

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA

FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

THÈSE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT ES SCIENCE

Spécialité: Biologie Animale

THEME

**Etude du stress éco-physiologique par la pollution métallique
chez la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus ultramarinus*) :
recherche d'un gradient de contamination en fonction du degré
d'urbanisation du milieu.**

Présentée Par : Zahra BENYACOUB-BRAHMIA

Devant le Jury:

M ^{ed} El-Hedi KHEBBEB	Professeur	Président	Université Badji Mokhtar - Annaba
Slim BENYACOUB	Professeur	Directeur de thèse	Université Badji Mokhtar - Annaba
Patrick GIRAUDOUX	Professeur	Co Directeur de thèse	Université Franche Comté - Besançon
Mourad BENSOUILAH	Professeur	Examineur	Université Badji Mokhtar - Annaba
Ghania CHALABI	M. C. A	Examinatrice	Université Chadli Benjedid -Tarf
Abdelkrim SI BACHIR	Professeur	Examineur	Université Univ Hadj Lakhdar - Batna

Année Universitaire 2015-2016



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE



MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA

FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

THÈSE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT ES SCIENCE

Spécialité: Biologie Animale

THEME

**Etude du stress éco-physiologique par la pollution métallique
chez la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus ultramarinus*) :
recherche d'un gradient de contamination en fonction du degré
d'urbanisation du milieu**

Présentée Par : Zahra BENYACOUB-BRAHMIA

Devant le Jury:

M ^{ed} El-Hedi KHEBBEB	Professeur	Président	Université Badji Mokhtar-Annaba
Slim BENYACOUB	Professeur	Directeur de thèse	Université Badji Mokhtar-Annaba
Patrick GIRAUDOUX	Professeur	Co Directeur de thèse	Université Franche Comté-Besançon
Mourad BENSOUILAH	Professeur	Examineur	Université Badji Mokhtar-Annaba
Ghania CHALABI	M. C. A	Examinatrice	Université d'El-Tarf
Abdelkrim SI BACHIR	Professeur	Examineur	Université de Batna

Avant-propos

Financement de la thèse et collaborations



Université Badji M. ANNABA - BP 12 - 23000 ANNABA
Station Biologique El-Mellah
Tél: 030 82 11 14 - 038 87 54 00 fax: 038 87 54 00
mail: www.univ-annaba.net

LABORATOIRE D'ÉCOLOGIE DES SYSTÈMES TERRESTRES ET AQUATIQUES



&



Comité Mixte d'Évaluation et de Prospective
de coopération interuniversitaire Franco-algérienne

*Le fonctionnement des travaux menés durant la thèse a été assuré par le programme « **Écologie des populations et communautés, transferts, effet des contaminants et évaluation des risques environnementaux (E.P.C)** ». Ce programme était co-financé par le contrat C.M.E.P N° 04 MDU 632 de Comité Mixte Franco-Algérien.*

Cette thèse s'est déroulée en collaboration avec le laboratoire « Écologie des systèmes aquatiques et terrestres » EcoStAsq de l'université Badji Mokhtar de Annaba et le laboratoire d'accueil le « Laboratoire Chrono-Environnement (LCE) anciennement « laboratoire de biologie environnemental » (LBE) de l'université Franche Comté de Besançon.

LA MESANGE BLEUE



*Facétieuse et agile, une boule de plumes
Semble tomber du ciel sur l'herbe du jardin.
Reflets jaunes et bleus illuminant la brume,
Elle part et revient, toujours pleine d'entrain.
Ses petits yeux de jais pétillent de malice,
Visant avidement un tas de tournesol.
Elle attend patiemment l'instant le plus propice
Pour saisir une graine en effleurant le sol.
Et s'installant alors sur une branche basse,
Elle cherche à briser l'objet de son désir
En tapant vivement la coquille tenace
Qui cédant à l'assaut, consent à s'entrouvrir.
A la belle saison, se regroupant par couples,
Ils construisent en chœur un joli nid d'amour.
Et là pour leurs petits, à en perdre le souffle,
Sans trêve ils chasseront jusqu'à la fin du jour.*

Nicole Bouglouan, 2001

RESUMES

« Dans son important ouvrage, Darwinism Today (1907), Kellogg écrivait : "Nous sommes ignorants, terriblement, immensément ignorants. Et notre travail est d'apprendre. D'observer, d'expérimenter, de classer et de comparer, d'induire et de déduire. La biologie n'a jamais été un champ promettant aussi clairement du travail passionnant, porteur de joie et d'espoir. »

*La foire aux dinosaures
de Stephen Jay Gould*

L'hypothèse d'une contamination différentielle par les éléments trace métalliques (ETM), selon un degré d'artificialisation du milieu, d'un modèle biologique : la Mésange bleue ; nous a conduit à effectuer des mesures sur différentes variables de ses traits d'histoire de vie (THV). La reproduction, la morphométrie des femelles adultes, des œufs, des pulli ; soit une cinquantaine de variables ont fait l'objet de mesures précises et nombreuses sur 4 années d'étude (2005-2006-2007-2008), dans un habitat urbain (Annaba), un habitat périurbain (El-Hadjar) et un habitat forestier témoin (Parc National El-Kala). A cela, 48 dosages du plomb et du cadmium dans les organes et les phanères des femelles et des pulli ainsi que dans les œufs ont été effectués dans un laboratoire certifié en France. La présente étude vise à vérifier si la contamination métallique a une incidence sur la biologie de la reproduction de l'espèce, la croissance des pulli.

Les analyses statistiques ont été basées sur une approche exploratoire des données par analyse en composantes principales des tableaux de données, puis par comparaison des données inter-habitat par analyse de la variance. Nous avons par la suite opéré par corrélation entre les variables «THV–morphométrie » et « concentration ETM » pour vérifier l'impact de la contamination par les ETM.

Les mesures effectuées sur les traits d'histoire de vie, date de ponte, grandeur de ponte, nombre de pulli envolés, succès de la reproduction, morphométrie des femelles, des œufs et des pulli font apparaître des différences significatives inter-habitat, pour plusieurs variables. D'une manière générale nous observons une qualité de la reproduction meilleure en habitat forestier, qu'en habitat périurbain et urbain. L'habitat urbain étant entaché des performances les plus faibles tant dans les variables de reproduction que dans la morphométrie des femelles et des pulli qui semblent en moins bonne condition physiologique qu'en habitat forestier (poids-longueur des tarse plus faibles). Les dosages des ETM font ressortir que, d'une manière générale, les échantillons dosés : foie, sang, reins, rectrices, œufs, proies ; sont caractérisés par des concentrations de plomb en milieu urbain jusqu'à 5 fois supérieures qu'en milieu périurbain et jusqu'à 9 fois supérieures qu'en milieu forestier. Les dosages de cadmium, généralement sous la limite de détection, n'ont pas révélé de différences notables à l'exception d'une légère contamination des proies et du foie des pulli dans l'habitat périurbain d'El-Hadjar. Par ailleurs, le dosage des ETM dans les proies révèle sans ambiguïté une voie de contamination trophique des pulli.

L'ensemble des résultats montre que la pollution métallique, notamment celle du plomb, n'est pas sans conséquence sur la biologie générale de cette espèce, même si celle-ci dispose de puissants mécanismes physiologiques de détoxification.

Mots clefs : *Mésange Bleue, Plomb, Cadmium, Algérie, urbain, forestier.*

ABSTRACT

The hypothesis of a differential contamination by "Metallic Trace Elements" (MTE), according to the degree of urbanization, of a biological model, the Blue Tit, led us to perform measurements on different variables of its Life History Traits (LHT). Regarding reproduction, morphometrics of adult females, eggs, and nestlings, about fifty variables were the subject of numerous and precise measurements over a four year study period (2005-2008), in an urban habitat (Annaba), a suburban habitat (El-Hadjar), and a forest habitat (El-Kala National Park). For this purpose, 48 determinations of lead and cadmium in the organs and feathers of females and nestlings, as well as in eggs, were performed in a certified laboratory in France. This study aims to verify if the metal contamination has an effect on the reproductive biology of the species and the growth of the nestlings.

The statistical analyzes were based on an exploratory approach of data by principal component analysis of data tables, and then by comparing the inter-habitat data by variance analysis. We subsequently operated by correlation between the variables "LHT-morphometric" and "MTE concentration» to check the impact of contamination by MTE.

Measurements of Life History Traits - laying date, egg size, number of nestlings living the nest, reproductive success, morphometric of females, eggs and nestlings - reveal significant inter-habitat differences for several variables. In general, we observe a better quality of reproduction in forest habitat than in suburban and urban habitat, the urban habitat being marred by the weakest performance in both reproduction morphometric variables of females and nestlings which seem in poorer physiological condition than in forest habitat (lower tarsus weight-length). Dosages of MTE highlight that, in general, the samples weighed - liver, blood, kidneys, feathers, eggs, prey - are characterized by concentrations of lead up to 5 times higher in the suburban environment and up to 9 times higher in the urban environment than in the forest environment. Cadmium dosages, generally below the detection limit, have not revealed significant differences with the exception of a slight contamination of prey and liver of nestlings in the suburban habitat of El-Hadjar. Furthermore, the dosage of MTE in prey reveals a clear way of trophic contamination in the nestlings.

LISTE DES TABLEAUX

TITRE DU TABLEAU	PAGE
<i>Tableau 1: Changements de noms scientifiques chez les Mésanges.</i>	17
<i>Tableau 02: Stades de construction du nid de la Mésange bleue (Perret, 2004).</i>	39
<i>Tableau 03: Caractéristiques des pulli de la Mésange bleue selon leur âge.</i>	45
<i>Tableau 04: Caractéristiques physico- chimiques du Cadmium (Lide, 1999).</i>	50
<i>Tableau 05: Caractéristiques physico- chimiques du Plomb.</i>	52
<i>Tableau 06: Taux d'occupation des nichoirs dans les trois habitats.</i>	57
<i>Tableau 07: Moyennes des durées de construction des nids dans les trois habitats.</i>	57
<i>Tableau 08 : Moyennes des hauteurs des nids dans les trois habitats.</i>	58
<i>Tableau 09: Poids moyens (gr) des différents matériaux de construction des nids de la Mésange bleue dans les trois habitats.</i>	59
<i>Tableau 10: Valeurs propres et pourcentages de la variance extraite des principaux axes factoriel de l'ACP.</i>	60
<i>Tableau 11: Date moyenne de ponte par type d'habitat.</i>	63
<i>Tableau 12: Durée d'incubation.</i>	65

Tableau 13: ANOVA des différents paramètres de la reproduction entre les trois habitats.	70
Tableau 14: Comparaison des moyennes de prédation et de vandalisme par nichées entre les trois habitats d'étude durant quatre années.	72
Tableau 15: Différences inter habitat des paramètres morphométriques de la femelle.	77
Tableau 16: Moyennes respectives des poids (PO), des volumes (VO) et des épaisseurs coquille (EC) des œufs dans les trois habitats (Annaba-El-Hadjar-El-Kala) : résultats de l'analyse de la variance.	80
Tableau 17: Analyse de la modélisation de la croissance pondérale des pulli des trois habitats, au risque 0.05.	82
Tableau 18: Valeurs moyennes des variables morphométriques des pulli prélevés âgés de 15Jours dans les habitats urbain, périurbain et forestier.	84
Tableau 19: Moyennes des poids (gr.) par âge dans les trois habitats.	86
Tableau 20: Concentration moyenne ($m \pm SD$) du plomb et du cadmium (mg/g) dans les différents tissus de la Mésange bleue, des œufs, des pulli et des proies dans les trois habitats.	89
Tableau 21 : Valeurs propres et pourcentages de la variance extraite des principaux axes factoriel de l'ACP.	90
Tableau 22 : Facteur de multiplication de la contamination au plomb ($\mu g/g$) des habitats forestier et périurbain par rapport à l'habitat urbain.	105
Tableau 23 : Corrélations de Pearson entre les traits d'histoire de vie et les contaminations au plomb et au cadmium des plumes des femelles, des œufs, des organes des pulli.	106
Tableau 24: Corrélations de Pearson entre le degré de contamination des plumes femelles avec celui des œufs.	110
Tableau 25: Corrélations de Pearson entre le degré de contamination des plumes femelles avec la morphométrie et la contamination des pulli.	113
Tableau 26: Corrélations de Pearson entre le degré de contamination des proies avec la	116

LISTE DES FIGURES

Tableau 27: <i>Date moyenne de première ponte chez la mésange bleue en zone méditerranéenne.</i>	125
Tableau 28: <i>Grandeur moyenne de ponte chez la Mésange bleue en Europe et en Afrique du Nord.</i>	128
Tableau 29: <i>Paramètres de la reproduction de la Mésange bleue en Europe et en Afrique du nord.</i>	136
Tableau 30: <i>Corrélation entre le nombre de pulli envolés, le succès à l'envol ainsi que succès de la reproduction et la contamination des proies par le plomb.</i>	137

TITRE DE LA FIGURE	PAGE
Figure 1. Aire de distribution de la Mésange bleue dans l'Ouest Paléarctique (Cramp's, 1998).	20
Figure 2 : Ponte de 8 œufs en habitat forestier dans le parc national d'El-Kala (photo Brahmia Z.)	22
Figure 03: Localisation de la région et des sites de l'étude.	24
Figure 04: Vue générale du site du cimetière chrétien d'Annaba (Photo Brahmia Z.).	27
Figure 05: Schéma d'implantation des nichoirs dans le site urbain d'Annaba.	28
Figure 06: localisation du site d'étude péri-urbain d'El-Hadjar (fond raster : image Landsat 2000).	29
Figure 07: Structure linéaire des Filao au sein des vergers en zone péri urbaine (Photo Brahmia Z.).	30
Figure 08: Vue générale des subéraies de basse altitude de djebel Feggaïa (Photo Brahmia Z.).	31
Figure 09: Ambiance générale du sous bois dans l'habitat forestier témoin (Photo Benyacoub S.).	32
Figure 10: Implantation des nichoirs dans le site d'étude forestier témoin du PNEK.	32
Figure 11: Structure d'un nichoir et pose sur le terrain.	28
Figure 12: Diverses étapes de construction d'un nid de Mésange bleue (Photos Brahmia Z.).	39
Figure 13 : Diverses étapes du suivi d'une ponte jusqu'à l'envol.	41
Figure 14: Illustration de quelques exemples de mortalité des œufs et pulli au nid.	42
Figure 15: Diverses manipulations et mesures morphométriques des femelles.	43
Figure 16: Diverses manipulations et mesures morphométriques des œufs.	43
Figure 17 : baguage des pulli.	46

Figure 18: De haut en bas et de gauche à droite, divers stades de croissance des pulli.	47
Figure 19: Diverses techniques de mesures biométriques chez le pullus de Mésange bleue.	48
Figure 20: Différences de hauteurs moyennes des nids.	58
Figure 21: Différence des matériaux de construction des nids dans les trois habitats.	59
Figure 22: Plan factoriel 1-2 du nuage de point de l'ACP.	61
Figure 23: Répartition mensuelle des dates de ponte dans les trois habitats.	63
Figure 24 : Résultat de l'ANOVA inter-habitat de la date de ponte.	64
Figure 25 : Fréquence des grandeurs de ponte dans les trois habitats.	64
Figure 26 : Variation géographique de la grandeur de ponte entre les trois habitats.	65
Figure 27: Résultat de l'ANOVA inter-habitat de la grandeur de ponte.	65
Figure 28 : Variation géographique de la durée d'incubation entre les trois habitats.	66
Figure 29: Résultat de l'ANOVA inter-habitat de la durée d'incubation.	66
Figure 30 : Eclosion en cours dans l'habitat forestier (Photo Benyacoub S.).	66
Figure 31: Résultat de l'ANOVA inter-habitat du nombre d'éclosion.	67
Figure 32 : Variation géographique du nombre d'éclosions entre les trois habitats.	67
Figure 33 : Pulli à l'envol imminent en habitat forestier (Photo Benyacoub S.).	68
Figure 34: Résultat de l'ANOVA inter-habitat du nombre de pulli envolés.	68
Figure 35: Variation géographique du nombre de pulli envolés entre les trois habitats.	68
Figure 36: Résultat de l'ANOVA inter-habitats du succès de la reproduction.	69
Figure 37 : Variation géographique du succès de la reproduction entre les trois habitats.	69
Figure 38: Prédation de la femelle au nid. Les œufs sont détruits ou déplacés et le nid déstructuré.	71
Figure 39: Pression de vandalisme et de prédation des nichées dans les trois habitats d'étude.	71
Figure 40 : La prédation à divers stades de reproduction chez la Mésange bleue. (Photos Brahmia Z. et Benyacoub S.).	73 74
Figure 41 : Quelques prédateurs de la Mésange bleue. (Photos Brahmia Z. et Benyacoub S.).	75
Figure 42 : Différence inter-habitat des poids et des longueurs des ailes droite et gauche des femelles.	76
Figure 43 : Variation géographique du poids des femelles reproductrices entre les trois habitats.	76
Figure 44 : Différence inter-habitat des longueurs des tarses droit et gauche des femelles.	76
Figure 45: Variation géographique de la longueur du tarse droit des femelles reproductrices entre les trois habitats.	77
Figure 46 : Variation géographique de la longueur du tarse gauche des femelles reproductrices entre les trois habitats.	77
Figure 47: Dimensions des œufs dans les trois habitats d'étude.	79

