule n°1-4. 642p.
- Périé C., de Blois S., Lambert M.-C. et Casajus N., 2014** - Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces arborescentes au Québec. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière no 173. 46 p.
- Pernot C., 2012** - Comparaison de structure et de biodiversité entre des forêts exploitées et non exploitées en France : bilan des données acquises et premières perspectives. Mémoire de stage Master 2. Université de Lorraine, IRSTEA.72p.
- Petchey O. L. et Gaston K. J., 2002** - Functional diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters*, (5): 402 - 411.
- Petchey O. L. et Gaston K. J., 2006** - Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, (9): 741 - 758.
- Petit S., Haysom K., Pywell R., Warman L., Allen D., Booth R. et Firbank L., 2002** - Habitat-based models for predicting the occurrence of ground-beetles in arable landscapes : two alternative approaches. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 158, 78 - 96.
- Philpott S. M., Soong O., Lowenstein J. H., Pulido A. L., Lopez D. T., Flynn D. F. B. et Declerck F., 2009** - Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. *Ecological Applications*, (19): 1858 - 1867.
- Pidgeon A. M., Radeloff C., Flather C. H., Lepczyk C. A., Clayton M. K., Hawbaker T. J. et Hammer R. B., 2007** - Associations of forest bird species richness with housing and landscape patterns across the USA. *Ecological Applications*, 17 (7): 1989 - 2010.
- Pijut M. P., 2000** - *Cedrus*-The True Cedars. *Journal of Arboriculture*, 218-224.
- Pinault G., 1992** - L'utilisation des arthropodes comme bio-indicateurs dans les réserves naturelles des Pyrénées - Orientales. *Insectes*, 6: 5 - 6.
- PNC, 2005** - Plan de gestion du parc national de Chréa.150p
- Polasky S., Csuti B., Vossler C. A. et Meyers S. M., 2001** - A comparison of taxonomic distinctness versus richness as criteria for setting conservation priorities for North American birds. *Biological Conservation*, 97: 99 - 105.
- Potts S. G., Biesmeijer J. C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O. et Kunin W. E., 2010** - Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25: 345 - 353.
- Pouderoux S., Deleuze C. et Dhôte J-F., 2001** - Analyse du rendement des houppiers dans un essai d'éclaircie de hêtre grâce à un modèle à base écophysiological. *Annals of Forest Science, Springer Verlag/EDP Sciences*, 58 (3): 261 - 275.
- Power M. E., Tilman D., Estes J. A., Menge B. A., Bond W. J., Mills L. S., Daily G., Castilla J. C., Lubchenco J. et Paine R. T., 1996** - "Challenges in the Quest for Keystones". Wildlife Biology Faculty Publications. 1. (https://scholarworks.umt.edu/wildbio_pubs/1).
- Pradal F., 1979** - Variabilité génétique et écophysiological du Cèdre. Mémoire ENITEF, 89p.
- Prodon R. et Lebreton J.-D., 1981** - Breeding avifauna of a Mediterranean succession: the holm oak and cork oak in the eastern Pyrenees, 1 Analysis and modelling of the structure gradient. *Oikos*, 37: 21 - 38.
- Pujos A., 1966** - Les milieux de la cédraie marocaine. *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, 8: 1 - 283.
- Quézel P., 1956** - Contribution à l'étude des chênes à feuilles caduques d'Algérie. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord*, n.s. 1: 1 - 57.

- Quezel P., 1957-** Peuplement végétal des hautes montagnes de l'Afrique du Nord. *Encycl. Biol. Ecol.* Paul Lechevalier, Paris. 463p.
- Quézel P., 1980** - Biogéographie et écologie des conifères sur le pourtour méditerranéen. In *Pesson : Actualités d'écologie forestières*. Paris, Bordas : 205-256.
- Quézel P., 1998** - Diversité et répartition des sapins sur le pourtour méditerranéen. *Forêt Méditerranéenne*, XIX (2) : 93-103.
- Quézel P. et Barbéro M., 1989** - Les formations à genévriers rampants du Djurdjura (Algérie). Leur signification écologique, dynamique et syntaxinomique dans une approche globale des cédraies kabyles. *Lazaroa*, 11: 85-99.
- Quézel P. et Santa S., 1962** - Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. C.N.R.S., Paris. 1170p.
- Rabhi Kh., Tafer M. et Messaoudène M., 2014** - Évolution des proportions d'aubier et de duramen du cèdre de l'Atlas, *Cedrus atlantica* Manetti, en Algérie. *Bois et Forêts des Tropiques*, 322 (4) : 77 - 87.
- Rainio J. et Niemelä J., 2003** - Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12: 487 - 506.
- Ralph C. J. et Scott J. M., 1981** - Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* 6. 641p.
- Ralph C. J., Sauer J. R. et Droege S., 1995** - Monitoring bird populations by point counts. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. Forest Service, US. 187p.
- Ramage T. et Ravary F., 2015** - Les bio-indicateurs myrmécologiques : synthèse bibliographique. Observatoire de l'environnement Nouvelle Calédonie. 38p.
- Rameau J. C., 1999** - Aménagement forestier, importance de l'écologie et prise en compte de la biodiversité. *Revue Forestière Française*, 51 (numéro spécial) : 87-101.
- Rameau J. C. et Olivier L., 1991** - La biodiversité forestière et sa préservation, intérêt patrimonial de la flore, de la végétation et des paysages forestiers. *Revue Forestière Française*, 43: 19 - 27.
- Rempel R. S., 2007** - Selecting focal songbird species for biodiversity conservation assessment: response to forest cover amount and configuration. *Avian Conservation Ecology*, 2 (1): 6 (<http://www.ace-eco.org/vol2/iss1/art6/>).
- Renard F. et Comby J., 2006** - Evaluation de techniques d'interpolation spatiale de la pluie en milieu urbain pour une meilleure gestion d'événements extrêmes : le cas du Grand Lyon. *LA HOUILLE BLANCHE*, (6) : 73 – 78.
- Rey Benayas J. M. et de la Montana E., 2003** - Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, 114: 357 - 370.
- Reynaud P. A. et Thioulouse J., 2000** - Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management*, 59:121 – 140.
- Rhanem M., 2010** - Esquisse d'une typologie géomorphologiques de quelques cédraies à *Cedrus atlantica* Man. dans le Haut Atlas oriental de Midelt (Maroc). Menaces et perspectives de conservation, de gestion et de restauration. *Quaderni di Botanica ambientale e applicata*, 21: 135-153.
- Richard E., 2004** - Réponse des communautés de coléoptères carabiques à la conversion en futaie régulière de chêne : aspects écologiques et méthodologiques. Thèse de doctorat. Ecole Nationale du Génie rural, des Eaux et Forêts, Paris. 446p.
- Robinson S. K. et Holmes R. T., 1988** - Spatial patterns, foraging tactics, and diets of ground foraging birds in a Northern Hardwoods forest. *Wilson Bulletin*, 100 (3): 377 - 394.
- Robinson S.K. et Holmes R.T., 1981** - Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a Northern Hardwoods forest. *Oecologia*, 48 (1): 31 - 35.
- Rodrigues P. et Tristao da Cunha R., 2012** - Birds as a tool for island habitat conservation and management. *American Journal of Environmental Sciences*, 8 (1): 5 - 10.
- Rompré G., Robinson W. D., Desrochers A. et Angehr G., 2007** - Environmental correlates of avian diversity in lowland Panama rainforests. *Journal of Biogeography*, 34 (5): 802 - 815.
- Rondeux J., 1999** - La mesure des arbres et des peuplements forestiers. 2nd édition – Presses Agronomiques de Gembloux (B). 521 p.

- Rotenberry J. T., 1985** - The role of habitat in avian community composition : Physiognomy or floristics ? *Oecologia*, 67 (2): 213 - 217.
- Royle J. A., Nichols J. D. et Kéry M., 2005** - Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos*, 110: 353 - 359.
- Rykowski K., 2002** - La conservation de la diversité biologique comme élément de la gestion durable des forêts – politiques et pratiques en Pologne. *Unasylya*, 53 (209):16 - 24.
- Salamani M., 1993** - Premières données paléophytogéographiques du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) dans la région de Grande Kabylie (NE Algérie). *Palynosciences*, 2: 147-155.
- Sanesi G., Padoa-Schioppa E., Lorusso L., Bottoni L. et Laforteza R., 2009** –Avian ecological diversity as an indicator of urban forest functionality. Results from two case studies in northern and southern Italy. *Arboriculture and Urban Forestry*, 35: 80 - 86.
- Sattler T., Pezzatti G. B., Nobis M. P., Obrist M. K., Roth T. et Moretti M., 2013** -Selection of multiple umbrella species for functional and taxonomic diversity to represent urban biodiversity. *Conservation Biology*, 28: 414 - 426.
- Sbadjji M., 1997** - Contribution à l'étude de la perte de croissance radiale de *Cedrus atlantica* Manetti suite aux attaques de la processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. Thèse Magister. I.N.A, El Harrach, Alger. Pages
- Sbadjji M., 2012** - Étude des infestations de la cédraie de Chréa par la processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa* Schiff : description spatiotemporelle et relations arbre-défoliateur. Thèse de Doctorat. ENSA, El Harrach, Alger. 115p.
- Sbadjji M., El Hadi O., Haddad A., Kadik B. et Lambs L., 2009** - Cedar tree growth (*Cedrus atlantica* Manetti) in Chréa national park, Algeria, and the influence of defoliation by the pine processionary caterpillar (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff.). *Revue d'Ecologie. (La Terre et La Vie)*, 64 (4): 323 - 332.
- Schulz U. H. et Martins-Junior H., 2001** - *Astyanax fasciatus* as bioindicators of water pollution of Rio dos sinos, R S, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 6:113 - 117.
- Sellam N., Vinolas A., Zougaghe F. et Moulai R., 2016** - L'utilisation des Coléoptère, Ephéméroptère et Diptères comme bio indicateurs de la qualité des eaux de quelques oueds en Algérie. *Butletti de la Institucio Catalana d'Historia Natural*, 80:47 - 56,
- Sfenthourakis S., 1996** - A Biogeographical Analysis of Terrestrial Isopods (Isopoda, Oniscidea) from the Central Aegean Islands (Greece). *Journal of Biogeography*, 23(5): 687 - 698.
- Shankar Raman T. R., Rawat G. S. et Johnsingh A. J. T., 1998** - Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, North-East India. *Journal of Applied Ecology*, 35 (2): 214 - 231.
- Sharrock J. T. R., 1990** - The atlas of breeding birds in Britain and Ireland. Academic Press. 480p.
- Sicard P., 2006** - Caractérisation des retombées atmosphériques en France en zone rurale sous forme de précipitations, gaz et aérosols. Analyse des tendances spatio-temporelles et des séries chronologiques. Thèse de Doctorat. Université Lille 1. 422p.
- Siddig A. A. H., Ellison A. M., Ochs A., Villar-Leeman C. et Lau M. K., 2016** - How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecological Indicators*, 60: 223 - 230.
- Simberloff D. A., 1998** - Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era. *Biological Conservation*, 83: 247 - 257.
- Simons T. R., Pollock K. H., Wettröth J. M., Alldredge M. W., Pacifici K. et Brewster J., 2009** - Sources of measurement error, misclassification error, and bias in auditory avian point count data. In: Thomson D. L. *et al.* (Eds) - Modeling Demographic Processes in Marked Populations, Environmental and Ecological Statistics 3. Springer Science and Business Media, pp. 237-254
- Skalski J. R. et Robson D. S., 1992** - Techniques in wildlife investigations: design and analysis of capture data. Academic Press, San Diego, California. 244p.
- Solonen T et Lodenius M., 1990** -Feathers of birds of prey as indicators of mercury contamination in northern Finland. *Holarctic Ecology*, 13: 329 – 337.