Figure 48 : Variation géographique du poids des œufs entre les trois habitats.	79
Figure 49 : Variation géographique du volume des œufs entre les trois habitats.	80
Figure 50 : Variation géographique de l'épaisseur de la coquille entre les trois habitats.	80
Figure 51 : Courbes de modèles de croissance pondérale des pulli avant l'envol dans les trois habitats.	81
Figure 52 : Croissance pondérale comparée entre habitat forestier (Boumalek) et habitat urbain(Annaba).	82
Figure 53 : poids et tarse des pulli âgés de 15 jours dans les trois habitats.	83
Figure 54 : Variation géographique de la longueur du tarse droit des pulli entre les trois habitats.	85
Figure 55 : Variation géographique de la longueur du tarse gauche des pulli entre les trois habitats.	85
Figure 56 : Variation géographique du poids des pulli entre les trois habitats.	85
Figure 57 : Plan factoriel 1-2 du nuage de point de l'ACP.	91
Figure 58 : Variation géographique de la concentration du plomb dans les retrices.des femelles entre les trois habitats.	92
Figure 59 : Variation géographique de la concentration du plomb dans le premier œuf pondu entre les trois habitats.	93
Figure 60 : Variation géographique de la concentration du plomb dans la coquille des œufs entre les trois habitats.	94
Figure 61 : Variation géographique de la concentration du plomb dans le sang des pulli entre les trois habitats.	95
Figure 62 : Variation géographique de la concentration du plomb dans le foie des pulli entre les trois habitats.	96
Figure 63 : Variation géographique de la concentration du plomb dans les reins des pulli entre les trois habitats.	97
Figure 64 : Variation géographique de la concentration du plomb dans les proies entre les trois habitats.	98
Figure 65 : Variation géographique de la concentration du cadmium dans les œufs entre les trois habitats.	99
Figure 66 : Variation géographique de la concentration du cadmium dans le sang des pulli à J15 entre les trois habitats.	101
Figure 67 : Diverses concentrations du plomb dans les tissus biologiques analysés dans les habitats urbain, périurbain et forestier.	104
Figure 68 : Droite de régression de la contamination des œufs par le plomb en fonction de la date de ponte.	108
Figure 69 : Droite de régression de la contamination du sang des pulli par le plomb en fonction de la date de ponte.	108

Figure 70 : Droite de régression de la contamination des reins des pulli par le plomb en fonction de la grandeur de ponte.	109
Figure 71 : Droite de régression de l'épaisseur de la coquille des œufs (EC) en fonction du degré de contamination des plumes de la femelle par le plomb (PbPF).	111
Figure 72 : Droite de régression du degré de contamination de la coquille des œufs (PbC) en fonction du degré de contamination des plumes de la femelle par le plomb (PbPF).	112
Figure 73 : Droite de régression du degré de contamination des œufs par le plomb (PbC) en fonction du degré de contamination des plumes de la femelle par le plomb (PbPF).	112
Figure 74 : Droite de régression du degré de contamination des reins des pulli par le plomb (PbRP) en fonction de la longueur du tarse gauche de la femelle (TDF).	114
Figure 75 : Droite de régression du degré de contamination des reins des pulli par le plomb (PbRP) en fonction de la longueur du tarse droit de la femelle (TDF).	115
Figure 76 : Droite de régression du degré de contamination du foie des pulli par le plomb (PbFP) en fonction de la contamination des plumes des femelles (PbPF).	115
Figure 77 : Changement dans la structure des communautés d'oiseaux le long d'un gradient d'habitat (Marzluf et al. 2005).	118

LISTE DES ABREVIATIONS

CAF : Commission de l'Avifaune Française
Cd : Cadmium
CdO : Cadmium dans les œufs
CdSP: cadmium dans le sang des pulli
Cu : Cuivre
DP : Date de ponte
EC : Epaisseur des coquilles
ETM : Eléments traces métalliques
gr : gramme
GP : Grandeur de ponte
Hg: Mercure
HLM : Habitations à loyers modérés
I : Durée d'incubation
INRS : Institut National de la Recherche Scientifique
Maxi : Maximale
Mini : Minimale
N² : Azote atmosphérique
NE : Nombre d'éclosion
Nenv : Nombre de pulli envolés
OMS: Organisation mondiale de la santé

ONS : Office National des statistiques

P : degré de signification de r (Coefficient de corrélation de Spearman).

Pb: Plomb

PbC: Plomb dans les coquilles

PbC: Plomb dans les coquilles

PbFP: Plomb dans le foie des pulli

PbO: Plomb dans les œufs

CdO: Plomb dans les œufs

PbP: Plomb dans les proies

PbPF: Plomb dans les plumes des femelles

PbPP: Plomb dans les plumes des pulli

PbRP: Plomb dans les reins des pulli

PbSP: Plomb dans le sang des pulli

PNEK: Parc National d'El-Kala

PO : Poids des œufs

PP:Poids des pulli

RNE: l'Etat et l'Avenir de l'Environnement

Se : Sélénium

SE : Succès à l'éclosion

Senv : Succès à l'envol

SR : Succès de la reproduction

TDF : Longueur des tarsi droits des femelles

TDP: Longueur des tarsi droits des pulli

TGF : Longueur des tarsi gauches des femelles

TGP: Longueur des tarsi gauches des pulli

THV : Traits d'histoire de vie

µg : Microgramme

Zn : Zinc

SOMMAIRE

LA MESANGE

Une mésange tellement bleue
Qu'on la dirait peinte de ciel.
Du noir tout autour de ses yeux,
De l'azur jusqu'au bout des ailes,

Elle vient parfois quémander
Quelques graines et des miettes ;
Son jabot jaune est tout gonflé
Sous les angles vifs de sa tête.

Quelquefois elle zinzinule
Au fond du jardin endormi.
Une cigale qui stridule
Chantant en do, en ré, en mi

ANONYME

SOMMAIR

RESUME	I
ABSTRACT	II
.....	III
REMERCIEMENTS	IV
LISTE DES TABLEAUX	VIII
LISTE DES FIGURES	X
LISTE DES ABREVIATIONS	XIV
SOMMAIRE	XV
I. INTRODUCTION	01
II. MATERIEL ET METHODES	16

II.1. LE MODELE BIOLOGIQUE : La Mésange bleue (<i>Cyanistes caeruleus ultaramarinus</i>).....	16
II.1.1. Présentation des Mésanges.....	16
II.1.2. Limites génériques chez les Mésanges.....	16
II.1.3. Systématique de la Mésange bleue algérienne.....	18
II.1.4. Description.....	18
II.1.4.1. Longévité.....	19
II.1.4.2. Habitat.....	19
II.1.4.3. Aire de distribution de la Mésange bleue.....	19
II.1.4.4. Répartition et effectifs.....	20
II.1.4.5. Protection / Menaces.....	20
II.1.4.6. Reproduction.....	21
II.1.4.7. Régime alimentaire.....	22
II.1.4.8. Chant.....	22
II.1.4.9. Vol.....	23
II.1.4.10. Comportement.....	23
II.2. DESCRIPTION DES SITES D'ETUDE.....	24
II.2.1. Le milieu urbain la ville d'Annaba.....	25
II.2.1.1. Infrastructures économiques de la ville d'Annaba.....	25
II.2.1.1.1. Réseau routier.....	25
II.2.1.1.2. Réseau ferroviaire.....	26
II.2.1.1.3. Réseau portuaire.....	25
II.2.1.1.4. Réseau aéroportuaire	25
II.2.1.1.5. Industrie	26
II.2.1.2. Sites d'implantation des nichoirs.....	27
II.2.2. Le milieu semi-urbain la commune d'El Hadjar.....	28
1-3. Le milieu témoin forestier les subéraies de Boumalek et Feguaia.....	30
II.2.4. Climatologie générale des trois sites d'étude.....	33
II.2.4.1. Climat	33
II.2.4.2. Température.....	33
II.2.4.3. Humidité de l'air.....	33
II.2.4.4. Vents.....	33
II.2.4.5. Pluviosité.....	34
II.3. INTRODUCTION Traits d'histoire de vie.....	35
II.3.1. Trait d'histoire de vie et contraintes environnementales.....	36
II.3.2. ETUDE DE LA REPRODUCTION.....	37
II.3.2.1. Mise en place des nichoirs.....	37
II.3.2.2. Suivi de la construction des nids.....	38
II.3.2.2.1. Stade et durée de la construction.....	38

II.3.2.2.2. Matériaux de construction.....	39
II.3.2.3. Suivi des traits d'histoire de vie des populations de Mésange bleue dans les trois sites.	40
II.3.2.3.1. Date de ponte (DP).....	40
II.3.2.3.2. Grandeur de ponte (GP).....	40
II.3.2.3.3. Période de ponte(PP).....	40
II.3.2.3.4. Nombre d'éclosion (NE).....	40
II.3.2.3.5. Succès à l'envol (SE).....	40
II.3.2.3.6. Succès de la reproduction (SR).....	40
II.3.2.3.7. Durée d'incubation (DI).....	41
II.3.2.3.8. Taux de prédation et de vandalisme.....	41
II.3.2.4. ETUDE MORPHOMETRIQUE.....	42
II.3.2.4.1. Morphométrie des femelles.....	42
II.3.2.4.2. Morphométrie des œufs.....	43
II.3.2.4.3. Morphométrie des pulli.....	44
II.3.2.4.3.1. Détermination de l'âge des pulli.....	45
II.3.2.4.3.2. Suivi de la croissance pondérale de pulli.....	46
II.3.2.4. Collecte des proies.....	49
II.4. INTRODUCTION Quelques généralités sur le cadmium et le plomb.....	50
II.4.1. GENERALITES SUR LE CADMIUM (Cd).....	50
II.4.1.1. Origine et distribution.....	50
II.4.1.2. Utilisation du Cadmium.....	51
II.4.2. GENERALITES SUR LE PLOMB.....	51
II.4.2.1. Origine et distribution.....	52
II.4.2.2. Utilisation.....	52
II.4.3. Utilisation des plumes.....	53
II.4.4. Utilisation des œufs.....	53
II.4.5. ETUDE DE LA CONTAMINATION DE LA MESANGE BLEUE PAR LE PLOMB ET LE CADMIUM.....	54
II.4.5.1. Préparation et analyse des échantillons.....	54
III. RESULTATS.....	56
PREMIERE PARTIE : COMPARAISON DES TRAITS D'HISTOIRE DE VIE DE LA MESANGE BLEUE ENTRE L'HABITAT URBAIN, L'HABITAT PERIURBAIN ET L'HABITAT FORESTIER TEMOIN.....	56
III.1. PARAMETRES DE LA REPRODUCTION DE LA MESANGE BLEUE.....	56

III.1.1. Taux d'occupation des nichoirs.....	56
III.1.2. Caractéristiques des nids.....	57
III.1.2.1. Hauteur et durée de construction des nids.....	57
III.1.2.2. Matériaux de construction des nids et habitats.....	58
III.1.3. Variables de la reproduction.....	59
III.1.3.1. Date et période de ponte.....	61
III.1.3.1.1. Habitat urbain.....	62
III.1.3.1.2. Habitat périurbain.....	62
III.1.3.1.3. Habitat forestier témoin.....	62
III.1.3.2. Grandeur de ponte.....	64
III.1.3.3. Durée de l'incubation.....	65
III.1.3.4. Nombre d'éclosion et succès d'éclosion.....	66
III.1.3.5. Nombre de pullis envolés et Succès à l'envol.....	67
III.1.3.6. Succès de la reproduction.....	69
III.1.3.7. Taux de prédation.....	71

DEUXIEME PARTIE : COMPARAISON DES CARACTRISTIQUES MORPHOLOGIQUES DE LA MESANGE BLEUE (FEMELLES, ŒUFS, PULLI) ENTRE L'HABITAT URBAIN, L'HABITAT PERIURBAIN ET L'HABITAT FORESTIER TEMOIN.....	75
---	-----------

III.2. PARAMETRES MORPHOMETRIQUE DES FEMELLES, DES ŒUFS ET DES PULLI.....	75
III.2.1. Morphométrie de la femelle.....	75
III.2.2. PARAMETRES MORPHOMETRIQUES DES ŒUFS.....	78
III.2.3. PARAMETRES MORPHOMETRIQUES DES PULLI	81
III.2.3.1. Modélisation de la croissance.....	81
III.2.3.2. Croissance pondérale comparée entre habitat forestier et habitat urbain.....	82
III.2.3.3. Paramètres morphométriques des pulli prélevés.....	83
III.2.3.4. Poids des pulli à différents âges dans les trois habitats.....	86
III.2.3.4.1. Différences de poids à J0.....	87
III.2.3.4.2. Différences de poids à J6.....	87
III.2.3.4.3. Différences de poids à J9.....	87
III.2.3.4.4. Différences de poids à J15.....	88

TROIXIEME PARTIE : ANALYSE DE LA CONTAMINATION PAR LE PLOMB ET LE CADMIUM DANS LES TROIS HABITATS.....	89
III.3. Analyse de la contamination par le plomb et le cadmium dans les trois habitats.....	90
III.3.1. Concentration du plomb et du cadmium dans les différents tissus de la Mésange bleue.....	90
III.3.1.1. Différence de contamination par le plomb dans les trois habitats.....	91
III.3.1.1.1. Différence de contamination par le plomb des retrices des femelles (PbPF).....	91

III.3.1.1.2. Différence de contamination par le plomb du contenu du premier œuf pondu (PbO).....	92
III.3.1.1.3. Différence de contamination par le plomb de la coquille (PbC).....	93
III.3.1.1.4. Différence de contamination par le plomb des retrices des pulli de 15 jours (PbPP).....	94
III.3.1.1.5. Différence de contamination par le plomb du sang des pulli de 15 jours (PbSP).....	95
III.3.1.1.6. Différence de contamination par le plomb du foie des pulli de 15 jours (PbFP).....	96
III.3.1.1.7. Différence de contamination par le plomb des reins des pulli de 15 jours (PbRP).....	97
III.3.1.1.8. Différence de contamination par le plomb des proies (PBP).....	98
III.3.1.2. Différences de contamination par le Cadmium dans les trois habitats.....	98
III.3.1.2.1. Différence de contamination par le cadmium des retrices des femelles (CdPF).....	99
III.3.1.2.2. Différence de contamination par le cadmium du contenu du premier œuf pondu (CdO).....	99
III.3.1.2.3. Différence de contamination par le cadmium de la coquille (CdC).....	100
III.3.1.2.4. Différence de contamination par le cadmium des retrices des pulli de 15 jours (CdPP).....	101
III.3.1.2.5. Différence de contamination par le cadmium du sang des pulli de 15 jours (CdSP).....	101
III.3.1.2.6. Différence de contamination par le cadmium du foie des pulli de 15 jours (CdFP).....	102
III.3.1.2.7. Différence de contamination par le cadmium des reins des pulli de 15 jours (CdRP).....	102
III.3.1.2.8. Différence de contamination par le cadmium des proies (CdP).....	103
QUATRIEME PARTIE : CORRELATIONS DES CONCENTRATIONS DES ETM AVEC LES THV, LA MORPHOMETRIE DES FEMELLES, DES ŒUFS ET DES PULLI.....	106
III. 4. 1. Corrélations des concentrations de plomb dans les tissus biologiques et plumes avec les traits d’histoire de vie.....	106
III. 4. 1.1. Corrélations des concentrations de plomb dans les tissus biologiques avec la date de ponte.....	107
III. 4. 1.1.1. Corrélations des concentrations du plomb dans les œufs avec la date de ponte...	107
III. 4. 1.1.2. Corrélations des concentrations du plomb dans le sang des pulli avec la date de ponte.....	108

III. 4. 1.2. Corrélations des concentrations du plomb dans les reins des pulli avec la grandeur de ponte.....	109
III. 4. 2. Corrélations des concentrations de plomb dans les plumes femelles avec les œufs avec leurs morphométries.....	109
III.4. 2.1. Corrélations des concentrations de plomb dans les plumes femelles avec la l'épaisseur des coquilles.....	110
III.4.2.2. Corrélations des concentrations de plomb dans les plumes femelles avec la concentration de plomb dans les coquilles.....	111
III.4.2.3. Corrélations des concentrations de plomb dans les plumes femelles avec la concentration de plomb dans les œufs	112
III. 4. 3. Corrélations des concentrations de plomb dans les organes des pulli et plumes femelles avec la morphométrie des pulli et des femelles.....	112
III. 4. 3.1. Corrélations de la longueur des tarse droits et gauches des femelles avec les concentrations de plomb dans les reins des pulli.....	113
III. 4. 3.2. Corrélations des concentrations de plomb dans les plumes femelles avec concentrations de plomb dans le foie des pulli	114
III. 4. 4. Corrélation entre la contamination des proies par le plomb avec la contamination et la morphométrie des pulli.....	115
DISCUSSION	117
CONCLUSION	141
BIBLIOGRAPHIE	145
ANNEXE	171

INTRODUCTION

« Il est certain que la science n'est pas exempte de tout reproche. Nous avons persécuté les dissidents, instauré un catéchisme et essayé d'exercer notre autorité dans le domaine de la morale, où elle ne peut se justifier. Pourtant, sans la science et le rationalisme, maintenus dans leur domaine, jamais les problèmes qui se posent à nous ne pourront être résolus. »

*Darwin et les grandes énigmes de la vie de
Stephen Jay Gould*

INTRODUCTION GENERALE

Les écosystèmes naturels sont des systèmes largement ouverts. Ils sont de ce fait, dans leur grande majorité, soumis à d'incessants facteurs de perturbation qui les affectent à

des degrés divers. Les plus vulnérables sont les écosystèmes terrestres, puisqu'ils sont soumis aux aléas du climat et des mouvements telluriques. Ces aléas peuvent provoquer des perturbations de type catastrophique qui impriment un modelé radicalement différent aux paysages. Ces perturbations peuvent affecter l'ensemble ou une partie des différents compartiments (communautés, peuplements, populations...) des écosystèmes et, selon leur intensité, être suivi ou non d'un processus de résilience, à moyen ou long terme.