- Soulé M. E. et Noss R. K., 1998** - Rewilding and biodiversity as complementary tools for continental conservation. *Wild Earth Fall*, 18 - 28.
- Soulé M. E., Estes J. A., Berger J. et del Rios C. M., 2003** –Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology*, 17(5): 1238 - 1250.
- Sparling D. W., Linder G. et Bishop C. A., 2000** - Ecotoxicology of amphibians and reptiles. Pensacola, FL: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 904p.
- Stanislav S. J., Pollock K. H., Simons T. R. et Alldredge M. W., 2010** - Separation of availability and perception processes for aural detection in avian point counts: A combined multiple-observer and time-of-detection approach. *Avian Conservation Ecology*, 5 (1): 3 (<http://www.ace-eco.org/vol5/iss1/art3/>).
- St-Hilaire G., Deshaies M-È., Tremblay J-P., Bélanger L., Bujold F., Lafleur P-É., Giroux W., Déry S. et Desmarais M-È., 2012** - Guide d'intégration des habitats fauniques à la planification forestière. Nature Québec. 76 p.
- Strayer D.L., Ewing H. et Bigelow S., 2003** - What kinds of spatial and temporal detail are required in models of heterogeneous systems? *Oikos*, 102: 954 - 662.
- Szozkiewicz K., Karolewicz K., Lawniczak A. et Dawson F. H., 2002** - An assessment of the MTR aquatic plant bioindication system for determining the trophic status of Polish rivers. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11: 421 - 427.
- Talbi Y. et Bouhraoua R. T., 2015** - Complexe xylophage associé au dépérissement du cèdre de l'atlas au Belezma (Algérie). *Lebanese Science Journal*, 16 (1) : 97 – 106.
- Taouti I. et Zaidi A., 2013** - cartographie et évaluation des habitats naturels du parc national de Théniet El Had (Wilaya de Tissemsilt). Thèse ingéniorat. ENSA, El Harrach, Alger. 70p.
- Thevenot M., 1982** - Contribution à l'étude écologique des Passereaux forestiers du Plateau Central et de la Corniche du Moyen Atlas (Maroc). *L'Oiseau et R.F.O.*, 52 (1): 21- 86.
- Thinh V. T., 2006** - Bird species richness and diversity in relation to vegetation in Bavi National Park, Vietnam. *Ornithological Science*, 5: 121 - 125.
- Thompson I. D., Baker J. A. et Ter-Mikaelian M., 2003** - A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management*, 177: 441 - 469.
- Thompson I. et Angelstam P., 1999** - Special species. In: Malcolm L et Hunter Jr. (Eds) - Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems, pp. 434-459
- Tilman D., 2001** - Functional diversity. In: Levin S.A. (eds.) - Encyclopaedia of biodiversity / San Diego: Academic Press, pp. 109-120.
- Titeux N., 2002** - Apport d'un atlas ornithologique à l'évaluation de la structuration des peuplements et à la modélisation spatiale de la sélection de l'habitat par l'avifaune. Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies en Biologie. Université catholique de Louvain. 146p.
- Tobalske C. et Tobalske B. W., 1999** - Using atlas data to model the distribution of woodpecker species in the Jura, France. *Condor*, 101(3) : 472 - 483.
- Toth J., 1970** - Plus que centenaire et plein d'avenir : le cèdre en France. *Revue Forestière Française*, XXII (3) : 335-364.
- Toth J., 1971** - Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* en France). *Bulletin de la vulgarisation forestière*, 4: 5-19.
- Toth J., 1990** - Le cèdre III. Intérêt paysage. Cédraie touristique. *Forêt privée*, 195. 8p.
- Toth J., 2005** - Le cèdre de France. Etude approfondie de l'espèce. L'Harmattan, France. 206p.
- Tothmérész B., 1995** - Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, 6: 283 - 290.
- Touret P., 2016-** Boîte à outils « Forêts anciennes du Massif central » : l'avifaune, 10p. http://cbnmc.fr/forets_anciennes.
- Tramer E. J., 1969** - Bird species diversity: Components of shannon's formula. *Ecology*, 50 (5) : 627 - 629.

- Triplet P., 2018** -Dictionnaire encyclopédique de la diversité biologique et de la conservation de la nature. Ed. P Triplet.1096p
- Trzcinski M. K., Fahrig L. et Merriam G., 1999** - Independent Effects of Forest Cover and Fragmentation on the Distribution of Forest Breeding Birds. *Ecological Applications*, 9 (2): 586 - 593.
- Tucker K., Rushton S. P., Sanderson R. A., Martin E. B. et Blaiklock J., 1997** - Modelling bird distributions - a combined GIS and Bayesian rule-based approach. *Landscape Ecology*, 12 : 77 - 93.
- UICN, 2014** -Indicateurs de biodiversité pour les collectivités territoriales : jeu commun et synthétique d'indicateurs de biodiversité pour l'échelon régional. Paris, France. 76p.
- Vallauri D. André J. et Blondel J., 2003** - le bois mort, une lacune des forêts gérées. *Revue Forestière Française*, LV (2) : 99-112.
- Vallauri D., André J., Blondel J., 2002** -Le Bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées. Paris : WWF, 2002. 34 p. (Rapport) (<http://www.wwf.fr/pdf/Bois%20mort.pdf>).
- Van Haluwyn C., Cuny D. et Garrec J-P., 2011** - Introduction générale – Définitions, concepts et enjeux généraux de la biosurveillance de la qualité de l'air. *Pollution Atmosphérique*, Numéro spécial : 7 - 13.
- Van Manen F. T. et Pelton M. R., 1997** - Procedures to enhance the success of a black bear reintroduction program. *International Association for Bear Research and Management*, 9(2): 67 - 78.
- Verissimo D., MacMilan D. C. et Smith R. J., 2011** - Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. *Conservation Letters*, 4:1 - 8.
- Vernay P., Austruy A., Gauthier-Moussard C., Hitmi A., 2009** - Germination et fonctionnement du système photosynthétique des végétaux comme bioindicateurs de pollution des sols. *Revue Étude et Gestion des Sols*, 16(3-4) : 349 - 357.
- Verner J., 1985** - Assessment of counting techniques. In: Johnston R. F. (ed.) - Current ornithology. Vol. 2. Plenum Press, New York, pp. 247-302.
- Villard M. A. et Guénette J. S., 2005** -Les oiseaux forestiers montrent-ils la même sensibilité à l'exploitation forestière aux échelles du peuplement et du paysage ? *VertigO – La revue en sciences de l'environnement*, 16 (2) : 1 - 6.
- Villard M. A., Trzcinski M. K. et Merriam G., 1999** - Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*, 13 (4): 774 - 783.
- Vlashev V., 1973** -La croissance en groupes du cèdre dans la montagne des Babors. *Annales I.N.A., Alger*: 2: 57 - 70.
- Voous K.H., 1960** - Atlas of European Birds. Nelson, Amsterdam, London. 284p.
- Ward J. H., 1963** - Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 58(301): 236 - 244.
- Wasson J. G., Villeneuve B., Mengin N., Pella H. et Chandesris A., 2006** - Quelle limite de « bon état écologique » pour les invertébrés benthiques en rivières ? Apport des modèles d'extrapolation spatiale reliant l'indice biologique global normalisé à l'occupation du sol. *Ingénieries - E A T, IRSTEA*: 3 -15.
- Wilson J. B., 1999** - Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos*, (86): 507 - 522.
- Wilson L. D. et McCranie J. R., 2003** - Herpetofaunal indicator species as measures of environmental stability in Honduras. *Caribbean Journal of Science*, 39: 50 - 67.
- Yahi N., 1995** - Contribution à l'étude phytosociologique des formations à *Cedrus atlantica*, Manetti de l'Atlas tellien (Ouarsenis, Djurdjura, Babors). Thèse de Magister. USTHB, Bab Ezzouar. 174p.
- Yahi N., 2007** - Les cédraies d'Algérie : phytoécologie, phytosociologie, dynamique et conservation des peuplements. Thèse Doctorat ès sciences. USTHB, Bab ezzouar, Alger. 265p.
- Yahi N. et Djellouli Y., 2010** - Groupements forestiers et préforestiers à *Cedrus atlantica* Manetti d'Algérie : état des connaissances et dynamique des syntaxons. *Revue forestière française*, LXII (3-4) spécial «Phytosociologie et gestion durable des milieux naturels» : 309-316.
- Yahi N., Mediouni K. et Géhu J.-M., 1999** - Syntaxonomie des groupements à Cèdre "*Cedrus atlantica* Manetti" d'Algérie. *Documents phytosociologiques*, XIX, Bailleul, France: 417-431.

Yahi N., Djellouli Y. et Foucault B., 2008 - Diversités floristique et biogéographique des cédraies d'Algérie. *Acta Botanica Gallica*, 155 (3): 389 - 402.

Young J. S., et Hutto R. L., 2002 - Use of regional-scale exploratory studies to determine bird-habitat relationships. In: Scott J. M., Heglund P. J., Morrison M. L., Haufler J. B., Raphael M.G., Wall W. A. et Samson F. B. (Eds) - Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale. Island Press, Covello, CA, pp. 107-119.

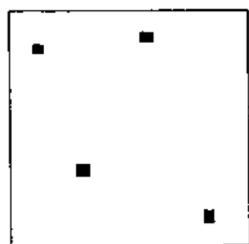
Zaidi S., 2002 - Régénération naturelle du cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti) et sa dynamique forestière dans l'Atlas blidéen (massif de Chréa). Thèse de Magister. USTHB, Bab ezzouar. 186p.

Zimmermann N. E. et Kienast F., 1999 - Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: species versus community approach. *Journal of Vegetation Science*, 10: 469 -482.

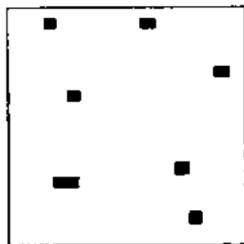
Zouaïdia H., de Bélair G., Benslama M., Soulié-Marsche I. et Muller S. D., 2015 - Intérêt des *Characeae* comme bioindicateurs de la qualité des eaux : le cas des zones humides de Numidie (Nord-est Algérien). *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 70: 1 - 13.

Annexes

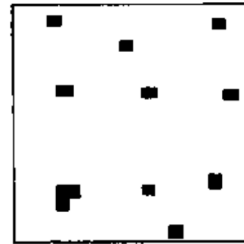
Annexe 1 : Estimation des taux de recouvrement de la végétation (Godron *et al.*, 1968)



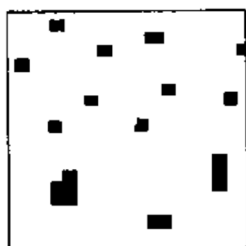
1%



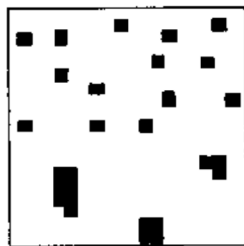
2%



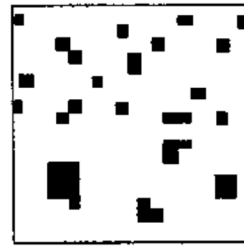
3%



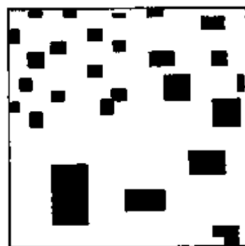
5%



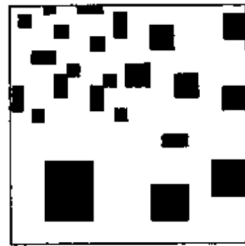
7%



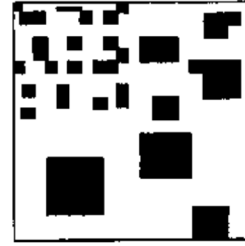
10%



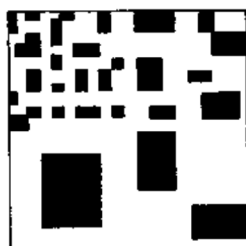
15%



20%



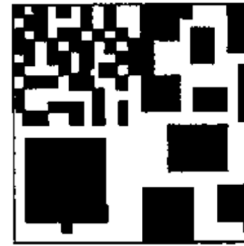
25%



30%



40%



50%

Annexe 2 : Espèces Retenues pour les régressions (fréquences > 20 %)

Belezma	Chr�a	Djurdjura	Khenchla	Théniet El Had
Gobemouche gris	Geai des chênes	Gobemouche noir	Gobemouche noir	Geai des chênes
Grimpereau des jardins	Gobemouche noir	Grimpereau des jardins	Grimpereau des jardins	Gobemouche noir
Merle noir	Grimpereau des jardins	Merle noir	Grive draine	Grimpereau des jardins
Mésange charbonnière	Grive draine	Mésange charbonnière	Mésange noire	Grive draine
Mésange noire	Merle noir	Mésange noire	Pic de Levailant	Merle noir
Pigeon ramier	Mésange charbonnière	Mésange Nord-africaine	Pinson des arbres	Mésange charbonnière
Pinson des arbres	Mésange noire	Pic de Levailant	Pouillot de Bonelli	Mésange noire
Pouillot de Bonelli	Pigeon ramier	Pigeon ramier	Roitelet triple bandeau	Mésange Nord-africaine
Pouillot siffleur	Pinson des arbres	Pinson des arbres	Rouge queue à front blanc	Pic de Levailant
Roitelet triple bandeau	Pouillot de Bonelli	Pouillot de Bonelli	Rougegorge familier	Pigeon ramier
Rouge queue à front blanc	Roitelet triple bandeau	Roitelet triple bandeaux	Serin cini	Pinson des arbres
Rougegorge familier	Rougegorge familier	Rougegorge familier	Troglodyte mignon	Pouillot de Bonelli
Serin cini	Serin cini	Serin cini		Roitelet triple bandeau
Troglodyte mignon		Troglodyte mignon		

Annexe 3 : Descripteurs éco-dendrométriques

Catégorie des descripteurs	Code	descripteurs
Descripteurs écologiques de la station (placette) 7	ESANT	Etat de la santé des arbres
	ANTH	Ampleur de l'anthropisation
	EAU	Présence de cours d'eau
	ROCH	Présence de rochers
	CAVT	Présence de cavité sur les arbres
	MOSSL	Présence de mousses et de lichens
	BMORT	Présence de bois mort
Structure globale de la Végétation 6	RECGRL	Recouvrement générale de la placette
	RECARBR	Recouvrement de la strate arborescente
	RECARBU	Recouvrement de la strate arbustive
	RECHERB	Recouvrement de la strate herbacée
	REGEN	Taux de régénération
	FEUIL	Taux de feuillus
Structure verticale du peuplement 7	HTARBMoy	Hauteur moyenne des arbres
	HTFUTMoy	Hauteur moyenne du Fut
	HTHOPMoy	Hauteur moyenne du houppier
	VOHOPTot	Volume total du Houppier
	VOHOPMoy	Volume moyen du houppier
	VTot	Volume total de bois
	VMoy	Volume moyen de bois
structure spatiale du peuplement 7	DENSARB	Densité des arbres
	DISARBMoy	Distance moyenne entre les arbres
	DIMARBMoy	Diamètre moyen par arbre
	SUHOPTot	Surface totale du houppier
	SUHOPMoy	Surface moyenne du houppier
	GTot	Surface terrière totale
	GMoy	Surface terrière moyenne
Descripteurs de la Variabilité structurale du peuplement 18	DISARBty	Ecart type de la distance moyenne entre les arbres
	DISARBCV	Coefficient de variation de la distance moyenne entre les arbres
	DIMARBty	Ecart type du diamètre moyen par arbre
	DIMARBCV	Coefficient de variation du diamètre moyen par arbre
	HTARBty	Ecart type de la Hauteur moyenne des arbres
	HTARBCV	Coefficient de variation de la Hauteur moyenne des arbres
	HTFUTty	Ecart type de la Hauteur moyenne du Fut
	HTFUTCV	Coefficient de variation de la Hauteur moyenne du Fut
	HTHOPEty	Ecart type de la Hauteur moyenne du houppier
	HTHOPCV	Coefficient de variation de la Hauteur moyenne du houppier
	SUHOPEty	Ecart type de la surface moyenne du houppier
	SUHOPCV	Coefficient de variation de la surface moyenne du houppier
	VOHOPEty	Ecart type du Volume moyen du houppier
	VOHOPCV	Coefficient de variation du Volume moyen du houppier
	GETy	Ecart type de la surface terrière moyenne par arbre
	GCV	Coefficient de variation de la surface terrière moyenne par arbre
	VEty	Ecart type du Volume moyen de bois par placette
	VCV	Coefficient de variation du Volume moyen de bois par placette

Annexe 4 : Modalités des descripteurs qualitatifs ordinaux (anthropisation) et binomiales (eau, rocher, état de santé).

Belezma			
Descripteur	Modalité	Nombre de relevés	Fréquence
Etat de santé	0	64	98,46
	1	01	1,54
Anthropisation	0	04	6,15
	1	09	13,85
	2	34	52,3
	3	17	26,15
	4	01	1,53
Eau	0	59	90,77
	1	06	9,23
Rocher	0	03	4,61
	1	62	95,39

Chrèa			
Descripteur	Modalité	Nombre de relevés	Fréquence
Etat de santé	0	70	100
	1	00	00
Anthropisation	0	24	40
	1	21	35
	2	15	25
	3	00	00
	4	00	00
Eau	0	57	95
	1	03	05
Rocher	0	51	85
	1	09	15

Djurdjura			
Descripteur	Modalité	Nombre de relevés	Fréquence
Etat de santé	0	76	100
	1	00	00
Anthropisation	0	44	57,9
	1	28	36,84
	2	04	5,26
	3	00	00
	4	00	00
Eau	0	57	75
	1	19	25
Rocher	0	15	19,74
	1	61	80,26

Khenchla			
Descripteur	Modalité	Nombre de relevés	Fréquence
Etat de santé	0	61	87,14
	1	09	12,86
Anthropisation	0	2	2,86
	1	23	32,84
	2	34	48,60
	3	11	15,70
	4	00	00
Eau	0	70	100
	1	00	00
Rocher	0	06	8,57
	1	64	91,43

Theniet El Had			
Descripteur	modalité	Nombre de relevés	Fréquence
Etat de santé	0	68	90,67
	1	07	9,33
Anthropisation	0	15	20
	1	33	44
	2	13	17,33
	3	14	18,67
	4	00	00
Eau	0	67	89,33
	1	08	10,67
Rocher	0	06	8
	1	69	92

Annexe 5 : Analyse exploratoire des descripteurs quantitatifs

Belezma											
Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance	Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance
PENT	0,10	0,45	0,31	0,12	0,02	HTFUTEty	0,48	4,96	1,69	1,05	1,10
RECGRL	0,70	0,95	0,86	0,06	0,00	HTFUTCv	0,21	1,65	0,55	0,29	0,08
RECARBR	0,50	0,85	0,67	0,09	0,01	HTHOPMoy	4,55	16,02	10,78	2,61	6,83
RECARBU	0,10	0,80	0,53	0,16	0,02	HTHOPEty	1,79	6,94	3,99	1,17	1,37
RECHERB	0,40	0,85	0,71	0,10	0,01	HTHOPCv	0,13	0,73	0,39	0,13	0,02
REGEN	0,00	0,50	0,14	0,16	0,03	SUHOPTot	131,8	892,55	403,73	149,69	22406,07
CAVT	0,00	0,21	0,01	0,03	0,00	SUHOPMoy	6,50	42,45	17,48	7,17	51,34
MOSSL	0,00	1,00	0,12	0,31	0,10	SUHOPEty	4,60	50,00	13,43	6,66	44,40
FEUIL	0,00	0,42	0,04	0,10	0,01	SUHOPCv	0,48	1,45	0,78	0,20	0,04
BMORT	0,00	0,28	0,12	0,08	0,01	VOHOPTot	484,1	5045,67	2094,44	1027,09	1054906,8
DENSARB	80,00	368,00	194,95	59,29	3515,14	VOHOPMoy	19,31	318,73	91,94	52,46	2752,47
DISARBMoy	2,25	11,38	6,09	2,24	5,02	VOHOPEty	21,51	424,64	87,08	55,82	3115,51
DISARBEty	1,89	5,20	3,55	0,77	0,59	VOHOPCv	0,44	1,99	0,99	0,27	0,07
DISARBCv	0,25	1,17	0,64	0,18	0,03	GTot	0,41	8,28	2,87	1,70	2,88
DIMARBMoy	0,16	0,57	0,33	0,10	0,01	GMoy	0,02	0,33	0,13	0,08	0,01
DIMARBEty	0,05	0,38	0,19	0,07	0,01	GEty	0,01	0,37	0,15	0,08	0,01
DIMARBCv	0,28	0,89	0,57	0,13	0,02	GCV	0,59	2,09	1,24	0,31	0,09
HTARBMoy	7,50	19,47	13,84	2,91	8,49	VTot	0,58	39,06	10,21	8,54	72,93
HTARBEty	1,68	6,90	3,78	1,17	1,37	VMoy	0,03	1,63	0,44	0,35	0,13
HTARBCv	0,09	0,48	0,28	0,09	0,01	VEty	0,02	2,45	0,66	0,56	0,31
HTFUTMoy	1,30	6,24	3,05	1,07	1,14	VcV	0,59	3,13	1,46	0,48	0,23