A ce titre rappelons, à la suite de Boudouresque et al. 2009, «qu'une perturbation est le résultat d'une déviation imprédictible et de courte durée d'un paramètre physico-chimique, éventuellement biologique, d'une amplitude telle qu'elle est supérieure à l'inertie d'une ou de plusieurs espèces-clé, ou d'une guildes, ou d'un compartiment fonctionnel. Ces perturbations constituent donc des événements discrets dans le temps, souvent imprévisibles, agissant à toutes les échelles d'espace et affectant une majorité d'écosystèmes terrestres (Pickett et al. 1999; White et Jentsch, 2001) ou altérant dans le temps et dans l'espace les relations entre les organismes vivants et leurs habitats (Wali, 1987)». Quand il s'agit des actions anthropiques, le caractère imprévisible de la perturbation peut être compris ici comme «effets et manifestation de la perturbation», sachant pertinemment, que l'action de l'Homme est par définition «perturbante».

Après le climat et les mouvements de la croûte terrestre, l'Homme est donc devenu un facteur majeur de perturbation, de modification ou de destruction des habitats naturels. Son expansion sur la planète a été rapide, globale et continue. Elle a eu pour siège les écosystèmes qui lui étaient les plus favorables: forêts de plaine, plaines alluviales, littoral marin. Cette expansion par l'urbanisation, le défrichage des forêts, l'aménagement des territoires pour l'agriculture avec la nécessaire maîtrise de l'eau, s'est accompagnée d'un formidable morcellement des forêts et la disparition de nombreux hydro systèmes.

L'Homme a modifié les habitats naturels. La surface des terres occupées par l'urbanisation et l'agriculture représente désormais plus du quart de la surface terrestre (Vitousek et al. 1997). Certains aménagements tels les barrages bouleversent aussi considérablement les écosystèmes en perturbant leur connectivité (Nilsson et al. 2005). Plus localement, l'urbanisation et les voies de communication modifient aussi les paysages: l'exemple de l'autoroute Est-Ouest traversant le Parc National d'El-Kala (PNEK) en est un exemple frappant. Les habitats sont donc affectés dans leur étendue, leur répartition et leur connectivité. Ceci a des impacts majeurs sur les communautés biologiques et le fonctionnement des écosystèmes (Fahrig, 2003). De plus l'activité qui en découle: trafic routier, installations industrielles, urbanisation...,ajoute sur le long terme, une contribution majeure et pernicieuse à la perturbation, en libérant tout un cocktail de polluants dans l'atmosphère, le sol et l'eau. Dans les pays émergents, la croissance démographique s'est accompagnée d'une croissance économique pas ou faiblement contrôlée, dont les effets

collatéraux tels que le processus d'urbanisation, est une des principales causes de changement des paysages et de perturbation de l'environnement naturel (Mills et al. 1989; Sauvajot et al. 1998; Marzluff, 2001; Milesi et al. 2003) et de la santé des Hommes.

L'Algérie ne déroge pas à cette règle. Depuis quelques années, sa volonté d'ouverture sur le marché extérieur qui s'est traduite par une densification du tissu industriel, l'inflation qui caractérise son parc automobile et l'hypertrophie de ses cités urbaines, ont eu pour conséquence une augmentation sensible des émanations de gaz industriels et automobiles dans l'atmosphère. Dans le Rapport sur «l'Etat et l'Avenir de l'Environnement» (RNE) établi en 2004 (Hueber et Kerbachi, 2004), il ressort que l'Algérie vit une crise écologique sévère : Dégradation du cadre de vie, intensification de pollutions diverses, prolifération des déchets urbains et industriels, gestion inadéquate des déchets, etc.

La forte croissance démographique de ce pays et la concentration de la population dans l'étroite bande tellienne a pour conséquence un taux d'urbanisation très fort. Le parc de véhicules automobiles qui comportait moins d'un million de véhicules dans les années 80 en compte actuellement plusieurs millions. La pollution qui peut être observée dans les zones urbaines du pays est certainement liée à la densité du trafic et à la présence de certaines industries. Les mesures réalisées dans l'agglomération d'Alger indiquent que la concentration de plomb ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) était en 1985 déjà deux fois supérieure à la valeur indicative de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Elle a évidemment, encore augmenté avec la croissance.

Durant les dernières décennies l'habitat urbain a été privilégié à l'habitat rural (5 millions d'habitants du monde rural ont rejoint la ville, surtout durant les années 90). La densification des zones urbaines et semi urbaines, le dépeuplement des zones de montagne, des zones steppiques et du Sahara, n'ont fait qu'amplifier certains phénomènes de dégradation de l'environnement naturel, tels que l'érosion des sols, la désertification et l'abandon des terres cultivées. Le taux d'urbanisation de la population continue d'augmenter à un rythme rapide. Il est passé de 49,7% en 1987 à 58,3% en 1998 et devrait évoluer vers 80% en 2030 ! (Annexe 1).

L'industrie a été le dernier instrument de l'expansion de l'Homme. Elle a eu des conséquences particulièrement graves sur les habitats naturels et leurs populations animales. Essentiellement à partir de ses rejets, l'industrie a été la cause de nombreuses atteintes, souvent irréversibles, à des écosystèmes exposés et fragiles. Sans rentrer dans le détail, ces rejets sont soit directs, à partir des unités de production industrielle (fumées, résidus solides, résidus liquides...) soit issus des produits même de cette industrie (émanations de véhicules, déchets de produits manufacturés...). Tous les flux géochimiques sont aussi fortement modifiés par les activités humaines. L'exemple le plus frappant

concerne le cycle de l'azote. En effet, la fixation industrielle, à partir de pétrole, de l'azote atmosphérique (N₂) excède aujourd'hui la fixation naturelle d'azote assurée par les microorganismes (Vitousek et al. 1997). L'utilisation d'engrais azotés chimiques en agriculture a été multipliée par huit depuis les années 1960 de même que l'utilisation de pesticides a été multipliée par 6 entre 1955 et 1985 (Tilman et al. 2001). Ces pesticides et plus largement les polluants issus de l'agriculture et de l'industrie, notamment les métaux lourds, se retrouvent dans de nombreux organismes et en affecte plus ou moins gravement la physiologie.

Les écosystèmes naturels ont toujours été le réceptacle des résidus toxiques de l'activité industrielle de l'Homme. Les biocénoses sont, de ce fait, largement exposées à toute sorte de polluants. Cependant, par des processus de feed back à plus ou moins long terme, ces résidus se retrouvent souvent dans l'organisme humain, soit directement, soit en bout de course après avoir été transférés à travers des réseaux trophiques divers. Ils sont alors responsables de nombreuses pathologies et posent de graves problèmes de santé publique. Intoxication, carences, pathologies neurologiques, broncho-pulmonaires en sont les manifestations les plus courantes.

Au sein de l'impressionnante diversité de polluants qui s'infiltrent et circulent dans les écosystèmes, les métaux lourds ou éléments traces métalliques (ETM) sont les polluants dont l'action est la plus pernicieuse. Peu spectaculaires car invisibles et inodores, ces polluants pénètrent dans l'organisme et s'y accumulent jusqu'à provoquer des perturbations physiologiques plus ou moins graves.

Sous le nom "d'éléments traces" sont désignés les métaux et les métalloïdes présents dans les biotopes à des concentrations extrêmement faibles. Certains appelés oligo-éléments ou éléments essentiels comme le cuivre Cu, le sélénium Se, le zinc Zn sont indispensables au fonctionnement des organismes, mais peuvent devenir toxiques à des concentrations trop élevées. D'autres, comme le cadmium Cd, le mercure Hg ou le plomb Pb, sont actuellement connus uniquement par leurs effets toxiques sur les organismes vivants (Bryan, 1984).

Les ETM font partie du cycle biogéochimique naturel des écosystèmes. Ce cycle est caractérisé par un passage alternatif des éléments entre le milieu inorganique et les matières vivantes. Leur circulation dans le sol, l'eau, l'atmosphère est permanente. Leur transit à l'état de trace, dans les êtres vivants, procure à ces derniers un fonctionnement physiologique normal. En revanche, leur absence provoque des carences qui perturbent leur santé ; mais leur présence à haute concentration est également à l'origine de troubles graves du fonctionnement physiologique. Lorsque des compartiments entiers des écosystèmes (populations – communautés...) sont affectés nous assistons alors au dérèglement du

fonctionnement global du système. Car les conséquences au plan écologique des effets sur les écosystèmes sont toujours supérieures à celles sur les individus isolés (Steenhout, 2012).

Les polluants sont disséminés dans tous les compartiments de l'écosystème mondial: Hydrosphère, Atmosphère, Lithosphère et Biosphère. La grande persistance de ces substances dans les écosystèmes favorise leur transfert à l'ensemble des réseaux trophiques de la biocénose.

Les éléments trace métalliques et les métalloïdes sont naturellement présents dans la croûte terrestre. Des phénomènes naturels comme l'érosion, le volcanisme, les disséminent dans tous les milieux. Par ses diverses activités, l'Homme modifie leurs cycles biogéochimiques en faisant varier leurs flux naturels entre les compartiments et en transformant leur forme physico-chimique. Dans les milieux aquatiques, les éléments traces peuvent s'accumuler dans les organismes à des concentrations très supérieures à celles présentes dans l'eau et pour certains d'entre eux, contaminer les réseaux trophiques aboutissant à l'Homme. Si les zones fortement urbanisées et industrialisées sont les plus polluées, les métaux sont également dispersés à l'échelle mondiale, conduisant à une pollution diffuse de toutes les régions, arctique et antarctique comprises (Garret, 2000; Krachler et al. 2008).

Il existe des éléments-traces qui peuvent être toxiques et qui sont de plus en plus souvent rejetés dans l'atmosphère par l'activité industrielle : mercure, plomb, arsenic, cadmium Ces éléments-traces sont dits atmosphériques: les quantités transportées vers l'atmosphère sont supérieures à celles ramenées vers les océans par le lessivage des sols. Ex: cuivre, zinc, cadmium, arsenic, plomb, mercure... (Hutton, 1983; Saha et al. 2006; Vallès et al. 2009). D'autres éléments-traces sont dits lithophiles: les quantités transportées vers l'atmosphère sont inférieures à celles ramenées vers les océans Ex: aluminium, cobalt, nickel...

Les ETM ont donc des origines diverses. L'activité industrielle, notamment la métallurgie, en est un des principaux producteurs; nous verront que la ville d'Annaba constitue de ce point de vue un pôle non négligeable de pollution. Ils sont également générés par le trafic routier et peuvent avoir une origine inattendue, comme le lessivage des gouttières en zinc, des tuyauteries en plomb et en cuivre, les ustensiles de cuisines en aluminium. Généralement à l'état de trace, leur accumulation et leur seuil de toxicité dépend étroitement de la durée d'exposition des organismes aux sources de pollution. Dans ce contexte, les milieux urbains constituent assurément les territoires où les organismes sont le plus durablement exposés à leur action.

L'Homme n'est pas la seule victime de l'action des polluants métalliques. Ceux-ci affectent à des degrés divers l'ensemble des organismes qui y sont exposés. Concernant les communautés aviaires, de nombreuses études ont été consacrées à leur réponse aux perturbations, surtout à celle générée par l'urbanisation. Le nombre d'études qui décrivent les réponses aviaire à l'urbanisation est immense et croissant (Marzluff et al. 2001; Walcott, 1974; Gavareski, 1976; Lancaster et Rees, 1979; Beissinger et Osborne, 1982; Cannon, 2005; Chace et Walsh, 2006) ont montré que la densité des oiseaux nicheurs est souvent plus élevée dans les zones urbaines que dans les habitats naturels environnants mais la diversité des espèces y est généralement plus faible (Gavareski, 1976; Lancaster et Rees, 1979; Beissinger et Osborne, 1982; Cam et al. 2000). L'urbanisation tend à favoriser les granivores et les insectivores (Emlen, 1974; Allen et O'Conner, 2000). Les études qui ont tenu compte du gradient d'urbanisation ont montré que le pic de la diversité aviaire se trouve dans les zones de niveaux modérés de perturbation, souvent dans les zones suburbaines ou à l'interface urbain / forêt (Jökimaki et Suhonen, 1993; Blair, 1999; Blair, 1996; Clergeau et al. 1998, Croci et al. 2006; McKinney, 2006). Bien qu'un certain nombre d'études à travers le monde ait documenté les réponses d'oiseaux à l'urbanisation croissante, les résultats sont contradictoires. En règle générale, la richesse en espèces diminue avec l'urbanisation croissante, tandis que l'abondance des espèces introduites augmente (Beissinger et Osborne, 1982; Blair, 1996; Jökimaki et Suhonen, 1993; Clergeau et al. 1998; Germaine et al. 1998; Simon et al. 2006; Bezzel, 1985; Hohtola, 1978; Jökimaki, 1992; Lancaster et Rees, 1979).

Les habitats urbains diffèrent des habitats naturels ou semi urbain du fait de la complexité de l'activité des Hommes et de ses effets (Marzluff et al. 2001; Chace et Walsh, 2006; Warren et al. 2006; Slabbekoorn et al. 2007). Cette activité génère des ressources alimentaires, des conditions météorologiques (Haggard, 1990), des communautés de prédateurs (Haskell et al. 2001; Sorace, 2002), de la pollution (Eeva et Lehikoinen. 2000) et des perturbations, y compris par le bruit et la lumière (Fuller et al. 2007). Ces facteurs "non naturels" jouent un rôle dans la régulation des populations animales.

Malheureusement, la plupart des études de relation oiseaux-habitat ont été réalisées dans les écosystèmes naturels, tandis que les zones urbaines ont été largement ignorées (Gavareski, 1976; Luniak, 1981; Tilghman, 1987). La majorité des études explorant les effets de l'urbanisation sur les oiseaux ont porté sur la comparaison de la diversité des espèces et la composition des communautés le long d'un gradient croissant.

Cependant, les quelques études pour évaluer les effets généraux de l'urbanisation sur la démographie aviaire (Jerzak, 1995; Marzluff, 2001) ne sont pas complètes. Chace et Walsh (2006) constatent que «Les études sur les réponses de passereaux à l'urbanisation sont souvent dénués d'information importante pour la reproduction ...».

L'urbanisation affecte donc la survie de l'espèce, la structure de la population, la reproduction et le comportement. Elle conduit à la disparition des espèces sur des échelles de temps écologiques et évolutifs (McKinney et Lockwood, 1999; Gould, 2002). Cette urbanisation fournit donc une expérience naturelle pour explorer la façon dont les animaux réagissent à des environnements modifiés. Elle offre un cadre unique pour la recherche théorique fondamentale et appliquée sur la sélection naturelle. A ce titre, les oiseaux constituent un matériel particulièrement bien adaptés pour une telle étude en ce sens qu'ils sont très sensibles aux changements de leurs habitat (Marzluff et al. 2001; Marzluff, 2005; Chamberlain et al. 2004; Chace et Walsh, 2006; Robb et al. 2008; Evans et al. 2009; Clucas et al. 2011).

L'urbanisation agit par l'altération physique de l'habitat par fragmentation, modification structurale et fonctionnelle des écosystèmes, mais aussi par l'injection dans les réseaux trophiques, l'atmosphère et l'eau, d'éléments exogènes polluants. Les conséquences négatives de l'urbanisation peuvent concerner plusieurs aspects de la survie des oiseaux: la dégradation (modification, fragmentation, réduction) de l'habitat originel a des effets sur la densité des populations des différentes espèces. Ces effets sont dus à la réduction, la modification voire la disparition des ressources trophiques, la réduction des sites de nidification, l'élimination des espaces de chasse ou de fuite vis-à-vis des prédateurs, la modification des atteintes parasitaires et la perturbation des réponses à ces parasitoses, le stress dû au bruit et à la luminosité, la contamination par des polluants (Harris, 1988; Yahner, 1988; Le Morrison et al. 1992; Martin, 1992; Nour et al. 1993; Riffell et al. 1996; Donovan et al. 1997).

D'une manière générale on connaît relativement bien les effets de ces phénomènes à l'échelle des peuplements. Il n'en est pas de même cependant à l'échelle de l'espèce ou de la population. On sait que les scénarios d'extinction locale des populations se déroulent par des déficits de recrutement d'individus nouveaux. Cependant, on sait peu de choses sur l'action des diverses causes qui rendent incapable une population de se maintenir dans un milieu anthropisé.