Chr�a											
Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance	Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance
PENT	0,05	0,45	0,27	0,14	0,02	HTFUTEty	1,02	7,34	3,43	1,22	1,49
RECGRL	0,60	0,95	0,82	0,11	0,01	HTFUTCv	0,06	1,10	0,39	0,16	0,02
RECARBR	0,50	0,85	0,66	0,10	0,01	HTHOPMoy	2,34	13,98	6,96	2,13	4,54
RECARBU	0,00	0,80	0,12	0,16	0,03	HTHOPEty	1,25	7,53	3,17	1,13	1,28
RECHERB	0,00	0,95	0,57	0,30	0,09	HTHOPCv	0,28	0,72	0,46	0,11	0,01
REGEN	0,00	0,20	0,03	0,06	0,00	SUHOPTot	348,54	1528,40	692,17	253,60	64315,00
CAVT	0,00	1,00	0,06	0,15	0,02	SUHOPMoy	4,33	34,98	15,15	8,04	64,57
MOSSL	0,00	1,00	0,38	0,45	0,20	SUHOPEty	2,54	20,21	9,19	4,70	22,13
FEUIL	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	SUHOPCv	0,33	0,98	0,62	0,17	0,03
BMORT	0,00	0,21	0,05	0,05	0,00	VOHOPTot	530,03	7585,61	2309,63	1496,19	2238597,99
DENSARB	200,00	1296,00	432,93	205,59	42266,23	VOHOPMoy	4,69	185,01	52,51	41,92	1757,23
DISARBMoy	1,62	5,47	3,51	1,03	1,06	VOHOPEty	2,90	161,13	46,39	35,79	1281,22
DISARBEty	1,03	2,82	1,90	0,45	0,20	VOHOPCv	0,54	1,67	0,92	0,23	0,05
DISARBCv	0,38	0,87	0,56	0,10	0,01	GTot	2,18	23,97	7,82	4,92	24,16
DIMARBMoy	0,19	0,84	0,41	0,15	0,02	GMoy	0,03	0,60	0,18	0,13	0,02
DIMARBEty	0,03	0,32	0,18	0,08	0,01	GEty	0,01	0,32	0,15	0,09	0,01
DIMARBCv	0,15	0,72	0,43	0,12	0,02	GCV	0,29	1,63	0,89	0,28	0,08
HTARBMoy	6,65	24,74	16,58	3,92	15,40	VTot	7,22	339,80	77,41	61,64	3800,04
HTARBEty	0,85	5,12	3,27	0,91	0,82	VMoy	0,17	7,23	1,67	1,46	2,13
HTARBCv	0,03	0,40	0,21	0,07	0,01	VEty	0,08	5,30	1,55	1,14	1,31
HTFUTMoy	1,90	20,57	9,62	4,03	16,25	VcV	0,41	1,71	0,97	0,33	0,11

Annexe 5bis : Analyse exploratoire des descripteurs quantitatifs

Djurdjura											
Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance	Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance
PENT	0,05	0,60	0,30	0,10	0,01	HTFUTEty	0,61	4,44	2,08	0,83	0,69
RECGRL	0,60	0,95	0,82	0,10	0,01	HTFUTCv	0,30	0,87	0,53	0,12	0,01
RECARBR	0,40	0,90	0,70	0,12	0,02	HTHOPMoy	4,77	21,37	9,63	3,00	9,00
RECARBU	0,00	0,80	0,14	0,14	0,02	HTHOPEty	1,75	7,29	4,15	1,17	1,38
RECHERB	0,05	0,90	0,51	0,27	0,07	HTHOPCV	0,18	0,72	0,45	0,11	0,01
REGEN	0,00	0,60	0,12	0,17	0,03	SUHOPTot	397	2636	1149	487	237224
CAVT	0,00	0,81	0,19	0,18	0,03	SUHOPMoy	8,05	87,89	34,21	18,46	340,65
MOSSL	0,00	1,00	0,58	0,35	0,12	SUHOPEty	7,09	104,16	31,00	18,02	324,69
FEUIL	0,00	0,60	0,12	0,12	0,02	SUHOPCV	0,54	2,05	0,93	0,29	0,08
BMORT	0,00	0,31	0,06	0,06	0,00	VOHOPTot	875,64	17346	5906	3695	13659663
DENSARB	135	788	324	154	23815	VOHOPMoy	22,45	577,68	177,91	122,17	14926,72
DISARBMoy	1,46	7,60	3,78	1,31	1,72	VOHOPEty	26,70	486,14	191,57	124,13	15407,48
DISARBEty	0,97	3,91	2,33	0,63	0,40	VOHOPCV	0,61	3,05	1,14	0,37	0,14
DISARBCV	0,36	1,12	0,65	0,15	0,02	GTot	1,10	26,99	7,09	5,01	25,13
DIMARBMoy	0,14	0,88	0,40	0,18	0,03	GMoy	0,02	0,90	0,22	0,19	0,04
DIMARBEty	0,05	0,67	0,28	0,15	0,02	GEty	0,01	1,17	0,32	0,27	0,07
DIMARBCV	0,29	1,29	0,68	0,21	0,04	GCV	0,58	3,29	1,45	0,62	0,38
HTARBMoy	6,64	25,22	13,59	3,31	10,98	VTot	1,53	114,00	29,77	24,82	616,23
HTARBEty	1,36	8,37	4,19	1,57	2,46	VMoy	0,06	4,40	0,92	0,90	0,80
HTARBCV	0,10	0,52	0,32	0,11	0,01	VEty	0,07	7,64	1,46	1,47	2,17
HTFUTMoy	1,38	8,37	3,96	1,52	2,31	VCV	0,57	4,00	1,55	0,66	0,44

Khenchla											
Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance	Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance
PENT	0,10	0,45	0,32	0,09	0,01	HTFUTEty	0,13	48,14	5,13	6,98	48,74
RECGRL	0,70	0,95	0,86	0,06	0,00	HTFUTCv	0,06	4,28	0,75	0,93	0,86
RECARBR	0,40	0,90	0,68	0,14	0,02	HTHOPMoy	3,52	16,42	8,83	2,79	7,80
RECARBU	0,00	0,30	0,04	0,08	0,01	HTHOPEty	0,13	5,90	3,18	1,24	1,53
RECHERB	0,00	0,90	0,66	0,21	0,05	HTHOPCV	0,02	0,64	0,38	0,14	0,02
REGEN	0,00	0,70	0,25	0,21	0,04	SUHOPTot	200	1013	515	189	36061
CAVT	0,00	0,35	0,05	0,08	0,01	SUHOPMoy	3,34	32,85	16,46	7,94	63,05
MOSSL	0,00	1,00	0,09	0,28	0,08	SUHOPEty	1,06	24,78	9,76	5,48	30,07
FEUIL	0,00	0,37	0,02	0,07	0,00	SUHOPCV	0,16	2,22	0,62	0,32	0,11
BMORT	0,00	0,59	0,25	0,14	0,02	VOHOPTot	561	4567	1975	984	969327
DENSARB	152	672	284	115	13084	VOHOPMoy	14,10	157,5	60,9	33,9	1153,1
DISARBMoy	1,09	8,90	5,09	2,18	4,73	VOHOPEty	4,05	159,23	50,29	33,46	1119,5
DISARBEty	0,77	6,60	3,12	1,22	1,49	VOHOPCV	0,15	3,23	0,84	0,44	0,19
DISARBCV	0,33	1,18	0,65	0,19	0,04	GTot	1,05	61,44	9,22	8,11	65,73
DIMARBMoy	0,14	0,90	0,51	0,24	0,06	GMoy	0,02	0,83	0,30	0,21	0,05
DIMARBEty	0,03	0,41	0,20	0,09	0,01	GEty	0,01	1,37	0,22	0,18	0,03
DIMARBCV	0,14	1,17	0,43	0,22	0,05	GCV	0,27	3,20	0,90	0,61	0,37
HTARBMoy	9,17	26,50	16,96	4,54	20,65	VTot	2,42	435	96	91	8282,2
HTARBEty	0,00	7,72	3,65	1,83	3,34	VMoy	0,04	13,60	3,36	3,20	10,24
HTARBCV	0,00	0,50	0,22	0,12	0,01	VEty	0,02	8,09	2,66	2,03	4,11
HTFUTMoy	1,42	20,63	8,12	5,28	27,89	VCV	0,34	4,19	1,12	0,82	0,67

Annexe 5bis : Analyse exploratoire des descripteurs quantitatifs

Theniet El Had											
Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance	Descripteur	Min	Max	Moy	E. type	Variance
PENT	0,00	0,45	0,26	0,12	0,01	HTFUTEty	0,94	4,86	2,25	0,89	0,79
RECGRL	0,60	0,90	0,79	0,07	0,01	HTFUTCv	0,26	1,11	0,56	0,16	0,03
RECARBR	0,40	0,80	0,60	0,09	0,01	HTHOPMoy	3,04	10,86	6,65	1,75	3,05
RECARBU	0,00	0,70	0,15	0,17	0,03	HTHOPEty	1,51	5,89	2,96	0,99	0,98
RECHERB	0,50	0,90	0,72	0,08	0,01	HTHOPCV	0,19	1,12	0,47	0,19	0,04
REGEN	0,00	0,35	0,05	0,08	0,01	SUHOPTot	87,14	1530	534	258	67057
CAVT	0,00	0,17	0,04	0,05	0,00	SUHOPMoy	4,06	41,37	15,90	7,35	54,03
MOSSL	0,48	1,00	0,90	0,12	0,02	SUHOPEty	2,83	80,28	12,43	10,31	106,38
FEUIL	0,00	0,53	0,16	0,14	0,02	SUHOPCV	0,34	2,39	0,75	0,28	0,08
BMORT	0,00	0,62	0,12	0,13	0,02	VOHOPTot	282	5706	1749	970	942828
DENSARB	168	448	269	61,2	3754	VOHOPMoy	11,08	154,24	53,20	31,42	987,31
DISARBMoy	2,21	7,47	4,84	0,87	0,76	VOHOPEty	11,12	227,93	50,28	37,78	1427,56
DISARBty	1,68	9,04	2,54	0,96	0,93	VOHOPCV	0,38	1,96	0,91	0,23	0,05
DISARBCV	0,34	1,59	0,53	0,17	0,03	GTot	2,69	23,40	9,10	3,66	13,42
DIMARBMoy	0,30	0,78	0,53	0,11	0,01	GMoy	0,09	0,51	0,27	0,10	0,01
DIMARBty	0,09	0,47	0,22	0,07	0,01	GEty	0,06	0,79	0,22	0,12	0,02
DIMARBCV	0,18	0,84	0,43	0,14	0,02	GCV	0,34	1,95	0,82	0,30	0,09
HTARBMoy	5,78	15,72	10,69	2,07	4,30	VTot	6,71	120,19	39,97	21,20	449,24
HTARBty	0,89	6,47	2,85	1,21	1,47	VMoy	0,22	3,51	1,21	0,65	0,42
HTARBCV	0,08	0,58	0,28	0,13	0,02	VEty	0,25	4,67	1,24	0,86	0,73
HTFUTMoy	2,03	7,31	4,04	1,26	1,58	VCV	0,44	2,26	1,03	0,39	0,15

Annexe 6 : Liste des espèces aviennes recensées dans les cinq cédraies étudiées avec leurs statuts phénologique, régime trophique, origine biogéographique et statut de protection

Famille	Nom français	Nom scientifique	Statut phénologique (1)	Régime trophique (2)	Type faunique (3)	Statut de protection (4)
Accipitridés	Aigle botté	<i>Hieraaetus pennatus</i>	ME	C	M	A, PM, B2
	Vautour percnoptère	<i>Neophron percnopterus</i>	ME	CH	M	A, EN, B2
	Circaète Jean-le-blanc	<i>Circaetus gallicus</i>	ME	C	M	A, PM, B2
	Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>	S	C	P	A, PM, B2
	Vautour fauve	<i>Gyps fulvus</i>	S	CH	P	A, PM, B2
	Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	S	C	E	A, PM, B2
	Aigle de Bonelli	<i>Aquila fasciata</i>	S	C	M	A, PM, B2
	Milan noir	<i>Milvus migrans</i>	ME	C	HAM	A, PM, B2
Acrocephalidés	Hypolaïs pale	<i>Iduna pallida</i>	ME	I	M	PM
Certhiidés	Grimpereau des jardins	<i>Certhia brachydactyla</i>	S	I	E	PM, B2
Columbidés	Pigeon colombin	<i>Columba oenas</i>	ME	G	ET	A, PM
	Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	S	G	ET	PM
	Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	ME	G	ET	PM, B3
Coraciidés	Rollier d'Europe	<i>Coracias garrulus</i>	ME	I	P	A,PM, B2
Corvidés	Pie bavarde	<i>Pica pica</i>	S	G	P	A, PM
	Choucas des tours	<i>Coloeus monedula</i>	S	P	P	A, PM
	Grand corbeau	<i>Corvus corax</i>	S	P	HAM	PM, B3
	Geai des chênes	<i>Garrulus glandarius</i>	S	P	P	A, PM
Cuculidés	Coucou gris	<i>Cuculus canorus</i>	ME	I	P	A, PM, B3
Emberizidés	Bruant fou	<i>Emberiza cia</i>	S	G	P	PM, B2
Falconidés	Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	S	C	HAM	A, PM, B2
	Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i>	S	C	HAM	A, PM, B2
Fringillidés	Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	S	G	E	PM, B3
	Serin cini	<i>Serinus serinus</i>	S	G	M	A, PM, B2
	Verdier d'Europe	<i>Chloris chloris</i>	S	G	ET	PM, B2
Méropidés	Guêpier d'Europe	<i>Merops apiaster</i>	ME	I	M	A, PM, B2
Muscicapidés	Gobe-mouche gris	<i>Muscicapa striata</i>	ME	I	ET	PM, B2
	Gobe-mouche noir	<i>Ficedula hypoleuca</i>	ME	P	E	PM, B2
	Rouge-gorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>	S	P	E	PM, B2
	Rosignol Philomèle	<i>Luscinia megarhynchos</i>	ME	I	E	PM, B2
	Rouge-queue à franc blanc	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	ME	I	E	A, PM, B2
	Rubiette de Moussier	<i>Phoenicurus moussieri</i>	S	P	M	A, PM, B3
	Traquet motteux	<i>Oenanthe oenanthe</i>	ME	I	P	PM, R2
Oriolidés	Loriot d'Europe	<i>Oriolus oriolus</i>	ME	I	HAM	A, PM, B2
Paridés	Mésange nord-africaine	<i>Cyanistes teneriffae</i>	S	I	M	PM, B2
	Mésange charbonnière	<i>Parus major</i>	S	I	P	PM, B2
	Mésange noire	<i>Periparus ater</i>	S	I	P	PM, B2
Phasianidés	Caille des blés	<i>Coturnix coturnix</i>	ME	P	HAM	PM, B3
	Perdrix gabra	<i>Alectoris barbara</i>	S	G	M	PM, B3

Phylloscopidés	Pouillot siffleur	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	ME	I	P	PM, B2
	Pouillot de Bonelli	<i>Phylloscopus bonelli</i>	ME	I	E	PM, B2
Picidés	Pic épeiche	<i>Dendrocopos major</i>	S	I	P	A, PM
	Pic de Levillant	<i>Picus vaillantii</i>	S	I	M	A, PM
	Pic épeichette	<i>Dendrocopos minor</i>	S	I	P	A, PM, B2
Régulidés	Roitelet triple bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	S	I	HAM	A, PM, B2
Strigidés	Chouette hulotte	<i>Strix aluco</i>	S	C	P	A, PM, B2
	Petit duc scops	<i>Otus scops</i>	ME	C	HAM	A, PM, B2
Sylviidés	Fauvette grisette	<i>Sylvia communis</i>	ME	I	ET	PM, B2
	Fauvette mélanocéphale	<i>Sylvia melanocephala</i>	S	I	M	PM, B2
	Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	S	I	E	PM, B2
Troglodytidés	Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	S	I	HAM	PM, B2
Turdidés	Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	S	P	ET	PM, B3
	Merle noir	<i>Turdus merula</i>	S	P	P	PM, B3
Upupidés	Huppe fasciée	<i>Upupa epops</i>	S	I	P	A, PM, B2

(1) Statut phénologique. S : sédentaire, ME : migrateur estivant.

(2) Régime trophique. I : insectivore, G : granivore, P : polyphage.

(3) Type faunique. P : paléarctique, E : européen, ET : européen-turkestanien, M : méditerranéen, HAM : holarctique et ancien monde.

(4) Statut de protection. A : loi algérienne, PM : préoccupation mineure sur la liste rouge de l'UICN, B : convention de Berne et ses annexes 1, 2 et 3.

Annexe 7 : Analyse exploratoire des paramètres synécologiques calculés à l'échelle stationnelle

Paramètres	Site	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
Richesse moyenne	T. El Had	4,00	14,00	8,17	2,029
	Chrèa	5,00	13,00	8,40	1,777
	Djurdjura	5,00	15,00	9,29	2,032
	Belezma	6,00	13,00	9,37	1,900
	Khenchla	2,00	14,00	8,03	2,365
Taux de migrants	T. El Had	0,00	0,50	0,22	0,111
	Chrèa	0,00	0,38	0,18	0,067
	Djurdjura	0,00	0,40	0,18	0,076
	Belezma	0,10	0,50	0,28	0,083
	Khenchla	0,00	0,57	0,24	0,119
Taux de sédentaires	T. El Had	0,50	1,00	0,78	0,111
	Chrèa	0,63	1,00	0,82	0,067
	Djurdjura	0,60	1,00	0,82	0,076
	Belezma	0,50	0,90	0,72	0,083
	Khenchla	0,43	1,00	0,76	0,119
H' taxonomique	T. El Had	1,37	3,52	2,58	0,436
	Chrèa	1,92	3,10	2,60	0,273
	Djurdjura	1,79	3,25	2,65	0,265
	Belezma	1,91	3,10	2,54	0,256
	Khenchla	0,92	3,42	2,48	0,419
H' trophique	T. El Had	0,72	1,53	1,34	0,180
	Chrèa	0,72	1,58	1,45	0,160
	Djurdjura	0,76	1,57	1,33	0,183
	Belezma	0,52	1,57	1,18	0,298
	Khenchla	0,00	1,59	1,27	0,331
H' biogéographique	T. El Had	0,00	2,28	1,86	0,386
	Chrèa	1,25	2,26	1,90	0,262
	Djurdjura	0,72	2,19	1,77	0,295
	Belezma	0,88	2,26	1,67	0,309
	Khenchla	0,81	2,25	1,84	0,324

Annexe 8 : information mutuelle espèce- descripteur

BELEZMA

espèces	ANTH	PENT	RECGRL	RECARBR	RECARBU	RECHERB	REGEN	BMORT	DENSARB	DISARBMoY	DIMARBMoY	HTARBMoY	HTFUTMoY	HTHOPMoY	SUHOPTot	SUHOPMoY	VOHOPTot	VOHOPMoY	GTot	GMoy	VTot	VMoy
BRUFOU	0,036	0,023	0,181	0,177	0,038	0,019	0,029	0,030	0,032	0,024	0,033	0,028	0,043	0,021	0,036	0,033	0,025	0,033	0,025	0,027	0,027	0,032
GEAI	0,023	0,098	0,165	0,209	0,026	0,058	0,090	0,038	0,059	0,075	0,034	0,034	0,040	0,028	0,039	0,059	0,012	0,056	0,056	0,030	0,048	0,063
GOBGRI	0,028	0,079	0,126	0,092	0,040	0,035	0,110	0,007	0,022	0,064	0,048	0,021	0,042	0,016	0,042	0,016	0,027	0,040	0,020	0,051	0,036	0,038
GOBNOI	0,054	0,045	0,158	0,161	0,002	0,047	0,060	0,019	0,077	0,027	0,087	0,004	0,133	0,015	0,081	0,010	0,052	0,026	0,015	0,095	0,035	0,021
GRIMPE	0,017	0,031	0,064	0,060	0,085	0,003	0,041	0,015	0,044	0,020	0,020	0,005	0,025	0,001	0,006	0,019	0,012	0,065	0,078	0,048	0,024	0,000
GRIVDR	0,029	0,024	0,168	0,200	0,054	0,019	0,034	0,040	0,029	0,018	0,038	0,016	0,046	0,016	0,046	0,034	0,023	0,040	0,052	0,029	0,026	0,032
HYPPAL	0,015	0,032	0,181	0,212	0,027	0,019	0,029	0,020	0,032	0,024	0,033	0,024	0,038	0,021	0,040	0,033	0,025	0,033	0,033	0,027	0,032	0,036
MERLNL	0,049	0,073	0,129	0,179	0,000	0,059	0,030	0,016	0,057	0,001	0,139	0,017	0,077	0,019	0,123	0,043	0,095	0,081	0,155	0,158	0,159	0,106
MESBLE	0,032	0,005	0,193	0,164	0,020	0,033	0,040	0,004	0,018	0,012	0,076	0,053	0,020	0,026	0,086	0,032	0,078	0,068	0,080	0,058	0,023	0,082
MESCHA	0,002	0,013	0,097	0,118	0,038	0,016	0,011	0,065	0,048	0,026	0,010	0,022	0,049	0,061	0,004	0,022	0,056	0,031	0,021	0,051	0,023	0,007
MESNOI	0,047	0,003	0,015	0,015	0,013	0,055	0,043	0,080	0,030	0,012	0,022	0,074	0,110	0,057	0,054	0,005	0,003	0,032	0,024	0,002	0,009	0,010
PERGAM	0,015	0,032	0,181	0,187	0,015	0,025	0,029	0,030	0,030	0,024	0,030	0,022	0,043	0,025	0,036	0,027	0,029	0,045	0,025	0,040	0,027	0,032
PICLEV	0,078	0,018	0,154	0,167	0,069	0,007	0,009	0,091	0,077	0,025	0,068	0,081	0,059	0,067	0,044	0,023	0,065	0,093	0,025	0,060	0,064	0,032
PIEBAV	0,029	0,021	0,191	0,187	0,015	0,025	0,029	0,020	0,035	0,024	0,038	0,028	0,033	0,028	0,036	0,035	0,032	0,032	0,033	0,045	0,032	0,036
PIGRAM	0,003	0,042	0,071	0,083	0,049	0,003	0,003	0,039	0,028	0,084	0,151	0,011	0,091	0,025	0,127	0,086	0,192	0,159	0,052	0,078	0,078	0,066
PINARB	0,001	0,007	0,015	0,127	0,087	0,010	0,045	0,003	0,055	0,013	0,084	0,011	0,054	0,018	0,127	0,059	0,060	0,110	0,074	0,069	0,072	0,012
POUBON	0,015	0,032	0,018	0,035	0,027	0,019	0,029	0,020	0,032	0,024	0,033	0,024	0,038	0,021	0,040	0,033	0,025	0,033	0,033	0,027	0,032	0,036
POUSIF	0,089	0,185	0,139	0,122	0,062	0,074	0,023	0,011	0,023	0,034	0,021	0,009	0,021	0,010	0,023	0,037	0,015	0,006	0,014	0,026	0,017	0,005
ROITRB	0,047	0,013	0,113	0,021	0,039	0,055	0,020	0,021	0,070	0,014	0,070	0,033	0,101	0,024	0,057	0,035	0,083	0,032	0,038	0,089	0,029	0,045
ROUGOR	0,054	0,033	0,119	0,057	0,015	0,113	0,024	0,006	0,022	0,017	0,023	0,030	0,054	0,057	0,006	0,003	0,032	0,038	0,003	0,037	0,042	0,015
ROUFRB	0,004	0,072	0,116	0,117	0,024	0,000	0,034	0,018	0,006	0,016	0,008	0,021	0,015	0,005	0,024	0,020	0,009	0,046	0,060	0,003	0,024	0,025
RUBMOU	0,009	0,011	0,154	0,195	0,006	0,008	0,131	0,032	0,018	0,017	0,016	0,022	0,054	0,016	0,007	0,047	0,052	0,090	0,030	0,037	0,011	0,053
SERSIN	0,066	0,007	0,113	0,090	0,023	0,042	0,008	0,042	0,014	0,032	0,047	0,029	0,052	0,015	0,067	0,001	0,037	0,007	0,007	0,084	0,020	0,002
TRQMOT	0,012	0,013	0,209	0,186	0,022	0,026	0,028	0,062	0,028	0,049	0,053	0,019	0,042	0,022	0,042	0,027	0,023	0,047	0,037	0,045	0,034	0,027
TROGLO	0,034	0,026	0,073	0,043	0,007	0,008	0,028	0,021	0,082	0,054	0,129	0,005	0,017	0,039	0,026	0,060	0,028	0,043	0,028	0,074	0,018	0,033
VERDIE	0,005	0,010	0,159	0,170	0,074	0,002	0,045	0,009	0,052	0,017	0,040	0,013	0,068	0,003	0,001	0,036	0,039	0,002	0,010	0,005	0,044	0,035
H(E-L) Moyenne	0,031	0,036	0,127	0,130	0,034	0,030	0,038	0,029	0,039	0,029	0,052	0,025	0,053	0,025	0,047	0,032	0,043	0,050	0,040	0,050	0,038	0,034