«L'écologie dans les zones urbaines a pendant longtemps été un domaine de recherche négligé, mais qui est maintenant d'une grande actualité, qui se manifeste dans un nombre croissant de publications et de conférences, avec un accent sur la flore et la faune urbaine» par exemple (Blair, 1996; Marzluff et al. 2001; McKinney, 2002; Chace et Walsh, 2006; Mörtberg et al. 2007).

Parmi les facteurs de dépression des populations animales dans les milieux anthropisés, les ETM sont largement incriminés depuis les années 50. L'appellation ETM (Eléments-Traces Métalliques) a été préférée à celle de (Métaux lourds) à cause d'une

certaine confusion qui a régné autour de la désignation des polluants métalliques. La notion de «métaux lourds» a été considérée comme dénuée de signification scientifique, technique ou juridique claire (Kabata-Pendias et Pendias, 2001) puisque des éléments non métalliques (arsenic) ont été introduits dans la liste des polluants métalliques et que des éléments moins lourds (aluminium, zinc) ont été incriminés par leur toxicité.

Actuellement, la nécessité de la prise en compte de la protection de l'environnement (la protection des espèces et des écosystèmes est devenue une demande économique, sociétale, politique, morale et scientifique (Forbes et Forbes, 1997; Ramade, 2007) tant en Europe et Etats-Unis que dans les pays émergents; souvent pour ces derniers, sous une pression discrète des nations développées; et la prise de conscience des notions de pollution dans les sciences biologiques ont fait émerger une discipline qu'est l'écotoxicologie.

Cette science étudie le devenir des contaminants dans l'environnement, c'est-à-dire le comportement et les effets des polluants, ainsi que les conséquences biologiques et écologiques qui en découlent sur les organismes et leur habitat, à différentes échelles spatiales et temporelles (Cairns et Niederlehner, 1996; Akçakaya, 2001; Kapustka et al. 2001; Ares, 2003; van Straalen, 2003; Carlsen et al. 2004; Hope, 2005; Mineau, 2005; Tannenbaum, 2005; Fairbrother et al. 2007; Kapustka, 2008).

On sait que les toxiques produisent des effets au niveau de l'organisme à partir du moment où ils ont été absorbés, principalement au niveau de la peau, du tube digestif et des poumons. Les manifestations toxiques observées dans un organisme dépendent de la substance, de la dose et de la durée d'exposition, mais également de différents facteurs liés à l'individu: sexe, âge, état nutritionnel et hormonal, facteurs environnementaux et exposition simultanée ou antérieure à d'autres produits chimiques. Ces facteurs propres à chaque individu, peuvent modifier l'absorption, la distribution, l'excrétion, les transformations métaboliques et la sensibilité du récepteur dans l'organe cible (Burger et Peakall, 2003; Smith et al. 2007).

Parmi les espèces animales victimes de l'action des ETM, figurent donc en bonne place, les oiseaux. Grâce aux progrès réalisés dans la connaissance de ce groupe d'organismes: écologie, physiologie, éthologie; les oiseaux ont pu, désormais, constituer un modèle fiable d'étude de l'organisation et du fonctionnement des communautés de vertébrés terrestres et de leur habitat. De ce fait, ils ont très vite révélé leur intérêt en tant que bioindicateurs de l'état du milieu (Denneman et Douben, 1992), notamment pour la contamination de l'environnement par des polluants tels que les pesticides (en particulier les organochlorés persistants), des métaux lourds et des biphényles polychlorés (Brisbin, 1993; Furness, 1993; Wren et al. 1994; Dauwe et al. 2002; Mochizuki et al. 2002; Boncompagni et al. 2003; Matz et Parsons 2004; DeWitt et al. 2006; Papp et al. 2007).

La classe des Oiseaux présente en effet de nombreux avantages qui permettent de déboucher directement sur des applications pratiques:

1. leur mode de vie diurne et nocturne;
2. les manifestations visuelles et acoustiques de la plupart des espèces les rendent aisément accessibles à l'observateur; ils ne posent pas de problèmes de détermination sur le terrain;
3. en tant que vertébrés homéothermes, ils peuvent occuper tous les niveaux trophiques;
4. ils sont distribués dans les trois dimensions de l'espace, ce qui permet d'évaluer l'importance de la dimension verticale des biotopes sur les peuplements;
5. leur sensibilité au biotope et leur mobilité permettent aux oiseaux de répondre instantanément à toute modification du milieu.

Pour toutes ces raisons, les oiseaux ont grandement contribué à la connaissance de la structure et du fonctionnement des écosystèmes et ils s'avèrent être d'excellents indicateurs biologiques. À travers les méthodes modernes de diagnostic des peuplements, les oiseaux peuvent renseigner avec beaucoup de précision sur le degré de développement et l'«état de santé» des écosystèmes (Becker, 2003). De ce fait, on les utilise de plus en plus souvent pour élaborer les plans de gestion (Blondel, 1993; Benyacoub, 1993; Benyacoub et al. 1998) des parcs et réserves naturels ainsi que pour formuler des propositions en matière de gestion de l'espace naturel et urbain.

Pour Munday (2006) les oiseaux sont utilisés comme bioindicateurs car:

1. ils ont des températures corporelles relativement élevées (41-42°C), comparativement à une température inférieure de 37°C chez les mammifères. Le maintien de la température corporelle élevée nécessite la consommation fréquente de nourriture et par conséquent ils accumulent plus de polluants tels que les pesticides.
2. leur foie est plus petit que celui des mammifères d'une taille semblable. Par conséquent, leurs taux de détoxification sont plus faibles.
3. leurs œufs fournissent une voie d'excrétion des xénobiotiques liposolubles et certains composés peuvent atteindre des concentrations élevées dans le jaune d'œuf, ce qui peut produire des effets toxiques notoires pour les générations futures.
4. leur urine s'écoule dans le cloaque ce qui engendre la réabsorption des xénobiotiques par le cloaque lui-même. Chez les mammifères, l'urine a des voies d'écoulement indépendantes de celle des fèces.
5. La veine coccydiomesenterique qui relie la veine porte à la veine porte rénale n'existe que chez les oiseaux. Le sang dans le tube digestif pénètre dans la veine d'où il est dirigé vers les reins et le foie. Chez les mammifères, en revanche, le sang se déplace directement vers le foie et non pas, vers ou par les reins. Le fait que les oiseaux aient la capacité de diriger le

sang à partir de l'intestin dans les reins par le système porte rénal, augmente la possibilité d'une haute concentration de polluants induite par voie orale et atteignant directement les reins grâce à leur système veineux particulier (Walker, 1983).

Ainsi, les oiseaux, grâce aux données précédemment acquises en toxicologie, écologie et écotoxicologie sur ces animaux, constituent des bioindicateurs intéressants pour affiner la compréhension des mécanismes physiologiques et écologiques, nécessaires pour mieux gérer l'environnement et au final améliorer les procédures de surveillance. On connaît l'intérêt des oiseaux de proie comme indicateurs de contamination. Les effets spectaculaires sur le déclin des populations d'oiseaux dans les années 50-60 ont fait prendre conscience des risques des contaminations de l'environnement.

La plupart des études disponibles sur les concentrations de plomb ont été effectuées sur les oiseaux d'eau (Blus et al. 1999; Tavecchia et al. 2001; Levengood, 2003) et les rapaces (Pain et al. 1993; Mateo et al. 2007; Clark et Scheuhammer, 2003; Wayland et al. 2003; Wayland et Bollinger, 1999; Mateo et al. 1998). Les deux groupes étant principalement intoxiqués par l'ingestion de grenaille de plomb ou par l'eau, les sédiments ou les sols contaminés par les activités de chasse. Les Passereaux ont également été étudiés, mais principalement dans les zones hautement contaminées tels que les mines ou usines métallurgiques (Eens et al. 1999; Dauwe et al. 2000; Janssens et al. 2002; Dauwe et al. 2005). En revanche, les données disponibles sur les concentrations de plomb et le cadmium chez les oiseaux vivant dans des zones modérément polluées comme les villes sont peu disponibles (Chandler et al. 2004; Scheiffler et al. 2006).

Les oisillons sont potentiellement de bons bioindicateurs de la pollution terrestre ponctuelle (Burger et Gochfeld, 1993; Burger, 1996). L'utilisation des oisillons comme bioindicateurs est idéale parce que leurs charges corporelles en métaux reflètent fidèlement la concentration de ces métaux dans la nourriture qu'ils ont absorbée durant leur développement. De ce fait, ils peuvent utilement être utilisés pour détecter les niveaux de pollution dans leur aire d'alimentation (Burger, 1993; Furness, 1993; Janssens et al. 2002).

L'utilisation des petits passereaux comme bioindicateurs de la pollution par les métaux lourds a été étudiée depuis relativement peu de temps (Eens et al. 1999; Llacuna et al. 1995). Quelques passereaux, comme la Mésange charbonnière (*Parus major*), le Gobe mouches noir (*Ficedula hypoleuca*) ont fait l'objet d'études approfondies (Eeva et Lehikoinen, 1996; Nyholm, 1998; Swiergosz et al. 1998; Janssens et al. 2003).

Dauwe et al. (2005) ont, en revanche, souligné que la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) n'a jamais été utilisée comme modèle d'étude des effets de la pollution par les métaux lourds.

Dans ce contexte, nous avons jugé opportun d'entreprendre une étude sur cette espèce dans le cadre qui nous préoccupe, à savoir l'effet de l'urbanisation et la contamination par le plomb et le cadmium sur la Mésange bleue.

Le choix de l'espèce a été motivé d'une part, par les connaissances déjà acquises sur les traits d'histoire de vie de l'espèce dans notre région d'étude (Benyacoub, 1993; Chabi, 1998; Ziane et Chabi, 2008; Ziane et al. 2006; Bouslama et al. 2002; Boulahbal, 2012); d'autre part, par la nécessité d'explorer globalement le phénomène de la contamination par les ETM chez un vertébré à sang chaud; et de mettre en évidence les réponses de cet organisme à cette contamination. La Mésange bleue en milieu naturel a fait l'objet de beaucoup de travaux dans l'extrême Est Algérien concernant la phénologie de reproduction (Ziane, 1993; Chabi, 1998), son régime alimentaire (Zemouli, 1995; Sakraoui, 2000; Bouslama, 2003), sa caractérisation génétique (Dadci, 2005), et l'impact du parasitisme sur sa croissance et la prédation (Bouslama, 2003; Boulahbal, 2012). L'ensemble de ces aspects concernant l'écologie de cette espèce ont été traité au cours de cette thèse dans un contexte naturel puis de plus en plus anthropisé où le bâti est l'élément paysager dominant.

Par ailleurs, à l'échelle internationale, peu de travaux, ont été directement consacrés à la toxicité des ETM à travers leurs effets sur la croissance et/ou la reproduction des organismes à des doses non létales.

La plus part des études ont été réalisées sur les niveaux et les effets de contamination de divers organismes (végétaux, mollusques, poissons) (Semadi et Decormis, 1986; Alioua et al. 2008; Maizi et al. 2010; Garcia-Fernandez et al. 1997).

D'autres études ont tenté de démontrer les incidences de la contamination sur la sensibilité et la biologie de plusieurs espèces de passereaux (Dauwe et al. 2005; Eeva et al. 2003).

Dans ce contexte de recherche internationale nous avons naturellement été conduits à entreprendre une approche à partir d'un choix de situations contrastées, qui représentent les deux extrémités d'un gradient d'anthropisation du milieu naturel, donc de pollution, et une situation intermédiaire de cette artificialisation du milieu.

Cette situation contrastée de pollution par les ETM est matérialisée par trois pôles d'étude:

- Un pôle urbain (la ville d'Annaba, censée représenter le plus fort taux de pollution par ETM).
- Un pôle péri urbain (la zone d'El-Hadjar caractérisée par un taux, en principe inférieur à celui du pôle urbain).

- Un pôle forestier témoin (les subéraie du parc national d'El-Kala «PNEK», censés être caractérisés par un taux nul ou très faible de pollution par ETM).

Les Mésanges du genre *Parus* constituent un bon modèle d'étude en biologie des populations. Leur taille, leur abondance et leur durée moyenne de vie donnent accès à l'observation des individus souvent sur plusieurs années et leur sédentarité permet de les étudier tout au long de leur cycle annuel et de procéder à des échantillonnages de qualité.

La Mésange bleu a été choisi comme espèce bioindicatrice en écotoxicologie, à cause de:

- (1) Sa présence dans les milieux forestiers et urbains.
- (2) Son abondance et son importante aire de répartition.
- (3) Sa position élevée dans la hiérarchie trophique (insectivore) qui en fait un bon bioaccumulateur.
- (4) Sa propension à adopter des nichoirs artificiels facilitant les procédures d'échantillonnage.
- (5) De son régime alimentaire, surtout insectivore, donc spécifique, durant la saison de reproduction.

Ainsi, la recherche des concentrations de contaminants dans le sang, les tissus, les coquilles des œufs de cette espèce devraient refléter la contamination de l'habitat à l'échelle locale.

Par ailleurs, les Mésanges sont des oiseaux cavicoles qui représentent le modèle le plus utilisé pour étudier l'évolution des traits de vie des populations naturelles. Si le rôle de la compétition (Lack, 1971; Mc Arthur, 1972; Cody, 1974) et de la prédation (Lack, 1947; Martin, 1993; Slagsvold, 1982; Slagsvold, 1984) sont connus depuis longtemps dans le façonnement des traits d'histoire de vie et de la structuration des communautés, celui de l'effet de la pollution par les contaminants organiques et inorganiques reste largement méconnu et négligé.

En Algérie ces oiseaux vivent à l'extrême sud de leur aire de distribution géographique; qui s'étend depuis la Scandinavie au Nord, jusqu'aux Iles Canaris et l'Afrique du Nord. Par conséquent, elles sont soumises à des conditions extrêmes liées à une disponibilité alimentaire moins abondante et diversifiée que celle des contrées septentrionales, à une arrivée précoce des fortes chaleurs durant la saison de reproduction, à une compétition accrue pour la nourriture, et au développement important de parasites. A ces contraintes naturelles se sont ajoutés les contaminants d'origine anthropique.

Occupant une grande gamme d'habitats, dont les milieux urbains (jardins, parcs). Son écologie et les effets de la pollution sur ses traits d'histoire de vie n'y avaient encore fait l'objet d'aucuns travaux en Afrique du nord.

La présente étude vise donc, d'une part à rechercher la présence du plomb et du cadmium dans les tissus de la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus ultramarinus*); et à mesurer, d'autre part, les effets de cette contamination liée au degré d'urbanisation sur ses traits d'histoire de vie (THV): date de ponte, période de ponte, grandeur de ponte, qualité des œufs, croissance et taux de mortalité des pullis...

Dans ce cadre conceptuel, nous avons donc procédé au suivi des variables qui caractérisent le processus de la reproduction de trois populations durant les années 2005, 2006, 2007 et 2008.

Ce suivi est sous tendu par les préoccupations suivantes:

- 📌 Comparer les THV de la Mésange bleue en milieu urbain, périurbain et milieu forestier.
- 📌 Mesurer les taux de contaminations par le plomb et le cadmium dans ces trois milieux dans les différents tissus biologiques (sang, rein, foie, plumes, coquilles, plumes).
- 📌 Mesurer les taux de contamination chez les femelles et les poussins âgés de 15 jours pour vérifier le phénomène de bioaccumulation.
- 📌 Réaliser un suivi pondéral des poussins au nid et mesurer en fin de croissance les taux de Pb et de Cd accumulés dans les tissus.

Les principales hypothèses testées dans ce travail sont les suivantes:

- ❖ Les vertébrés qui vivent en milieu urbain concentrent plus de métaux lourds que ceux qui vivent en milieu périurbain et en milieu forestier.
- ❖ Il existe donc une interaction entre les taux de contamination et les THV de l'espèce modèle (date de ponte, grandeur de ponte, succès de la reproduction...), le taux de croissance des pulli, la morphométrie des femelles reproductrices et des œufs.

❖ La ressource trophique des oiseaux devrait être plus contaminée en milieu urbain qu'en milieu périurbain et forestier suggérant une contamination essentiellement par voie trophique des oiseaux.

ORGANISATION DU MANUSCRIT

Le manuscrit s'articule autour d'une introduction générale et quatre parties distinctes:

L'introduction est consacrée à la présentation des généralités concernant les écosystèmes et leur altération. La problématique de la pollution en milieu urbain. La biosurveillance et la bioindication, y est également abordée. Ces aspects sont situés dans le contexte national et international.

La première partie décrit la stratégie expérimentale pour laquelle nous avons opté compte tenu des objectifs de l'étude. Ainsi, les divers prélèvements, échantillonnages et techniques analytiques y sont présentés en détail. Les zones d'étude et le modèle biologique y sont décrits.

La deuxième partie concerne la présentation du traitement des données, des mesures et suivi des traits d'histoire de vie de l'espèce étudiée ainsi que des dosages de contaminants. Les traitements statistiques des résultats et leurs interprétations y sont exposés.

La troisième partie rassemble tous les éléments de discussion de la validité du choix des milieux échantillonnés, de la démarche méthodologique et des résultats obtenus.

La quatrième partie concerne la conclusion générale. Elle inclue une synthèse de l'essentiel des résultats obtenus, qui aboutit à la proposition de pistes de réflexion et de recherches.

**MATERIEL &
METHODES**

«Les êtres vivants ne peuvent construire et maintenir leur existence, leur autonomie, leur individualité, leur originalité que dans la relation écologique, c'est-à-dire dans et par la dépendance à l'égard de leur environnement ; d'où l'idée alpha de toute pensée écologisée : l'indépendance d'un être vivant nécessite sa dépendance à l'égard de son environnement »

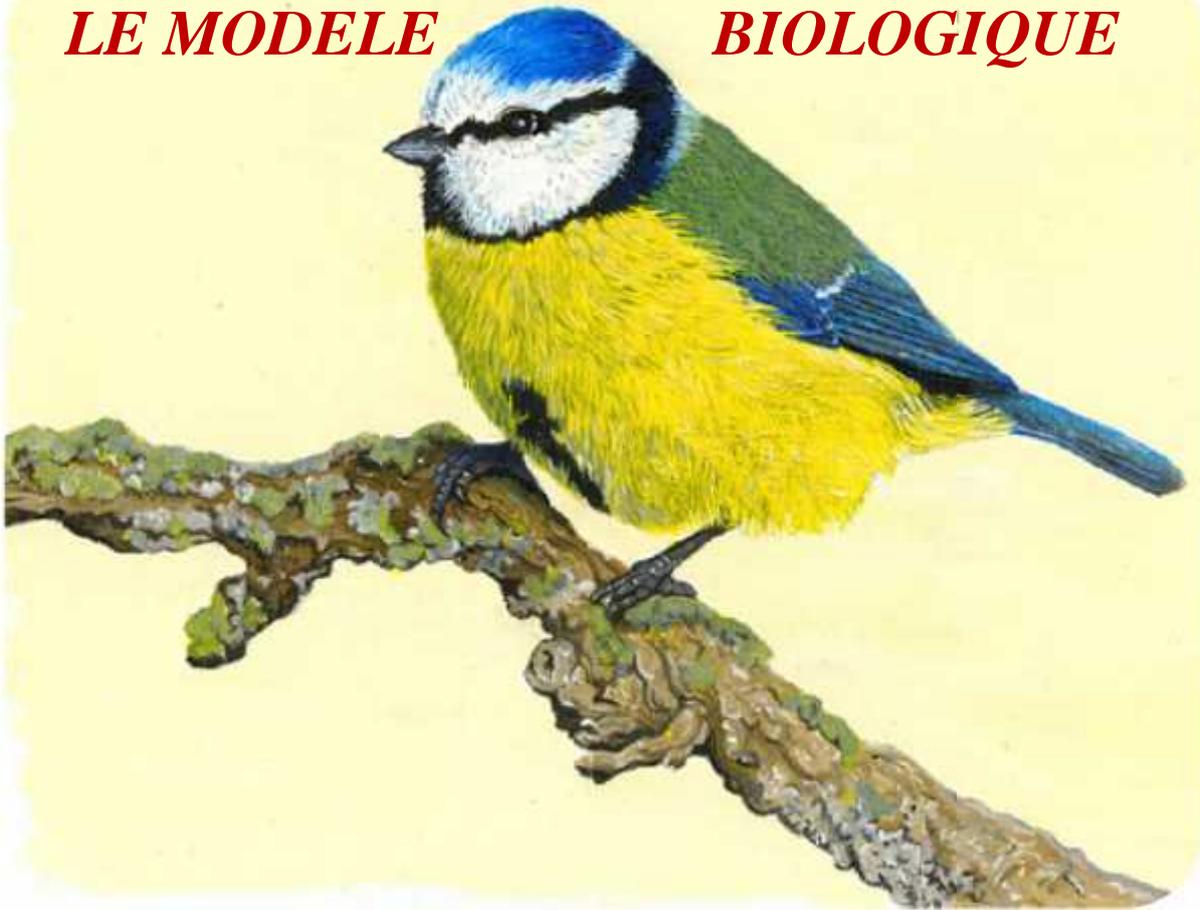
Edgar Morin

(La Méthode, tome I).



LE MODELE

BIOLOGIQUE



*Venue manger dans ma paume une noix
La fugace Mésange
Pèse si peu sur mes doigts
Une craintive seconde, le poids
De l'âme libre ou d'un ange.*

Poème du Belge Frédéric Kiesel

MATERIEL & METHODES

II. MATERIEL ET METHODES

II.1. LE MODELE BIOLOGIQUE: La Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus ultaramarinus*)

II.1.1. Présentation des Mésanges

Les Paridés comptent plus de 50 espèces dans le monde. Elles se sont répandues dans le monde entier il y a au moins 20 millions d'années. Mais, du fait de leur taille minuscule, ces passereaux au plumage coloré demeurent encore mal connus des paléornithologues. Les Mésanges sont des oiseaux plutôt sédentaires. Ce sont des espèces cavicoles qui représentent le modèle le plus utilisé pour étudier des processus de fonctionnement, d'évolution et d'adaptation ainsi que l'évolution des traits d'histoire de vie des populations naturelles (Blondel et al. 1993 ; Blondel et al. 1999 ; Sheldon et al.1999 ; Andersson et al. 1998...). Si le rôle de la compétition (Lack, 1971; Mc Arthur, 1972; Cody, 1974) et de la prédation (Lack, 1947; Slagsvold, 1982 et 1984; Martin, 1995; Boulahbal, 2012) sont connus depuis longtemps dans le façonnement des traits d'histoire de vie et de la structuration des communautés, celui de l'effet de la pollution par les contaminants organiques et inorganiques reste largement méconnu voire négligé. En Algérie, ces oiseaux vivent à l'extrême sud de leur aire de distribution géographique qui s'étend depuis la Scandinavie au Nord, jusqu'aux Iles Canaris et l'Afrique du Nord. Par conséquent, ils sont soumis à des conditions extrêmes: disponibilité alimentaire moins abondante et plus diversifiée que celle du Nord et arrivée précoce des fortes chaleurs durant la saison de reproduction, pression de compétition accrue et développement des parasites.

Doués d'une bonne capacité d'adaptation, ces oiseaux sont essentiellement liés aux chênes caducifoliés dans la partie tempérée de leur aire de répartition alors que dans la partie méditerranéenne elles fréquentent aussi les chênaies à feuillage persistant tel que le chêne vert et le chêne liège, les cèdres et les pinèdes (Snow, 1954 ; Benyacoub, 1993 ; Chabi, 1998).

II.1.2. Limites génériques chez les Mésanges

Selon les décisions récentes de la Commission de l'Avifaune Française (CAF) (2009) ; une analyse phylogénétique des Mésanges (Paridae) fondée sur des séquences d'ADN mitochondrial suggère l'existence de six clades principaux parmi les espèces aujourd'hui incluses dans le genre *Parus* (Gillet al. 2005) :

Les Mésanges « bleues » (*Cyanistes*),

Les Mésanges « charbonnières » (*Parus sensu stricto*);

Les Mésanges « huppées » nord-américaines (*Baeolophus*),

Les Mésanges « huppées » eurasiennes (*Lophophanes*),

Les Mésanges « noires » (*Periparus*),

Les Mésanges brunes à capuchon noir (*Poecile*).

Les données suggèrent que les Mésanges « bleues » (*P. caeruleus* et *P. cyanus*) occupent une position basale dans l'arbre des *Parus*. Gill et al. (2005) proposent de reconnaître neuf genres de Mésanges parmi lesquels se trouvent les six clades cités précédemment, en argumentant que le traitement générique actuel des Mésanges n'est pas satisfaisant, car *Parus*, l'un des genres les plus grands chez les oiseaux, n'est pas monophylétique. Ils proposent donc d'assigner les Mésanges à six genres différents en tenant compte de l'histoire évolutive des espèces. Cette proposition a été retenue par la CAF à la suite des Britanniques et des Néerlandais. La plupart des Mésanges placées sur la Liste des Oiseaux de France font donc l'objet d'une modification générique comme indiqué dans le tableau (1).

Tableau 1. Changements de noms scientifiques chez les Mésanges.

Nom vernaculaire	Nouvelle dénomination générique
Mésange bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i> (Linné, 1758)
Mésange azurée	<i>Cyanistes cyanus</i> (Pallas, 1770)
Mésange charbonnière	<i>Parus major</i> (Linné, 1758)
Mésange huppée	<i>Lophophanes cristatus</i> (Linné, 1758)
Mésange noire	<i>Periparus ater</i> (Linné, 1758)
Mésange boréale	<i>Poecile montanus</i> (Conrad von Baldenstein, 1827)
Mésange nonnette	<i>Poecile palustris</i> (Linné, 1758)

Trois espèces de Mésanges peuplent l'Algérie: la Mésange bleue *Cyanistes caeruleus ultramarinus*; la Mésange charbonnière *Parus major excelsius*, et la Mésange noire *Periparus ater ledouci*.

II.1.3. Systématique de la Mésange bleue algérienne

L'espèce a été décrite par le naturaliste suédois Carl von Linné en 1758.

Règne: Animalia

Embranchement: Chordata

Classe: Aves

Ordre: Passeriformes

Famille: Paridae

Genre: *Cyanistes*

Espèce: *Cyanistes caeruleus*

Sous-espèce: *Cyanistes caeruleus ultramarinus*.

La Mésange nord-africaine niche en Afrique du Nord, au Maroc, en Algérie et en Tunisie (*ultramarinus*), en Libye (*cyrenaicae*), et aux Canaries (*teneriffae*, *palmensis*, *ombriosus*, *degener*).

II.1.4. Description

D'une longueur totale d'environ 13 cm, d'un poids de 9 à 12 g et d'une envergure comprise entre 12 et 14 cm, la Mésange bleue se distingue par une petite tête arrondie et un cou peu développé. La présence d'un trait sourcilier noir passant par l'œil et une petite calotte bleue sur fond blanc sont des aspects typiques de cette espèce. Les plumes du ventre et de la poitrine sont jaunes et barrés d'une bande étroite médiane gris sombre. Les ailes sont bleutées avec du bleu vif sur les grandes couvertures et au poignet. Elle présente un dimorphisme sexuel au niveau de la taille avec le mâle légèrement plus grand que la femelle (Blondel et al. 2002). Ce dimorphisme existe également au niveau de la couleur du plumage de différentes régions du corps (au niveau de la tête, le dessus de la queue, le dos (Hunt et al. 1998).

II.1.4.1. Longévité

Cette espèce à une durée de vie variable. En fait, la plupart des jeunes meurent dans la première année de leur naissance par manque d'habilité à se nourrir seuls et par une faible capacité à échapper aux prédateurs. Ceux qui dépassent le cap de la première année voient leur espérance de vie augmenter considérablement. La survie annuelle moyenne varie de 40 à 60 % (Blondel et al.1992). En outre une longévité maximale de 11 ans et 5 mois a été observée en Angleterre (Perrins, 1979).

II.1.4.2. Habitat

La Mésange bleue niche dans des habitats forestiers variés (Heim de Balzac et Mayaud, 1962). Son habitat de prédilection est la forêt de chênes de plaine (Perrins, 1979). Elle est présente dans presque tous les habitats dans les régions de feuillus, bois et jardins compris. En revanche elle est absente dans les forêts pures de conifères. On peut la trouver en montagne jusqu'à 1500 mètres d'altitude. Sur l'ensemble de son aire de distribution, elle se rencontre essentiellement dans des forêts décidues ; mais en région méditerranéenne elle fréquente également des habitats sempervirents (chênes verts), des maquis en Corse et même des bois de genévriers en Afrique du Nord et des pinèdes aux îles Canaries. De plus sa propension à adopter facilement, voire préférentiellement, des niochirs artificiels, a beaucoup contribué au grand volume d'études qui lui ont été consacrées.

Les Mésanges bleues vivent également en milieu urbain (jardins, parcs urbains, vergers, cimetières...) en cohabitation avec les merles, les moineaux et autres espèces urbaines. Ce type d'habitat caractérisé par de multiples formes de pollution (atmosphérique, hydrique et édaphique...) peut présenter un milieu alternatif pour les individus subissant une forte pression de compétition en milieu forestier. Il peut donc offrir d'autres types de ressources (trophiques et spatiales) avec moins de prédation.

II.1.4.3. Aire de distribution

La Mésange bleue *Cyanistes caeruleus* est largement distribuée dans le Paléarctique occidental. Elle est répandue du sud de la Scandinavie aux îles Canaries et de la façade atlantique à l'Oural. Les populations les plus méridionales habitent le nord du Maroc, de l'Algérie, de la Tunisie, de la Cyrénaïque. Hors Europe, elle est observée en Turquie, dans le Caucase et les monts Elbourz, les monts Zagros en Iran. (**Fig. 1**).

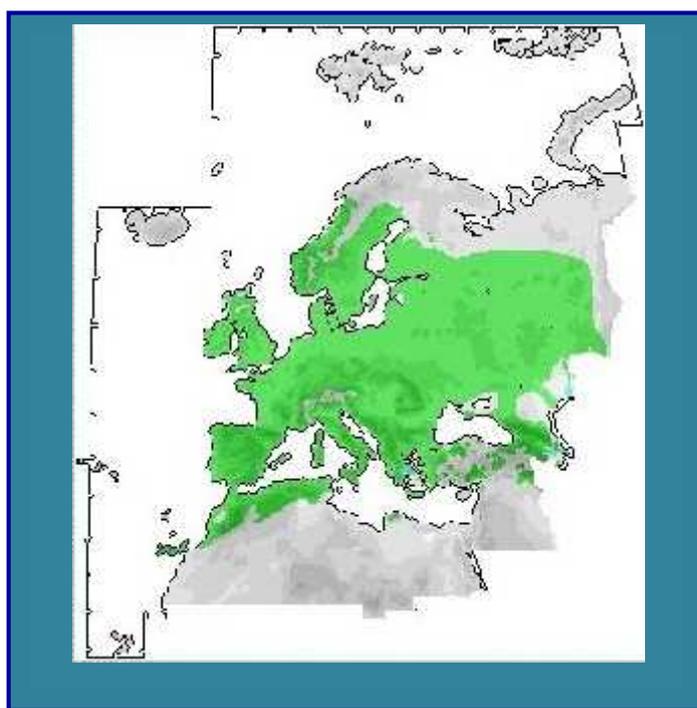


Figure 1. Aire de distribution de la Mésange bleue dans l'Ouest Paléarctique (Cramp, 1998).

II.1.4.4. Répartition et effectifs

La densité des populations de Mésange bleue est variable selon le type d'habitats. Elle varie de 2 couples / 10 ha dans les forêts d'Europe centrale (Tomialojc et al. 1984) à 14 – 30 couples / 10 ha dans les forêts de Corse (Blondel, 1985 ; Lambrechts et al. 1997). Dhondt (1989) a noté jusqu'à 30 couples / 10 ha dans les forêts artificielles en Belgique. Dans les forêts mixtes d'Afrique du Nord, la densité est de 0.59 couples / 10 ha dans les maquis, 5,1 couples / 10 ha en subéraie de plaine et 8,3 couples / 10 ha en forêts de Chêne zéen (Benyacoub, 1993). Les effectifs européens de l'espèce sont stables dans la majorité de l'Europe excepté en France et en Suède où l'espèce est en déclin (Mullarney et al. 2004). La principale menace affectant l'espèce est la destruction de son habitat.

II.1.4.5. Protection / Menaces

Les populations de Mésanges bleues ont décliné ces 40 dernières années, à cause de la perte de leur habitat forestier. Les durs hivers sont également une lourde menace (Gill et Donsker, 2014).

II.1.4.6. Reproduction

La Mésange bleue est socialement monogame et occasionnellement polygyne (Dhondt, 1987). Les couples se forment au début du printemps. Cette espèce est territoriale pendant la saison de reproduction et les deux individus du couple, en particulier le mâle, protègent un territoire autour de leur nid. Cette territorialité se manifeste par des comportements agressifs lors d'intrusions et par le chant des mâles. Le nid construit par la femelle seule est une coupe faite d'herbes, de tiges, de mousses, ainsi que de plumes et de poils de mammifères. En Algérie nous avons observé des matériaux divers tels que du fil à coudre, des débris d'étoffe, de la toile de jute et des débris plastiques.

La nidification commence fin-mars et se poursuit jusqu'à mi-juillet. La date de ponte varie avec la latitude (Berndt et al. 1983), l'altitude (Zang, 1982; Berndt et al. 1983), la météo (Lack, 1958; Källander, 1976; Schmidt 1984), et l'habitat (Lack, 1958; Dhondt et al. 1984). Après la construction du nid, la femelle pond jusqu'à 15 œufs en Europe continentale, de 4 à 13 œufs en Corse (Blondel et al. 1998; Lambrechts et al. 1997) et de 4 à 12 œufs en Afrique du Nord (Moali et al. 1992; Chabi, 1998).

Elle pond 1 œuf par jour tôt le matin et commence généralement à couvrir lorsque la ponte est complète (**Fig. 02**). L'incubation dure 13 à 14 jours. Durant cette période la femelle quitte rarement son nid. Pour observer le contenu du nichoir il faut déranger la femelle en glissant un doigt entre elle et les œufs, en lui laissant un maximum de place pour

qu'elle prenne son envol. Les risques d'abandon sont alors très faibles. Les œufs éclosent en général de manière synchrone. Le séjour des poussins au nid dure de 18 à 21 jours. Après l'envol, les jeunes sont assistés par leurs parents durant une période d'environ trois semaines (Perrins, 1979; Dias, 1994). Ils sont nourris principalement de chenilles et de lépidoptères. La grandeur de ponte varie selon la latitude et l'altitude (Lack, 1954). La Mésange bleue peut réaliser des secondes pontes dans la même année.