CHREA

espèces	ANTH	PENT	RECGRL	RECARBR	RECARBU	RECHERB	REGEN	BMORT	DENSARB	DISARB Moy	DIMARB Moy	HTARB Moy	HTFUT Moy	HTHOP Moy	SUHOPTot	SUHOP Moy	VOHOPTot	VOHOP Moy	GTot	GMoy	VTot	VMoy
GEAI	0,026	0,024	0,054	0,074	0,041	0,074	0,002	0,030	0,054	0,076	0,173	0,013	0,004	0,010	0,055	0,096	0,037	0,046	0,033	0,213	0,024	0,028
GOBNOI	0,067	0,193	0,253	0,080	0,056	0,252	0,032	0,027	0,243	0,209	0,282	0,014	0,007	0,023	0,044	0,217	0,018	0,159	0,079	0,225	0,037	0,069
GRIMPE	0,003	0,038	0,007	0,074	0,002	0,001	0,005	0,009	0,032	0,024	0,011	0,005	0,001	0,005	0,002	0,025	0,022	0,016	0,057	0,029	0,007	0,023
GRIVDR	0,014	0,026	0,092	0,033	0,067	0,048	0,009	0,082	0,186	0,030	0,210	0,005	0,017	0,015	0,002	0,020	0,016	0,061	0,184	0,193	0,052	0,050
GUEPEU	0,026	0,047	0,060	0,020	0,034	0,060	0,018	0,028	0,030	0,018	0,037	0,045	0,017	0,050	0,055	0,014	0,063	0,055	0,050	0,042	0,027	0,039
HUPFAS	0,007	0,005	0,007	0,100	0,040	0,002	0,000	0,021	0,090	0,121	0,070	0,020	0,010	0,030	0,130	0,048	0,029	0,048	0,048	0,102	0,012	0,006
MERLN	0,038	0,011	0,022	0,051	0,030	0,017	0,000	0,050	0,042	0,038	0,050	0,024	0,011	0,048	0,007	0,019	0,043	0,117	0,083	0,159	0,044	0,062
MESBLE	0,011	0,111	0,038	0,093	0,015	0,020	0,051	0,022	0,070	0,033	0,055	0,072	0,107	0,008	0,004	0,000	0,017	0,024	0,020	0,085	0,026	0,079
MESCHA	0,192	0,104	0,231	0,005	0,067	0,231	0,025	0,040	0,108	0,010	0,117	0,020	0,036	0,015	0,051	0,009	0,026	0,006	0,037	0,102	0,118	0,030
MESNOI	0,010	0,014	0,071	0,026	0,083	0,003	0,025	0,014	0,042	0,048	0,093	0,013	0,012	0,058	0,006	0,065	0,045	0,065	0,080	0,083	0,030	0,052
PICLEV	0,058	0,053	0,124	0,021	0,035	0,124	0,001	0,031	0,062	0,005	0,038	0,052	0,042	0,054	0,055	0,029	0,034	0,028	0,057	0,023	0,070	0,001
PIGRAM	0,051	0,000	0,052	0,032	0,074	0,042	0,002	0,096	0,017	0,012	0,004	0,061	0,005	0,056	0,039	0,002	0,057	0,120	0,049	0,001	0,045	0,007
PINARB	0,004	0,005	0,034	0,029	0,013	0,012	0,000	0,088	0,048	0,046	0,010	0,013	0,009	0,044	0,072	0,004	0,042	0,076	0,041	0,100	0,007	0,008
POUBON	0,033	0,001	0,047	0,017	0,073	0,006	0,005	0,031	0,084	0,029	0,013	0,028	0,017	0,007	0,035	0,007	0,007	0,078	0,054	0,025	0,029	0,025
ROITRB	0,033	0,002	0,031	0,035	0,020	0,030	0,000	0,021	0,106	0,079	0,045	0,016	0,044	0,001	0,083	0,106	0,057	0,066	0,062	0,064	0,027	0,048
ROUGOR	0,004	0,019	0,106	0,121	0,086	0,084	0,000	0,049	0,037	0,129	0,158	0,015	0,005	0,001	0,042	0,071	0,007	0,085	0,105	0,160	0,039	0,154
ROUFRB	0,048	0,072	0,039	0,083	0,101	0,091	0,027	0,026	0,023	0,035	0,045	0,131	0,069	0,037	0,035	0,001	0,018	0,044	0,068	0,062	0,096	0,118
RUBMOU	0,026	0,036	0,026	0,027	0,036	0,024	0,029	0,036	0,040	0,026	0,031	0,042	0,028	0,034	0,027	0,034	0,036	0,036	0,040	0,034	0,031	0,038
SERSIN	0,054	0,071	0,105	0,023	0,019	0,109	0,063	0,027	0,100	0,022	0,186	0,052	0,003	0,023	0,005	0,113	0,015	0,085	0,036	0,130	0,002	0,026
TROGLO	0,098	0,181	0,102	0,062	0,045	0,008	0,057	0,072	0,103	0,016	0,061	0,070	0,065	0,034	0,043	0,025	0,030	0,046	0,061	0,068	0,006	0,013
H(E-L) Moyenne	0,040	0,051	0,075	0,050	0,047	0,062	0,018	0,040	0,076	0,050	0,084	0,036	0,025	0,028	0,040	0,045	0,031	0,063	0,062	0,095	0,036	0,044

DJURDJURA

espèces	ANTH	PENT	RECGRL	RECARBR	RECARBU	RECHERB	REGEN	BMORT	DENSARB	DISARBMoy	DIMARBMoy	HTARBMoy	HTFUTMoy	HTHOPMoy	SUHOPTot	SUHOPMoy	VOHOPTot	VOHOPMoy	GTot	GMoy	VTot	VMoy	CAVT	MOSSL	FEUIL
FAUGRI	0,021	0,050	0,028	0,052	0,047	0,031	0,050	0,048	0,024	0,054	0,052	0,016	0,019	0,014	0,026	0,023	0,027	0,026	0,054	0,061	0,025	0,020	0,025	0,025	0,032
FAUMEL	0,010	0,025	0,029	0,019	0,016	0,025	0,027	0,024	0,021	0,020	0,026	0,023	0,021	0,018	0,026	0,026	0,026	0,028	0,024	0,028	0,024	0,034	0,028	0,026	0,033
FAUTNR	0,007	0,022	0,015	0,059	0,021	0,044	0,012	0,026	0,053	0,039	0,043	0,030	0,025	0,028	0,048	0,037	0,043	0,045	0,074	0,074	0,054	0,054	0,047	0,047	0,017
GEAI	0,045	0,045	0,002	0,001	0,065	0,031	0,013	0,015	0,047	0,023	0,049	0,012	0,066	0,012	0,049	0,032	0,046	0,039	0,055	0,052	0,094	0,061	0,042	0,048	0,005
GOBGRI	0,002	0,012	0,010	0,007	0,065	0,033	0,017	0,006	0,019	0,046	0,044	0,016	0,048	0,082	0,027	0,013	0,062	0,061	0,059	0,053	0,011	0,018	0,001	0,130	0,076
GOBNOI	0,002	0,029	0,000	0,025	0,002	0,037	0,013	0,006	0,013	0,010	0,065	0,008	0,021	0,044	0,051	0,036	0,022	0,035	0,034	0,103	0,019	0,044	0,017	0,000	0,008
GRIMPE	0,069	0,018	0,071	0,051	0,000	0,021	0,122	0,003	0,369	0,356	0,326	0,083	0,090	0,215	0,094	0,334	0,115	0,262	0,250	0,310	0,144	0,318	0,273	0,242	0,050
GRIVDR	0,010	0,020	0,026	0,019	0,026	0,028	0,027	0,024	0,029	0,020	0,026	0,020	0,021	0,018	0,029	0,024	0,028	0,028	0,027	0,030	0,024	0,023	0,029	0,026	0,026
LOREUR	0,034	0,012	0,012	0,018	0,012	0,024	0,022	0,016	0,030	0,020	0,028	0,017	0,050	0,014	0,029	0,031	0,027	0,056	0,027	0,027	0,021	0,031	0,025	0,025	0,027
MERLN	0,019	0,007	0,040	0,080	0,013	0,049	0,016	0,009	0,057	0,069	0,030	0,002	0,079	0,009	0,022	0,041	0,004	0,018	0,022	0,031	0,026	0,058	0,049	0,050	0,059
MESBLE	0,006	0,061	0,016	0,013	0,063	0,061	0,114	0,018	0,027	0,021	0,020	0,046	0,034	0,023	0,074	0,015	0,012	0,030	0,011	0,013	0,004	0,040	0,022	0,080	0,015
MESCHA	0,012	0,009	0,032	0,044	0,011	0,000	0,026	0,007	0,015	0,074	0,006	0,000	0,013	0,000	0,008	0,021	0,006	0,095	0,047	0,008	0,018	0,021	0,103	0,052	0,056
MESNOI	0,000	0,002	0,007	0,081	0,009	0,001	0,015	0,014	0,078	0,027	0,079	0,012	0,003	0,047	0,130	0,140	0,161	0,183	0,087	0,099	0,064	0,069	0,118	0,090	0,038
PERGAM	0,000	0,030	0,004	0,002	0,011	0,047	0,042	0,006	0,003	0,027	0,054	0,038	0,007	0,025	0,007	0,003	0,005	0,014	0,060	0,006	0,008	0,035	0,045	0,075	0,074
PICEPE	0,003	0,058	0,053	0,000	0,029	0,037	0,038	0,029	0,052	0,089	0,133	0,012	0,086	0,011	0,077	0,083	0,047	0,127	0,111	0,056	0,118	0,143	0,136	0,124	0,111
PICEPT	0,000	0,040	0,012	0,039	0,032	0,029	0,030	0,042	0,025	0,028	0,029	0,016	0,037	0,014	0,028	0,024	0,027	0,028	0,054	0,025	0,056	0,031	0,056	0,029	0,021
PICLEV	0,000	0,060	0,044	0,057	0,128	0,077	0,019	0,048	0,006	0,046	0,015	0,017	0,028	0,001	0,052	0,010	0,028	0,009	0,065	0,060	0,063	0,061	0,039	0,007	0,046
PIGRAM	0,009	0,011	0,062	0,044	0,010	0,004	0,033	0,031	0,017	0,041	0,041	0,010	0,039	0,001	0,015	0,052	0,035	0,081	0,031	0,050	0,044	0,042	0,015	0,083	0,114
PINARB	0,004	0,021	0,036	0,005	0,003	0,007	0,007	0,012	0,025	0,024	0,072	0,032	0,003	0,025	0,052	0,046	0,050	0,021	0,099	0,074	0,080	0,062	0,084	0,056	0,006
POUBON	0,034	0,012	0,012	0,039	0,012	0,056	0,033	0,016	0,025	0,028	0,029	0,042	0,017	0,014	0,028	0,032	0,025	0,028	0,027	0,023	0,048	0,025	0,024	0,027	0,023
ROITRB	0,006	0,019	0,003	0,037	0,029	0,040	0,062	0,018	0,043	0,014	0,005	0,039	0,012	0,024	0,005	0,013	0,006	0,016	0,020	0,016	0,067	0,035	0,005	0,004	0,056
ROSPHI	0,021	0,017	0,026	0,039	0,012	0,021	0,024	0,042	0,025	0,040	0,052	0,040	0,017	0,014	0,059	0,024	0,052	0,029	0,054	0,025	0,056	0,031	0,024	0,027	0,045
ROUGOR	0,031	0,012	0,002	0,008	0,036	0,026	0,048	0,006	0,030	0,020	0,100	0,014	0,023	0,003	0,042	0,044	0,073	0,007	0,037	0,039	0,084	0,043	0,075	0,087	0,052
RUBMOU	0,010	0,025	0,013	0,019	0,023	0,028	0,025	0,021	0,028	0,020	0,026	0,020	0,018	0,023	0,027	0,034	0,028	0,025	0,030	0,026	0,024	0,024	0,029	0,026	0,026
SERSIN	0,044	0,115	0,004	0,003	0,010	0,052	0,143	0,056	0,173	0,120	0,039	0,073	0,001	0,051	0,014	0,055	0,013	0,029	0,041	0,015	0,008	0,049	0,010	0,022	0,015
TROGLO	0,000	0,006	0,012	0,024	0,014	0,014	0,010	0,007	0,040	0,006	0,008	0,033	0,001	0,009	0,025	0,013	0,013	0,008	0,009	0,016	0,033	0,051	0,069	0,009	0,001
VERDIE	0,010	0,025	0,013	0,019	0,026	0,028	0,024	0,021	0,028	0,020	0,026	0,020	0,021	0,023	0,026	0,034	0,028	0,025	0,027	0,028	0,028	0,024	0,028	0,026	0,033
H(E-L) Moyenne	0,015	0,028	0,022	0,030	0,027	0,032	0,037	0,021	0,048	0,048	0,053	0,026	0,030	0,028	0,040	0,046	0,037	0,050	0,053	0,050	0,046	0,054	0,053	0,053	0,039