Figure 02: Ponte de 8 œufs en habitat forestier dans le parc national d'El-Kala
(photo *Brahmia Z.*)

II.1.4.7. Régime alimentaire

La Mésange bleue se nourrit en été essentiellement d'insectes et de larves de lépidoptères, de coléoptères, d'arthropodes. En hiver elle complète son régime alimentaire avec des graines et des baies. Ces oiseaux sont des auxiliaires de premier rang pour les arboriculteurs et les sylviculteurs. Il a en effet été montré que les Mésanges installées dans des nichoirs artificiels placés dans les vergers pouvaient réduire l'abondance de larves diapausantes de redoutables prédateurs comme le carpocapse de la pomme (Mols et Visser, 2007). Elle peut cependant causer des dégâts aux bourgeons et aux fruits mûrs, mais cela est largement compensé par sa consommation d'insectes.

Le régime alimentaire de la Mésange bleue a fait l'objet de plusieurs études à travers son aire de répartition dans les milieux naturels (Barba et Gil-Delgado, 1990; Blondel et al. 1991; Banbura et al. 1994; Nour, 1998; Naef-Daenzer et Keller, 1999; Grieco, 2001; Garcia-Navas et Sanz, 2010).

Son écologie alimentaire dans les milieux urbains et les effets de la pollution sur ses traits d'histoire de vie ont fait, par contre, l'objet de très peu d'études dans le nord de son aire de répartition (Dauwe et al. 2005, Eeva et al. 2000). Ce genre de travaux est inexistant en Afrique du nord.

II.1.4.8. Chant

La Mésange zinzinule ou zinzibule, son cri devient strident à l'approche d'un danger, elle avertit ainsi ses proches ou cherche à intimider ses adversaires, comme la Mésange charbonnière.

II.1.4.9. Vol

La Mésange bleue vole habituellement avec un vol oscillant, s'arrêtant brusquement sur un perchoir. Elle effectue des vols courts d'un arbre à l'autre ou de longues distances d'un vol ondulant.

II.1.4.10. Comportement

En dehors de la saison de reproduction, l'espèce est grégaire et peut former des groupes mixtes de plusieurs centaines d'individus. Les groupes sont constitués d'un noyau d'individus résidents et d'individus nomades. Les individus résidents exercent une certaine dominance sur leur territoire vis à vis des autres. L'espèce est donc essentiellement résidente mais la plus grande partie des oiseaux du centre et du nord de l'aire de répartition font des mouvements irréguliers vers l'ouest ou le sud. Les mouvements sont plus limités dans le sud de l'aire de répartition (Snow et al. 1998; Mullaney et al. 2004).

LES ZONES D'ETUDE

«Dans les profondeurs farouches de l'orgueilleuse construction de l'homme s'ouvre le vaste habitat des civilisations disparues ; et c'est là que sa grandeur essentielle est enracinée dans les ténèbres avec toute sa majesté : héros antique enseveli sous l'entassement des siècles. Les Dieux du ciel libre se moquent de ce roi prisonnier des écroulements de son trône.»

*Moby Dick de
Herman Melville*

II.2. DESCRIPTION DES SITES D'ETUDE

Conformément au cadre conceptuel, l'étude a concerné une population urbaine de Mésanges dans la ville d'Annaba; une seconde population a été étudiée dans ce qui a été convenu de qualifier de milieu péri ou semi-urbain dans la commune d'El Hadjar et une troisième population dans un milieu forestier témoin dans la subéraie d'El Mellah dans le Parc National d'El-Kala (PNEK) (**Fig. 03**) Ces trois types de paysage, peuvent être ainsi communément rencontrés le long d'un gradient d'urbanisation (Blair 2001, Clergeau et al. 2001). Comme nous l'avons vu précédemment, l'intérêt de ces secteurs est qu'ils représentent chacun un degré différent d'urbanisation:

- «paysage urbain fortement anthropisé et densément peuplé = ville».
- «paysage urbain à rural moyennement urbanisé avec zone industrielle éparse = périurbain».
- «paysage forestier non ou très faiblement urbanisé».

Les populations de Mésanges de ces trois milieux on fait l'objet d'un suivi durant les saisons de reproduction 2005-2006-2007 et 2008.

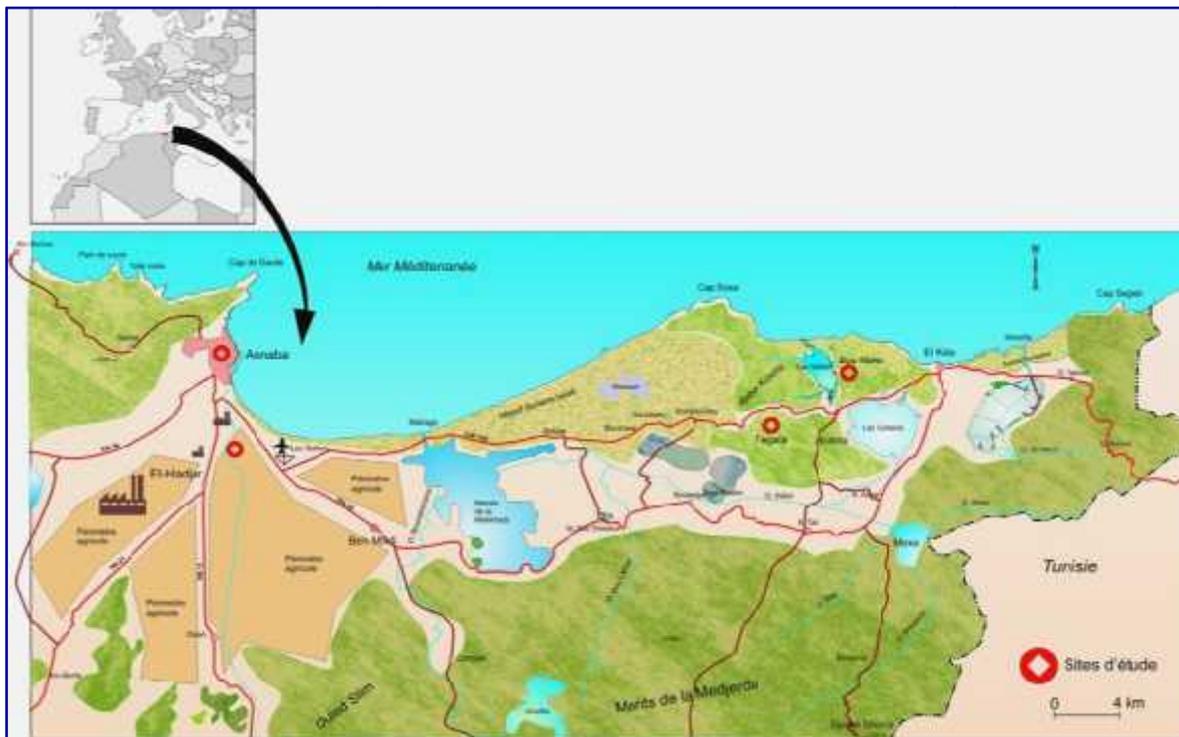


Figure 03: Localisation de la région et des sites de l'étude.

II.2.1. Le milieu urbain: la ville d'Annaba

Annaba est un pôle urbain qui comptait 609 499 habitants en 2008, soit une densité de 429 hab./km² (Office National des statistiques (ONS)). La ville actuelle s'est agrandie autour du centre historique de Bône qui comprend toujours la plupart des services, les grandes administrations, les commerces et les établissements de santé. La plupart des extensions urbaines réalisées depuis 40 ans ont été réalisées dans le souci de procurer à une population démographiquement dynamique, des logements, généralement bon marché, sans avoir prévu une décentralisation des services et des administrations. Cette situation est à l'origine de l'asphyxie de la ville par une circulation très largement au-delà de ses capacités d'accueil infrastructurelles (parkings, routes, trottoirs); provoquée par l'afflux quotidien de dizaines de milliers de personnes des zones rurales ou des wilayas limitrophes. Au sein du centre de la ville on peut localiser quelques zones vertes, datant elles aussi de la période coloniale. Il s'agit principalement des jardins publics Edough Nord et Sud (anciennement Parc Coggia et Boulodrome), du jardin Stambouli, du cimetière chrétien, du cimetière musulman de Zaghouane, du cimetière de Bouhdid. Leur superficie moyenne est d'environ de 2,5 ha.

II.2.1.1. Infrastructures économiques de la ville d'Annaba

II.2.1.1.1. Réseau routier

Il se compose de 660 km de linéaires. Ce réseau constitue un support économique reliant la wilaya au reste du pays, à travers ses trois (03) principaux couloirs, en l'occurrence:

- Le couloir " Est - Ouest " représenté par la RN44 (liaison express Annaba - Constantine) par lequel transitent en moyenne 12.000 véhicules/jour.
- Le couloir " Nord - Sud " représenté par la RN16 (Annaba - Souk Ahras - El Oued) enregistrant en moyenne 20.000 véhicules/jour.
- Le couloir " Ouest - Est " représenté par la RN44 et la RN84 A (Annaba – Tarf) et par lequel transitent près de 24.000 véhicules / jour.

Dans un contexte National de développement urbain, le Parc automobile algérien augmente de 5% par an (Office Nationale des Statistiques, 2004). Selon l'ONS, 70% des véhicules circulants en Algérie roulent à l'essence plombée et 36% d'entre eux ont été immatriculés avant 1980 (www.ons.dz/auto/auto2004/auto2004.htm). Cette dernière information nous semble douteuse, l'ensemble du parc automobile est beaucoup plus récent.

II.2.1.1.2. Réseau ferroviaire

Le réseau ferroviaire sur le territoire de la wilaya d'Annaba porte sur une longueur totale de 50 km dont 12 km en double voie (Annaba-El Hadjar), assurant le raccordement de la wilaya au réseau National. Les trains fonctionnent essentiellement au fuel.

II.2.1.1.3. Réseau portuaire

Le réseau portuaire se compose de trois (03) ports. Il comprend des terminaux pondéreux (minerais), phosphatiers et de produits sidérurgiques.

II.2.1.1.4. Réseau aéroportuaire

Il se compose d'un (01) aéroport, localisé à 11 km à l'est d'Annaba.

II.2.1.1.5. Industrie

La ville d'Annaba dispose d'un tissu industriel relativement important. L'industrie comprend un vaste complexe sidérurgique situé à 12 km au sud de la ville. C'est le complexe métallurgique sidérurgique le plus grand du continent africain et du monde Arabe. L'activité sidérurgique et métallurgique compte également d'autres entreprises telles que FERROVIAL (Construction de matériel et équipement ferroviaire), TREFILEST (Fabrication de treillis soudés), BATICIC, PROMECH et TARSIS (Charpente et chaudronnerie), PROTUIL (tuile en acier) et PROCIM (1^{er} fournisseur algérien d'ouvrages métalliques). A 2 km de la ville existe une usine de fabrication d'engrais phosphatés et azotés, premier producteur du bassin

méditerranéen «FERTIAL» (www.asmidal-dz.com). Autour de ces activités, se greffent de nombreuses entreprises moyennes tournées vers l'agroalimentaire et la petite chimie. Ces zones industrielles occupent près de 400 ha entre Pont Bouchet, Meboudja, Berrahal, Kherraza. Des zones d'activités les complètent à Sidi Salem, El-Eulma, Oued El-Aneb.

Annaba est considérée comme une ville polluée, faisant partie, depuis 2002, des 5 villes à risque, en termes de pollution atmosphérique, selon le réseau algérien de surveillance de la qualité de l'air (www.samasafia.dz).

II.2.1.2. Sites d'implantation des nichoirs

En 4 années d'études, 143 nichoirs ont été installés dans des jardins publics, privés et dans les cimetières de la ville. Les nichoirs ont été placés sur des Cyprès (*Cupressus atlantica*), Frêne (*Fraxinus excelsior*), Filao (*Casuarina equisetifolia*), Eucalyptus (*Eucalyptus globulus*). Dans la mesure du possible nous avons espacé les nichoirs d'une cinquantaine de mètres en moyenne. Leur hauteur dans les arbres variait de 3 à 5 m. Le site urbain le plus densément équipé en nichoir a été le cimetière chrétien du fait de sa relative quiétude (**Fig. 04 et 05**).

Nous avons, en effet, constaté que les autres sites étaient soumis à une importante pression de dérangement de par leur fréquentation par les habitants de la ville. En 2007 et 2008 l'effort d'observation s'est, d'ailleurs, essentiellement porté sur le cimetière chrétien, le cimetière musulman de Zaghouane, le cimetière musulman de Bou'Hdid et un jardin privé. En 2008, seuls, le cimetière chrétien, le cimetière de Zaghouane et le jardin privé furent équipés, les autres sites (jardins publiques, cimetière de Bou'Hdid) ayant été abandonnés du fait des nombreuses déprédations occasionnées aux nichoirs par les passants.

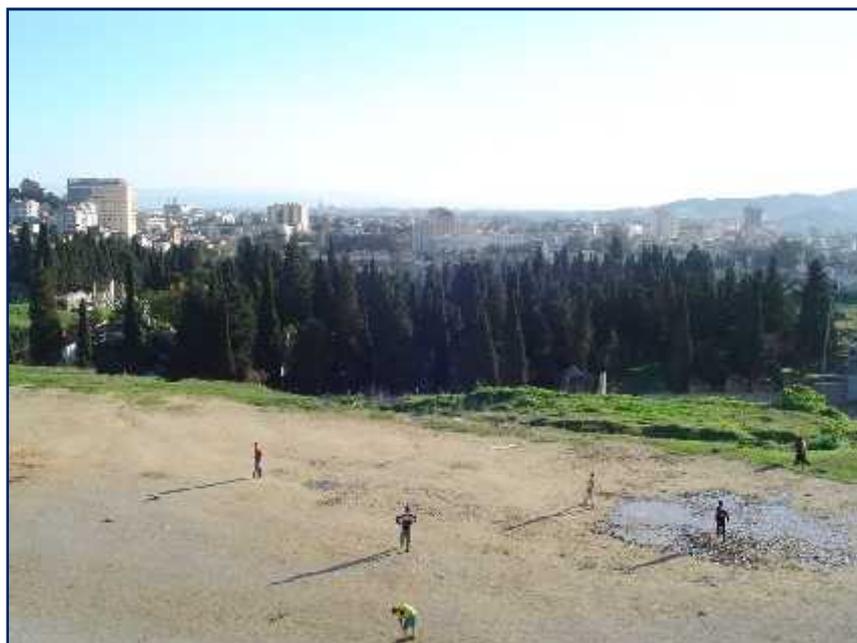


Figure 04: Vue générale du site du cimetière chrétien d'Annaba

(Photo Brahmia Z.).

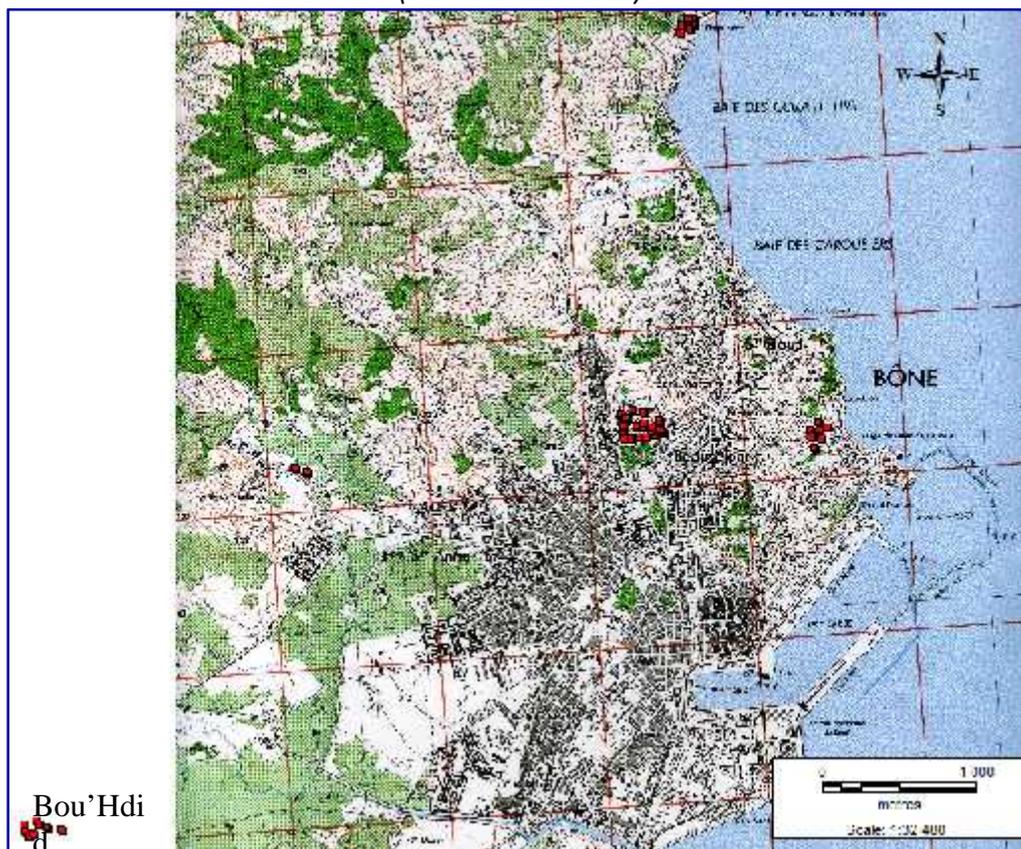


Figure 05: Schéma d'implantation des nichoirs dans le site urbain d'Annaba (fond raster: carte Annaba 1/25000).

II.2.2. Le milieu semi-urbain: la commune d'El Hadjar

Localisée à une quinzaine de kilomètres au sud d'Annaba (**Fig. 06**) et jusque dans les années 80, la ville d'El-Hadjar était un village autour duquel était organisée une activité agricole intense. Un gros complexe sidérurgique puis l'implantation progressive de petites et moyennes industries dans cette commune rurale, ont contribué à son développement urbain et démographique. Aujourd'hui cette ville moyenne, outre l'industrie, connaît une activité encore marquée par les grandes cultures industrielles (céréales-tomates), l'arboriculture fruitière et le maraîchage. La zone urbaine proprement dite de l'ancien village, augmentée des traditionnelles citées HLM (habitations à loyers modérés) périphériques, est entourée d'exploitations agricoles plus ou moins arborées selon le type de cultures pratiquées.

Pour les besoins de l'étude nous avons sélectionné un site présentant une couverture arborée suffisamment importante pour recevoir une quarantaine de nichoirs; par ailleurs, ce site ne devait pas être marqué par un certain isolement vis-à-vis des activités anthropiques.

Compte tenu de ces impératifs conceptuels, notre choix s'est porté sur un verger d'orangers d'environ 60 ha, entouré d'exploitations pratiquant la céréaliculture et le maraîchage.

Exploité en bordure de l'oued Seybouse, ce site est localisé à 650 m d'une petite zone industrielle, à 2 km au nord-est de la ville d'El-Hadjar et à 4 km au nord-est du complexe Arcelor-Mittal. Il est, par ailleurs, entouré de plusieurs voies routières importantes: RN 44, RN21 et plusieurs voies secondaires.

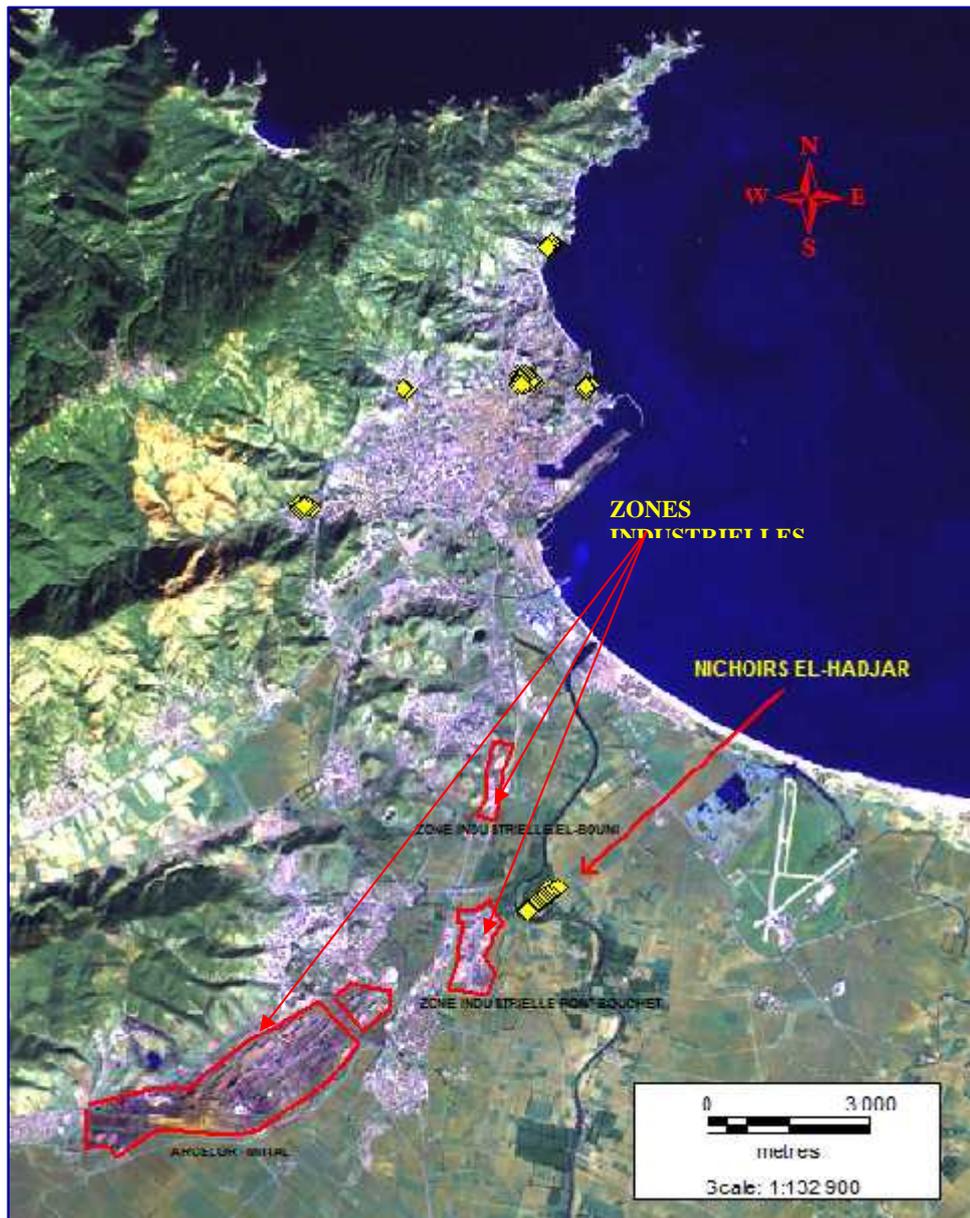


Figure 06: Localisation du site d'étude péri-urbain d'El-Hadjar (fond raster : image Landsat 2000).

Nous y avons implanté 40 nichoirs qui ont été placés sur des Filao (*Casuarina equisetifolia*) et Cyprès (*Cupressus atlantica*) (Fig. 07).



Figure 07: Structure linéaire des Filao au sein des vergers en zone péri urbaine
(Photo Brahmia Z.).

1.3. Le milieu témoin forestier: les subéraies de BouMalek et Feguaia

L'étude en milieu témoin vise à fournir les données relatives à un site, en principe, indemne de toute pollution par les ETM. Il est clair que cette notion «indemne de toute pollution» reste une vue de l'esprit. Une certaine pollution existe du fait de la circulation routière au sein du parc ainsi que du fait des relargages de métaux lourds durant les incendies de forêts. Cependant ces niveaux de pollution peuvent être considérés comme faibles, en principe sans commune mesure avec ceux que l'on mesurerait en milieu urbain ou périurbain. Du reste, Maas (2006) n'a pas mesuré de concentrations significatives de plomb, cadmium, cuivre, zinc, fer dans le sol du site forestier de BouMalek.

De ce fait, le milieu forestier retenu comme site témoin devrait constituer une référence, notamment pour les données sur les traits d'histoire de vie de la Mésange bleue ; permettant de mesurer les effets des ETM en site non forestiers, sur les variables étudiées.

Le site témoin est constitué de deux massifs forestiers à *Quercus suber* (Fig. 08 et 09). Le premier massif est localisé à proximité du douar de BouMalek à l'est du lac Mellah. Il s'agit d'une Subéraie peu altérée par les feux de forêt, en bordure de petites exploitations agricoles, de quelques hectares, où se pratique une agriculture vivrière non mécanisée. Les arbres sont d'une hauteur moyenne de 7m et d'un recouvrement au sol de 55%. Le sous bois, d'une hauteur moyenne de 1m et d'un recouvrement de 60%, est constitué du cortège classique du *Quercetum suberensis*, c'est-à-dire *Pistacia lentiscus*, *Myrtus communis*, *Calycotome villosa*, *Filaria angustifolia*, *Rubus ulmifolius*, *Chamaerops humilis*, *Smilax aspera*..ect.

A certains endroits ce massif forestier s'apparente à un maquis arboré sur des collines ne dépassant pas les 100 m d'altitude. Il se présente comme une forêt plus ou moins

dégradée à cause du pâturage. Suite à l'installation de quelques fermes dispersées, le milieu a subi un défrichage en bordure de massif.

Le second massif est localisé à 6 km au sud-ouest du premier, dans la formation collinaire de Fegaïa, en face du Djebel Koursi. Il est constitué du même type de milieu qui a subi, en revanche, par trois fois, le passage du feu à 10-12 ans d'intervalle.

Ces deux massifs reposant sur un sol argilo-sableux sur grès de Numidie sont séparés par une route nationale à deux voies, la RN 84A, qui relie Annaba à El-Kala. Le tissu urbain est constitué de petites maisons individuelles, sans étages, dispersées en bordure des massifs forestiers.



Figure 08: *Vue générale des subéraies de basse altitude de djebel Fegaïa
(Photo Brahmia Z.).*

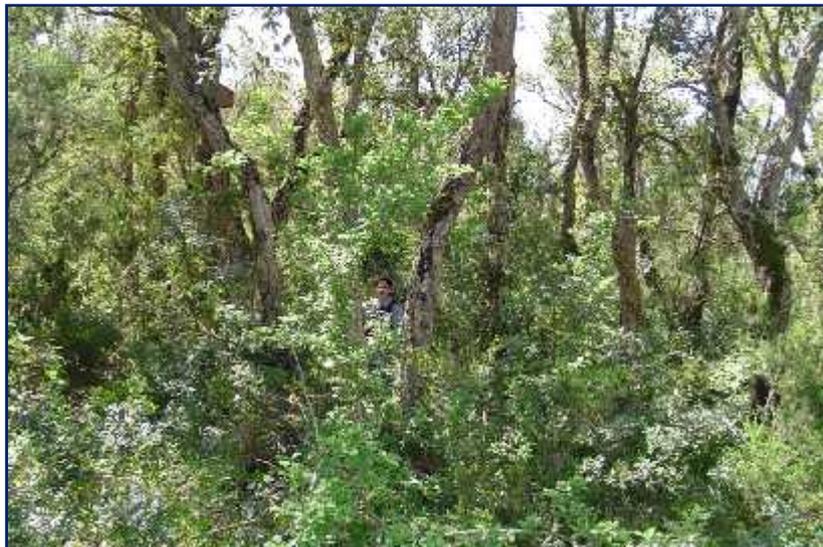


Figure 09: *Ambiance générale du sous bois dans l'habitat forestier témoin
(Photo Benyacoub S.).*

175 nichoirs y ont été installés en 4 années d'étude, exclusivement sur des chênes liège.

Rappelons que le site témoin est localisé dans le parc national d'El-Kala (**Fig. 10**). Nous nous dispenserons dans cette thèse de faire la description de cette aire protégée et

nous renvoyons le lecteur intéressé à la description détaillée du PNEK dans l'étude de Benyacoub et al. (1998).

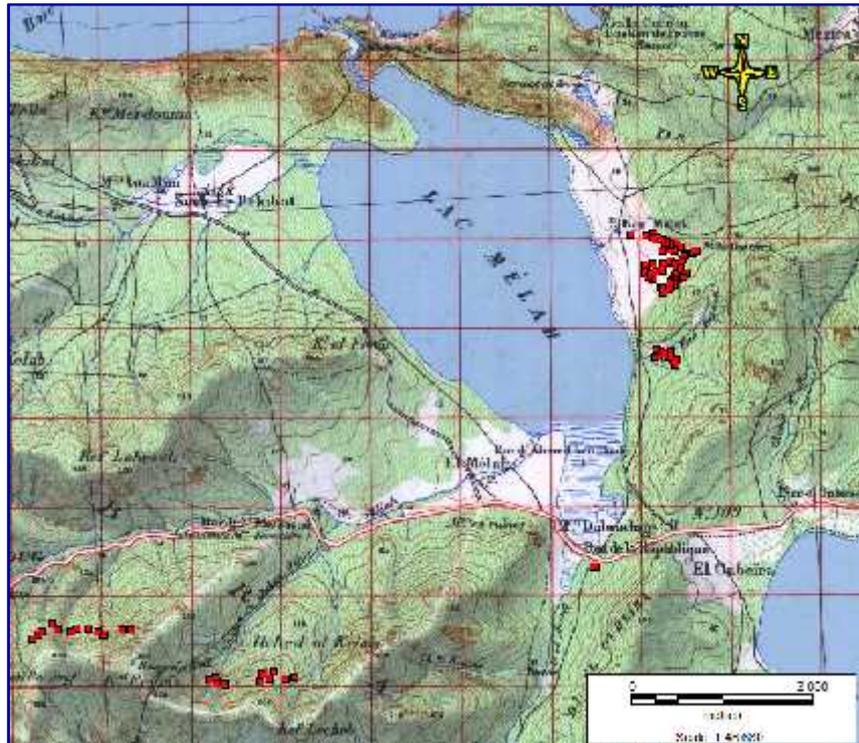


Figure 10: Implantation des nichoirs dans le site d'étude forestier témoin du PNEK (fond raster: carte EL-KALA 1/50.000).

360 nichoirs ont donc été installés en 4 années d'étude dans l'ensemble des sites étudiés.

II.2.4. Climatologie générale des trois sites d'étude

II.2.4.1. Climat

En général le climat régional, en zone de plaine, est à tendance humide à sub-humide de type méditerranéen. La pluviométrie varie de 600 à 800 mm/an. La température est élevée en été, douce en hiver (maxi = 32° C mini = 6°C). Le climat est doux et humide en hiver et chaud et sec en été. L'humidité est assez élevée, avec des valeurs qui varient de 60 à 70% (Debieche, 2002). Il semble que le climat n'ait pas fondamentalement changé depuis la période historique (Despois, 1949).

II.2.4.2. Température

Ce paramètre est fonction de l'altitude, de la distance à la mer et de la position topographique (Toubal, 1986). De manière plus générale, Seltzer (1946) souligne que: «...dans toute l'Algérie (Sahara non compris), la température moyenne est, de novembre à avril, inférieure à la moyenne annuelle ; elle lui est supérieure de mai à octobre...». On peut donc diviser l'année en un semestre froid et un semestre chaud. A Annaba, la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud est de 29,8°C alors qu'à El Kala elle est de

30,4°C. La moyenne des températures minimales du mois le plus froid enregistrée à Annaba est de 7,9°C. Celle enregistrée à El Kala est de 8,5°C (De Belair, 1990).

II.2.4.3. Humidité de l'air

Ce paramètre dont les valeurs sont relativement élevées à proximité du littoral, atteint les valeurs les plus fortes au levé et au couché du soleil et, habituellement, dans les mois les plus froids (janvier et décembre). Cette humidité élevée de l'air, même en période estivale, explique que la région puisse être plongée dans un voile de brume; véritable compensation pour les végétaux ne bénéficiant presque d'aucune précipitation durant l'été forêts (Benyacoub, 1993).

II.2.4.4. Vents

Jouant un très grand rôle dans la région, ils sont relativement stables depuis le Quaternaire récent. Les plus violents sont ceux du Nord-ouest souvent liés aux pluies d'équinoxes, qui apportent les précipitations les plus importantes venues de l'Atlantique, lorsque les hautes pressions du large des Açores ont cédé le pas aux basses pressions venues de l'Atlantique. A l'opposé, le sirocco qui souffle du Sud-est principalement en été, assèche l'atmosphère et favorise, avec les températures élevées les incendies de forêts (Benyacoub, 1993). Le régime des vents dominants supérieurs à 6m/s est de provenance nord-nord-est (30%), nord (13%) et ouest (10%).

II.2.4.5. Pluviosité

Elle est conditionnée par les perturbations cycloniques d'origine atlantique de l'Ouest et du Nord-est, et les dépressions qui prennent naissance en Méditerranée occidentale, généralement centré dans le périmètre du golfe de Gêne-Corse-Sardaigne. Ce second phénomène n'affecte, en général, que la partie orientale du Tell algérien et est à l'origine de son statut de région la plus humide d'Algérie (Benyacoub, 1993). La moyenne des précipitations annuelles à Annaba est de 787 mm, elle est de 910 mm à El Kala.

II.3. INTRODUCTION: Traits d'histoire de vie

Dans le domaine de l'écologie et de l'évolution, les « traits d'histoire de vie » d'une espèce sont des descripteurs **biologiques** et comportementaux quantitatifs (respiration, croissance, mode/rythme/stratégie de reproduction et alimentation) ou **écologiques** (préférendum de température, dureté, pH, etc.) étudiées aux échelles spatiales de l'habitat et du paysage.

Ils sont un produit de la sélection naturelle, produit neutre ou constituant une réponse adaptative aux modifications et contraintes de l'environnement (Meyers et Bull, 2002; Eckert, 1999; Blandine, 2007). Cette approche renvoie à la théorie de l'histoire de vie, qui en écologie, et dans le domaine de l'étude de la dynamique des populations, désigne l'ensemble de caractères impliqués dans la reproduction, la résilience et la survie des organismes, et donc la contribution en termes de descendance. Cette notion fait intervenir des traits innés et éventuellement acquis, et fait appel à la notion de Trade-offs (équivalent des « choix » stratégiques qu'une espèce peut faire dans l'allocation de ses ressources entre la croissance de l'individu et/ou du groupe et la survie de l'espèce).