KHENCHLA

espèces	ANTH	PENT	REGR	RECARBR	RECARBU	RECHERB	REGEN	BMORT	DENSARB	DISARBMOy	DIMARBMOy	HTARBMOy	HTFUTMOy	HTHOPMOy	SUHOPTot	SUHOPMOy	VOHOPTot	VOHOPMOy	GTot	GMoy	VTot	VMoy	CAVT
BRUFOU	0,019	0,069	0,026	0,014	0,070	0,054	0,045	0,042	0,020	0,091	0,019	0,031	0,017	0,054	0,056	0,048	0,078	0,037	0,040	0,045	0,043	0,043	0,003
GOBGRI	0,004	0,007	0,016	0,040	0,001	0,031	0,030	0,041	0,057	0,066	0,033	0,025	0,001	0,037	0,025	0,037	0,075	0,051	0,041	0,034	0,032	0,032	0,007
GOBNOI	0,015	0,028	0,014	0,008	0,040	0,034	0,019	0,012	0,022	0,008	0,033	0,015	0,016	0,006	0,062	0,069	0,031	0,019	0,034	0,027	0,004	0,034	0,002
GRIMPE	0,038	0,010	0,021	0,007	0,000	0,010	0,008	0,066	0,015	0,013	0,061	0,113	0,033	0,049	0,075	0,127	0,059	0,091	0,113	0,055	0,107	0,079	0,008
GRIVDR	0,032	0,002	0,015	0,024	0,001	0,034	0,019	0,035	0,041	0,144	0,084	0,033	0,026	0,009	0,027	0,045	0,068	0,032	0,052	0,054	0,055	0,097	0,004
HUPFAS	0,043	0,028	0,018	0,142	0,070	0,064	0,034	0,001	0,049	0,006	0,016	0,048	0,076	0,019	0,007	0,011	0,096	0,016	0,043	0,008	0,052	0,052	0,001
MERLNI	0,054	0,006	0,065	0,067	0,030	0,000	0,006	0,026	0,058	0,084	0,018	0,013	0,036	0,017	0,010	0,064	0,081	0,121	0,030	0,013	0,063	0,061	0,008
MESBLE	0,008	0,009	0,024	0,032	0,037	0,013	0,024	0,013	0,032	0,033	0,060	0,025	0,027	0,018	0,029	0,037	0,037	0,034	0,026	0,027	0,028	0,028	0,025
MESCHA	0,055	0,048	0,068	0,057	0,001	0,004	0,008	0,019	0,043	0,017	0,012	0,074	0,049	0,041	0,011	0,012	0,099	0,009	0,022	0,019	0,014	0,022	0,002
MESNOI	0,054	0,009	0,076	0,051	0,030	0,008	0,007	0,018	0,040	0,027	0,018	0,025	0,007	0,021	0,068	0,024	0,083	0,025	0,051	0,013	0,017	0,017	0,005
PICLEV	0,025	0,003	0,028	0,013	0,016	0,047	0,083	0,031	0,008	0,001	0,043	0,024	0,025	0,002	0,061	0,126	0,057	0,068	0,081	0,042	0,018	0,012	0,010
PIGCOL	0,069	0,001	0,045	0,058	0,004	0,115	0,007	0,023	0,030	0,075	0,073	0,064	0,033	0,002	0,105	0,071	0,069	0,126	0,084	0,036	0,102	0,096	0,007
PIGRAM	0,024	0,054	0,061	0,071	0,001	0,031	0,029	0,004	0,031	0,031	0,035	0,007	0,017	0,073	0,103	0,013	0,070	0,016	0,023	0,016	0,016	0,016	0,045
PINARB	0,058	0,011	0,016	0,017	0,027	0,001	0,057	0,035	0,010	0,023	0,008	0,020	0,079	0,033	0,009	0,002	0,016	0,059	0,065	0,021	0,036	0,018	0,020
POUBON	0,009	0,033	0,002	0,004	0,017	0,072	0,038	0,072	0,024	0,004	0,108	0,061	0,076	0,022	0,023	0,022	0,028	0,039	0,014	0,039	0,015	0,006	0,005
ROITRB	0,003	0,032	0,107	0,014	0,017	0,026	0,028	0,040	0,101	0,091	0,004	0,039	0,036	0,026	0,131	0,024	0,127	0,044	0,065	0,005	0,143	0,089	0,001
ROUFRB	0,073	0,020	0,004	0,044	0,001	0,042	0,022	0,008	0,010	0,008	0,025	0,041	0,034	0,008	0,063	0,064	0,059	0,086	0,010	0,041	0,047	0,042	0,005
ROUGOR	0,121	0,030	0,062	0,067	0,067	0,036	0,023	0,042	0,041	0,143	0,066	0,016	0,056	0,050	0,008	0,066	0,084	0,021	0,054	0,093	0,059	0,062	0,019
RUBMOU	0,000	0,024	0,021	0,041	0,019	0,003	0,066	0,010	0,037	0,049	0,047	0,046	0,007	0,011	0,014	0,011	0,020	0,078	0,105	0,100	0,055	0,051	0,001
SERSIN	0,003	0,004	0,035	0,020	0,019	0,061	0,022	0,027	0,028	0,053	0,018	0,007	0,043	0,037	0,094	0,096	0,022	0,044	0,057	0,026	0,025	0,019	0,004
TOURBOI	0,015	0,021	0,026	0,037	0,011	0,018	0,032	0,020	0,032	0,028	0,031	0,024	0,026	0,021	0,026	0,024	0,024	0,030	0,027	0,031	0,028	0,031	0,017
TRQMOT	0,015	0,017	0,023	0,032	0,011	0,018	0,022	0,020	0,023	0,027	0,031	0,030	0,034	0,021	0,031	0,024	0,028	0,030	0,035	0,031	0,031	0,028	0,012
TROGLO	0,012	0,012	0,104	0,082	0,000	0,002	0,022	0,044	0,086	0,070	0,010	0,000	0,030	0,041	0,015	0,015	0,064	0,062	0,014	0,002	0,018	0,018	0,059
VERDIE	0,007	0,004	0,037	0,013	0,008	0,020	0,017	0,001	0,020	0,014	0,051	0,015	0,018	0,024	0,016	0,016	0,046	0,044	0,022	0,050	0,018	0,018	0,002
H(E-L) Moyenne	0,031	0,020	0,038	0,040	0,021	0,031	0,028	0,027	0,036	0,046	0,038	0,033	0,033	0,027	0,045	0,044	0,059	0,049	0,046	0,034	0,043	0,041	0,011

THENIET EL HAD

espèces	ANTH	PENT	RECGRL	RECARBR	RECARBU	RECHERB	REGEN	BMORT	DENSARB	DISARB Moy	DIMARB Moy	HTARB Moy	HTFUT Moy	HTHOP Moy	SUHOP Tot	SUHOP Moy	VOHOP Tot	VOHOP Moy	GTot	GMoy	VTot	VMoy	CAVT	MOSSL	FEUIL
BRUFOU	0,016	0,026	0,033	0,017	0,030	0,021	0,014	0,027	0,023	0,026	0,028	0,029	0,023	0,029	0,029	0,018	0,026	0,021	0,021	0,024	0,030	0,020	0,017	0,019	0,024
CAIBLE	0,016	0,027	0,026	0,022	0,030	0,014	0,013	0,030	0,028	0,021	0,028	0,034	0,028	0,029	0,027	0,018	0,030	0,021	0,021	0,024	0,030	0,024	0,017	0,024	0,024
COUGRI	0,016	0,026	0,012	0,026	0,030	0,014	0,013	0,027	0,022	0,031	0,036	0,029	0,023	0,029	0,027	0,026	0,023	0,021	0,018	0,020	0,030	0,020	0,010	0,019	0,024
FAUGRI	0,016	0,026	0,012	0,022	0,030	0,014	0,013	0,030	0,040	0,033	0,028	0,029	0,028	0,028	0,027	0,026	0,023	0,021	0,021	0,024	0,030	0,024	0,017	0,021	0,024
GEAI	0,136	0,006	0,010	0,052	0,028	0,012	0,000	0,051	0,039	0,017	0,052	0,164	0,014	0,140	0,121	0,048	0,123	0,068	0,043	0,017	0,063	0,025	0,004	0,004	0,035
GOBGRI	0,026	0,018	0,019	0,032	0,050	0,012	0,003	0,040	0,071	0,015	0,055	0,047	0,017	0,090	0,047	0,001	0,080	0,066	0,025	0,031	0,048	0,000	0,001	0,000	0,035
GOBNOI	0,124	0,012	0,036	0,005	0,302	0,009	0,003	0,076	0,051	0,129	0,029	0,038	0,017	0,030	0,125	0,053	0,072	0,010	0,049	0,031	0,028	0,005	0,069	0,022	0,108
GRIMPE	0,045	0,008	0,032	0,006	0,071	0,005	0,017	0,054	0,017	0,039	0,021	0,043	0,016	0,072	0,020	0,004	0,090	0,002	0,001	0,013	0,013	0,013	0,006	0,005	0,020
GRIVDR	0,082	0,034	0,020	0,009	0,090	0,024	0,002	0,051	0,010	0,027	0,048	0,061	0,015	0,032	0,031	0,028	0,048	0,015	0,006	0,037	0,009	0,011	0,007	0,029	0,066
GUEPEU	0,033	0,027	0,012	0,022	0,023	0,014	0,013	0,023	0,028	0,021	0,036	0,022	0,028	0,028	0,026	0,021	0,026	0,021	0,021	0,020	0,025	0,020	0,010	0,024	0,026
HUPFAS	0,015	0,028	0,006	0,005	0,093	0,005	0,000	0,058	0,054	0,046	0,051	0,030	0,018	0,012	0,037	0,051	0,038	0,034	0,078	0,027	0,048	0,004	0,034	0,006	0,060
LOREUR	0,071	0,014	0,009	0,008	0,046	0,034	0,040	0,052	0,053	0,025	0,010	0,051	0,009	0,058	0,020	0,012	0,023	0,003	0,004	0,009	0,041	0,003	0,000	0,006	0,025
MERLN	0,129	0,040	0,001	0,023	0,054	0,042	0,004	0,073	0,020	0,099	0,005	0,035	0,108	0,055	0,073	0,067	0,039	0,039	0,028	0,002	0,086	0,042	0,036	0,047	0,006
MESBLE	0,079	0,025	0,011	0,022	0,054	0,000	0,017	0,035	0,039	0,043	0,003	0,031	0,032	0,012	0,031	0,022	0,002	0,006	0,010	0,004	0,017	0,026	0,003	0,010	0,073
MESCHA	0,019	0,097	0,053	0,018	0,011	0,024	0,008	0,103	0,044	0,020	0,021	0,005	0,072	0,069	0,017	0,003	0,016	0,001	0,006	0,008	0,025	0,028	0,004	0,033	0,042
MESNOI	0,045	0,048	0,018	0,001	0,053	0,020	0,000	0,001	0,049	0,090	0,019	0,055	0,055	0,057	0,068	0,035	0,029	0,032	0,009	0,043	0,001	0,004	0,005	0,039	0,054
PICLEV	0,019	0,064	0,020	0,011	0,079	0,021	0,041	0,034	0,020	0,016	0,006	0,036	0,046	0,027	0,024	0,018	0,019	0,026	0,004	0,029	0,003	0,007	0,002	0,015	0,036
PIGRAM	0,134	0,051	0,024	0,023	0,022	0,003	0,010	0,011	0,004	0,022	0,058	0,037	0,031	0,066	0,046	0,006	0,014	0,016	0,018	0,063	0,036	0,030	0,001	0,013	0,027
PINARB	0,016	0,015	0,028	0,002	0,019	0,003	0,001	0,019	0,020	0,047	0,036	0,025	0,006	0,078	0,025	0,030	0,011	0,001	0,005	0,042	0,100	0,032	0,013	0,007	0,005
POUBON	0,027	0,013	0,043	0,008	0,078	0,006	0,001	0,180	0,029	0,040	0,026	0,107	0,028	0,028	0,033	0,101	0,040	0,056	0,050	0,044	0,027	0,004	0,074	0,001	0,054
ROITRB	0,022	0,006	0,001	0,005	0,014	0,017	0,000	0,051	0,011	0,001	0,046	0,017	0,014	0,053	0,020	0,045	0,036	0,049	0,029	0,019	0,022	0,002	0,006	0,006	0,031
ROLEUR	0,021	0,011	0,018	0,011	0,024	0,010	0,044	0,028	0,027	0,079	0,047	0,024	0,009	0,007	0,012	0,004	0,029	0,008	0,027	0,027	0,053	0,036	0,001	0,035	0,015
ROUFRB	0,078	0,045	0,037	0,002	0,122	0,083	0,002	0,078	0,117	0,031	0,028	0,046	0,030	0,004	0,089	0,048	0,005	0,015	0,076	0,012	0,049	0,012	0,000	0,046	0,048
ROUGOR	0,048	0,004	0,025	0,031	0,089	0,044	0,019	0,078	0,050	0,027	0,090	0,035	0,030	0,004	0,071	0,051	0,074	0,004	0,058	0,070	0,009	0,070	0,007	0,046	0,021
RUBMOU	0,016	0,025	0,033	0,022	0,030	0,021	0,014	0,023	0,040	0,031	0,025	0,034	0,030	0,026	0,026	0,021	0,030	0,021	0,018	0,021	0,024	0,021	0,010	0,021	0,038
SERSIN	0,051	0,014	0,002	0,010	0,021	0,050	0,000	0,138	0,014	0,023	0,036	0,095	0,018	0,117	0,019	0,054	0,016	0,021	0,029	0,024	0,007	0,007	0,016	0,044	0,003
TOURBOI	0,016	0,025	0,026	0,022	0,030	0,034	0,014	0,030	0,022	0,031	0,022	0,022	0,023	0,026	0,026	0,021	0,026	0,021	0,018	0,020	0,030	0,020	0,017	0,019	0,038
TROGLO	0,104	0,110	0,013	0,056	0,194	0,066	0,068	0,063	0,003	0,010	0,028	0,011	0,094	0,030	0,090	0,035	0,044	0,024	0,011	0,012	0,037	0,034	0,000	0,004	0,006
H(E-L) Moyenne	0,051	0,030	0,021	0,018	0,061	0,022	0,013	0,052	0,034	0,037	0,033	0,043	0,031	0,044	0,043	0,031	0,037	0,023	0,025	0,026	0,033	0,020	0,014	0,020	0,034

Annexe 9 : Matrice de corrélation (coefficients de Spearman)

Belezma

	DIMARBMoy	DIMARBEty	HTARBMoy	HTARBEty	HTARBCV	SUHOPTot	SUHOPMoy	SUHOPEty	SUHOPCV	VOHOPTot	VOHOPMoy	GTot	GMoy	GEty	VTot	VMoy
DIMARBEty	,859*															
HTHOPMoy		,931*														
HTHOPEty			,847*													
HTHOPCV				,827*												
SUHOPMoy	,898*															
VOHOPTot						,889*										
VOHOPMoy	,855*						,936*			,815*						
VOHOPEty								,876*			,845*					
VOHOPCV									,848*							
GTot	,859*	,818*				,815*										
GMoy	,987*	,920*					,897*				,849*	,879*				
GEty	,872*	,980*					,805*					,833*	,927*			
VTot												,893*				
VMoy	,898*											,849*	,888*	,803*	,918*	
VEty	,805*											,828*	,822*	,818*	,903*	,943*

Chr ea

	DISARBMoy	DIMARBMoy	DIMARBEty	DIMARBCV	HTARBMoy	HTHOPMoy	SUHOPTot	SUHOPMoy	SUHOPEty	VOHOPTot	VOHOPMoy	VOHOPEty	GTot	GMoy	GEty	GCV	VTot	VMoy
DISARBEty	,815**																	
DISARBCV																		
DIMARBMoy	,813**																	
DIMARBEty		,887**																
HTFUTMoy				,873**														
SUHOPMoy	,858**	,819**																
SUHOPEty	,802**	,833**	,867**					,893**										
SUHOPCV																		
VOHOPTot					,804**	,851**												
VOHOPMoy	,812**						,958**	,857**	,814**									
VOHOPEty							,879**	,925**		,914**								
VOHOPCV																		
GTot		,855**																
GMoy	,805**	,994**	,919**				,823**	,856**		,812**	,864**							
GEty		,925**	,980**					,882**		,830**	,819**	,951**						
GCV				,883**														
VTot												,865**						
VMoy		,904**										,905**	,898**	,840**		,860**		
VEty		,885**	,842**									,848**	,897**	,883**			,952**	
VCV																,819**		

Djurdjura

	CAVT	DISARBMoy	DIMARBMoy	DIMARBEty	DIMARBCV	HTARBMoy	HTARBEty	HTFUTMoy	SUHOPTot	SUHOPMoy	SUHOPeTy	SUHOPCV	VOHOPTot	VOHOPMoy	GTot	GMoy	GEty	GCV	VTot	VMoy
DISARBEty		.803**																		
DIMARBMoy	.809**	.837**																		
DIMARBEty	.812**	.852**																		
HTARBCV							.813**													
HTFUTEty								.876**												
HTHOPMoy						.844**														
HTHOPEty							.884**													
SUHOPMoy	.802**	.839**	.866**	.807**																
SUHOPeTy				.820**						.894**										
VOHOPTot								.944**	.807**											
VOHOPMoy			.814**					.825**	.951**	.862**			.901**							
VOHOPEty								.859**	.918**				.873**	.925**						
VOHOPCV											.923**									
GTot		.906**	.875**																	
GMoy	.844**	.857**	.978**	.932**					.874**				.818**	.927**						
GEty			.825**	.979**									.873**	.907**						
GCV					.876**															
VTot													.932**	.810**						
VMoy			.913**	.878**					.812**				.930**	.931**	.872**				.934**	
VEty				.909**									.874**	.863**	.924**				.894**	.936**
VCV					.847**													.868**		

Khenchla

	DISARBMoy	DIMARBMoy	DIMARBEty	DIMARBCV	HTARBMoy	HTARBEty	HTFUTMoy	SUHOPMoy	SUHOPeTy	SUHOPCV	VOHOPMoy	GTot	GMoy	GCV	VTot	VMoy
DISARBEty	.823**															
DIMARBMoy	.806**															
HTARBCV						.876**										
HTFUTMoy					.837**											
SUHOPMoy		.878**														
VOHOPEty								.860**			.813**					
VOHOPCV									.832**							
GTot		.861**														
GMoy		.971**					.858**					.923**				
GEty			.837**													
GCV				.924**												
VTot		.830**					.903**	.810**				.860**	.849**			
VMoy		.877**					.896**	.840**				.857**	.890**		.984**	
VEty															.918**	.902**
VCV				.849**										.878**		

Théniet El Had

	DIMARBMoy	DIMARBEty	DIMARBCV	HTARBEty	SUHOPTot	SUHOPMoy	SUHOPEty	VOHOPTot	VOHOPMoy	GTot	GMoy	GCV	VTot
HTARBCV			,888**										
SUHOPMoy					,873**								
SUHOPEty						,847**							
VOHOPTot					,864**	,866**	,815**						
VOHOPMoy						,872**	,853**	,927**					
VOHOPEty						,800**	,902**	,870**	,936**				
GTot	,808**												
GMoy	,971**									,812**			
GEty		,854**											
GCV			,936**										
VTot										,801**			
VMoy	,811**										,822**		,894**
VCV												,809**	