Ces traits reflètent directement la diversité des niches écologiques de l'écosystème ; ils permettent donc d'évaluer la qualité bioécologique de cet écosystème. Ces traits, quand ils sont bien connus peuvent donc être utilisés:

- pour le choix de bioindicateurs adaptés à un milieu ou une fonction écosystémique qu'on voudrait étudier, et par suite, pour affiner la caractérisation de la qualité d'un milieu ou de détecter certaines perturbations.
- pour mieux comprendre et prévoir l'évolution d'une espèce en danger ou au contraire invasive (Fumanal, 2007), y compris dans la perspective du dérèglement climatique.
- pour modéliser et prévoir l'évolution écologique d'un milieu naturel, semi-naturel ou anthropisé soumis à des perturbations ou pour détecter ces perturbations via l'apparition ou la disparition d'une espèce dont les traits de vie sont caractéristiques d'une condition écologique.
- pour des études d'impacts et l'élaboration de mesures compensatoires.

- pour préparer ou évaluer des actions de génie écologique.
- pour l'étude et l'évaluation environnementale de systèmes complexes (Crocchi, 2007).

Les traits d'histoire de vie sont définis donc comme étant un ensemble de caractéristiques fonctionnelles permettant de décrire le cycle de vie des individus d'une population, tel que la taille à la naissance, l'âge à maturité, le nombre, la taille et le sex-ratio des jeunes produits, la fréquence de reproduction, les variations de la survie en fonction de l'âge, la longévité...

Au cours de leur vie, les individus doivent faire face à des demandes énergétiques multiples, principalement pour des activités liées à la reproduction (recherche d'un partenaire, production de gamètes, soins parentaux...) ou à la maintenance de l'organisme (croissance, défense immunitaire, mue...). Cependant, les ressources disponibles étant généralement limitées dans le temps et/ou l'espace, les individus devront faire face à un compromis pour l'allocation des ressources entre différentes activités qui entrent en compétition (Stearns, 1976; Ricklefs, 1991). La manière dont les individus vont répondre à ce compromis aura des conséquences directes sur la fécondité et la survie future, donc sur la «fitness». Le terme fitness (Stearns, 1976), désignant la capacité des individus à transmettre leurs gènes à la génération suivante.

La théorie des traits d'histoire de vie prédit donc que la meilleure stratégie pour parvenir à maximiser la fitness serait de canaliser les traits d'histoire de vie les plus liés à la fitness contre les variations de l'environnement (Stearns et Kawecki, 1994; Pfister, 1998; Gaillard et Yoccoz, 2003; Grether, 2005), c'est à dire maintenir un investissement énergétique suffisant pour préserver les traits qui contribuent le plus fortement à la fitness, et par conséquent à la dynamique de la population, contre les variations de l'environnement de manière à réduire la variabilité autour de ces traits. Il semble donc important de définir quelles sont les contraintes liées à la variabilité environnementale pour, a terme, comprendre la réponse des populations aux changements de leurs conditions de vie. L'apparition de conditions défavorables est imprévisible et ne permet pas aux organismes d'adapter leur investissement reproducteur aux conditions de ressources à venir (Roff, 2002).

II.3.1. TRAIT D'HISTOIRE DE VIE ET CONTRAINTES ENVIRONNEMENTALES

Les organismes adaptent leurs traits d'histoire de vie et leurs comportements en fonction de signaux environnementaux (caractéristiques des sites de reproduction, risque de prédation, interactions intra et interspécifiques) qui les guident vers la sélection d'habitats de bonne qualité, maximisant ainsi leur succès reproducteur et leur survie (Schlaepfer et al. 2002). Dans certains cas, l'altération brusque de certains facteurs environnementaux par l'Homme n'engendrerait pas automatiquement de réponse adaptative des individus pour

faire face à cette nouvelle menace (Schlaepfer et al. 2002; Battin, 2004; Robertson et Hutto, 2006).

L'étude des effets des pressions toxiques sur les organismes est le plus souvent basée sur des tests de toxicité en laboratoire, qui même s'ils se rapprochent des conditions du milieu, sont encore loin d'être aussi complexes. Actuellement, des études basées sur la structure bioécologique des communautés *in situ* afin d'étudier la représentativité écologique des essais écotoxicologiques et cibler l'analyse des effets sur les espèces pertinentes, sont encore en cours.

Parmi l'ensemble des traits d'histoire de vie pouvant être étudiés, les paramètres de reproduction sont particulièrement pertinents. Ils sont dépendants des conditions de milieu et de l'état de santé de la femelle. La variabilité de ces paramètres d'un milieu à l'autre, suggère soit l'action de facteurs différents dans le déroulement de la reproduction ou bien une variabilité de l'intensité de ces facteurs. Ces facteurs peuvent être de nature abiotique (climat, polluants..) ou biotique (interactions diverses, nourriture, parasitisme, prédation, dérangement) dont l'action est souvent associée à celle des facteurs abiotiques.

II.3.2. ETUDE DE LA REPRODUCTION

II.3.2.1. Mise en place des nichoirs

Les nichoirs utilisés sont des boîtes de plus de 20 cm de haut, avec une base de 15x15 cm, réalisées avec des planches de 2 cm d'épaisseur (**Fig. 11**) permettant un bon isolement thermique, similaire à l'ambiance des cavités naturelles, tout en respectant un volume interne suffisant pour la construction du nid. Ils ont un trou d'envol de 26 mm permettant l'accès uniquement à la Mésange bleue. Les nichoirs ont été installés avant le début de la saison de reproduction (mi-février) sur des arbres ayant presque le même âge à environ 4 à 6 mètres du sol et distants d'environ 40 à 50 mètres. Nous avons remarqué par ailleurs, qu'une disposition linéaire des nichoirs n'avait pas d'effet sur les taux d'occupation par les oiseaux par rapport à une disposition surfacique. C'est la qualité du support avec son environnement immédiat, qui semble jouer un rôle important dans l'adoption du nichoir par un couple d'oiseaux.



Figure 11: Structure d'un nichoir et pose sur le terrain.

II.3.2.2. Suivi de la construction des nids

II.3.2.2.1. Stade et durée de la construction

Nous avons procédé à la mesure de la durée de construction et celle de la dimension moyenne des nids pour vérifier si il existait une différence de composition des nids en matériaux entre les trois sites étudiés et vérifier si cette différence impactait la durée de construction du nid. La mesure de la durée de construction des nids en jours a été réalisée

entre un stade 1 et un stade 6 (**Fig. 12**). Ces stades représentent les différentes étapes de construction d'un nid de Mésange (**Tab. 02**). A chaque la visite, les étapes sont soigneusement notées pour chaque nichoir.

Tableau 02: Stades de construction du nid de la Mésange bleue (Perret, 2003).

STADES	ETAPES DE LA CONSTRUCTION DU NID
1	Moins de 10 brindilles de mousses.
2	Plus de 10 brindilles de mousses. le fond du nichoir est recouvert de mousse
3	Plus de 10 brindilles arrangées distribuées en couronne, mais le fond du nichoir est visible.
4	Construction de la coupe. le nid est fait de mousse uniquement.
5	Coupe terminée sauf le revêtement intérieur. le nid est prêt, avec de la bourre.
6	Nid prêt pour la ponte.
7	Œuf dans le nid.

II.3.2.2.2. Matériaux de construction

Les différents matériaux de construction du nid sont récupérés en fin de saison de reproduction, après envol des pulli. Ils sont triés et pesés. A la fin de chaque saison de reproduction, les nichoirs sont récupérés nettoyés et replacés l'année suivante dans les mêmes endroits.



Figure 12: Diverses étapes de construction d'un nid de Mésange bleue (Photos Brahmia Z.).

II.3.2.3. Suivi des traits d'histoire de vie des populations de Mésange bleue dans les trois sites

Les visites des nichoirs sont quotidiennes pour noter les débuts de ponte et, le cas échéant, le taux de prédation des premiers œufs. Dès qu'il y a occupation du nichoir et ponte, les œufs sont pesés, leurs longueurs et largeurs mesurées. A l'éclosion, les visites se poursuivent systématiquement à un rythme quotidien pour noter les divers traits suivants : **(Fig. 13)**.

II.3.2.3.1. Date de ponte (DP): Elle représente la date à laquelle le premier œuf est pondu. Pour toutes les pontes le premier mars correspond au jour 1. Le déterminisme de la date de ponte est important. Il permet de savoir jusqu'à quel point il existe des couples tardifs et précoces en fonction de la disponibilité alimentaire.

II.3.2.3.2. Grandeur de ponte (GP): Elle représente le nombre d'œufs qu'une femelle peut pondre, en supposant que celle-ci pondre un œuf par jour, tôt le matin. La grandeur de ponte est un trait particulièrement important pour mesurer à la fois la forme physiologique de la femelle mais également le potentiel du couple à nourrir les pulli à naître.

II.3.2.3.3. Période de ponte (PP): Elle représente la durée entre la ponte du premier œuf du couple le plus précoce et la ponte du dernier œuf du couple le plus tardif. Cette période est variable selon les conditions générales du milieu (température atmosphérique, disponibilité alimentaire, durée de la disponibilité alimentaire...).

II.3.2.3.4. Nombre d'éclosion (NE): C'est le nombre d'œufs éclos par rapport aux œufs pondus, dont certains peuvent être stériles. Il renseigne sur la qualité des œufs, donc, entre autres, la qualité de la femelle et/ou du mâle.

II.3.2.3.5. Succès à l'envol (SE): Il représente le rapport du nombre de pulli envolés sur le nombre d'œufs éclos. Ce trait de vie est révélateur des conditions de nourrissage de la nichée. Il dépend étroitement de l'investissement parental, donc de leur état physiologique, mais également des conditions générales du milieu de vie.

II.3.2.3.6. Succès de la reproduction (SR): Il représente le nombre de pulli envolés sur le nombre d'œuf pondus.

II.3.2.3.7. Durée d'incubation (DI): Ce trait de vie est, entre autres, sous la dépendance du degré d'atteinte parasitaire de la femelle. Plus cette atteinte est importante, plus la durée d'incubation peu s'allonger.



Figure 13 : Diverses étapes du suivi d'une ponte jusqu'à l'envol.

II.3.2.3.8. Taux de prédation et de vandalisme

Les œufs disparus ou cassés et les pulli disparus ou blessés avec trace de dérangements des nids ont été considérés comme prédatés. Les nichoirs volés, brisés ou trouvés sur le sol, à proximité de l'arbre, provoquant la destruction des œufs ou la mort des pulli sont considéré comme vandalisés (**Fig. 14**).

Dans ce cadre nous avons mesurés les paramètres suivants :

- **Taux de prédation des œufs** = nombre d'œufs prédatés/grandeur de ponte moins les œufs prélevés.
- **Taux de prédation des pulli** = nombre de pulli prédatés / nombre d'œufs éclos.
- **Prédation totale** = nombre d'œufs ou pulli prédatés/grandeur de ponte moins les œufs prélevés).



Figure 14: Illustration de quelques exemples de mortalité des œufs et pulli au nid (Photos Brahmia Z. et Benyacoub S.).

II.3.2.4. ETUDE MORPHOMETRIQUE

II.3.2.4.1. Morphométrie des femelles

Les variables biométriques reflètent l'état de santé de la femelle. Ses capacités physiques et énergétiques vont conditionner la reproduction (Merila et Wiggins, 1997) (qualité des œufs et investissement durant l'élevage des jeunes). Moreno (1989) a montré que la perte de poids des femelles dépend des conditions de l'environnement. Pour vérifier si l'urbanité des conditions environnementales (stress divers : ressources trophiques peu adaptées ou différentes, dérangement, contamination diverse, interactions compétitives plus intenses du fait de la rareté des ressources..) se répercutent sur la morphologie des femelles, nous avons comparé la morphométrie des femelles entre les trois sites d'étude (**Fig. 15**).

Les femelles sont capturées au nichoir durant la période d'incubation. Leur manipulation doit s'effectuer le plus délicatement possible pour éviter l'abandon de la ponte.

On procède à leur pesée au peson « PESOLA » précision 0,1 g. La mesure des ailes et des tarsi à l'aide d'une réglette et d'un pied à coulisse digital précision 0.01 mm. Les rectrices sont prélevées et conservées dans des tubes lavés et séchés pour le dosage ultérieur des ETM.



Figure 15: Diverses manipulations et mesures morphométriques des femelles.

II.3.2.4.2. Morphométrie des œufs

La disponibilité de la nourriture en début et en fin de saison, la qualité et la contamination de la nourriture par les ETM ont un effet sur la qualité physiologique des femelles, et donc sur la qualité des œufs (taille des œufs et épaisseur de la coquille) (Eeva et Lehikoinen, 1995). La taille des œufs est, en principe, plus faible dans les sites pollués (Bize et al. 2002).

La taille des œufs est utilisée communément comme un indice de leur qualité (Lindström, 1999). La taille des œufs (longueur, largeur) est mesurée au pied à coulisse digital (precision 0.01 mm). La longueur et la largeur de l'œuf sont mesurées en exerçant une pression très légère (l'œuf doit pouvoir tenir dans les mâchoires du pied à coulisse) (Fig. 16).



Le volume des œufs a été calculé à partir de la formule suivante :

$$EV = 0.042 + 0.4673 \cdot (EL \cdot EW^2)$$

Dont: EV = volume; EL= longueur; EW= largeur (Eeva et Lehtikoinen, 1995 ; Benyacoub et al. 2000).

Le poids des œufs est mesuré à l'aide d'une balance de précision 0,01g.

L'épaisseur des coquilles des œufs prélevés ou abandonnés a été mesurée avec un micromètre mécanique caliper TECLOK (0,01 mm) (Dirksen et al. 1995). Trois mesures sont effectuées dont on retient la valeur moyenne.

Pour les besoins des dosages de contaminants ETM, le premier œuf pondu dans chaque nichoir a été prélevé et remplacé par un œuf artificiel. Chaque œuf prélevé est identifié et conservé dans un tube à essai à 20°C. L'œuf artificiel évite de perturber le processus de ponte de la femelle.

II.3.2.4.3. Morphométrie des pulli

Les mesures morphométriques comme le poids, la longueur du tarse et la longueur des ailes sont couramment utilisés comme révélateurs de l'état de santé des oiseaux (taux de survie et succès reproducteur) (Tinbergen et Boerlijst, 1990; Haywood et Perrins, 1992).

Les caractéristiques morphométriques des pulli sont des paramètres pertinents et importants qui dépendent des conditions physiologiques de croissance des pulli. Cette croissance dépend des conditions environnementales (stress, alimentation, pollution, parasites). Les facteurs qui peuvent influencer la variation du poids des pulli sont:

- Date et grandeur de ponte. Elles dépendent de la qualité physiologique de la femelle.

- Qualité, diversité et quantité de ressources trophiques. Elles sont étroitement liées au degré d'artificialisation du milieu: moins le milieu est artificialisé et mieux les ressources trophiques répondent aux exigences physiologiques des pulli en croissance (minéraux, lipides, glucides, protides...). Donc plus les ressources sont de qualité et plus le taux de croissance des pulli est élevé.
- Compensation par investissement parental plus élevé en milieu urbain. Dans ce cas la mauvaise qualité des ressources est compensée par les parents qui du coup encaissent le contre coup de leur investissement: mortalité plus élevée ? Ce dernier point a été abordé mais n'a pas fait l'objet d'une exploitation dans la présente thèse.

II.3.2.4.3.1. Détermination de l'âge des pulli

L'âge des pulli a été déterminé grâce à une échelle établie par les chercheurs du Centre National pour la Recherche Scientifique (C.N.R.S) à Montpellier (**Tab. 03**).

Tableau 03 : Caractéristiques des pulli de la Mésange bleue selon leur âge.

AGE (jour)	CARACTERISTIQUES
J 0	l'âge 0 jour est le jour de l'éclosion. Les observations à l'éclosion doivent durer très peu de temps, il y a « risque d'abandon ». Le poids à zéro jour est inférieur à 1g ; pendant 2 à 3 heures le pulli est rouge avec les duvets collés sur la tête. Son ventre ne présente qu'une tache foncée.
J 1	Le ventre est bombé et brun, le pulli ne présente aucune ligne de plumes sous-cutanées. Le poids à 1 jour est de 1,3 g.
J 2	Des lignes très fines de plumes sous cutanées sont apparentes sur le dos et les ailes. Le poids à 2 jours est de 2,2 g.
J 3	Les lignes sous-cutanées sont larges, on distingue sur les ailes deux lignes parallèles. Les bordures des ailes présentent des petites dents. Le poids à 3 jours est de 3 g.
J 4	Les ailes sont presque uniformément noir bleuté. Seuls les fourreaux des rémiges sont apparents. Le poids à 4 jours est de 4 g.
J 5	Les fourreaux des grandes couvertures sont développés alors que ceux des tectrices sont à peine visibles. Le tarse est assez développé pour que le pulli puisse être bague.
J 6	Les fourreaux des couvertures moyennes sont apparents. Les yeux peuvent s'ouvrir au 1/3.
J 7	Les tectrices recouvrent juste la moitié des rémiges primaires.
J 8	Petits plumeaux blanc gris au bout des grandes couvertures.
J 9	Petits plumeaux blanc gris au bout des rémiges secondaires.

J 10	Petits plumeaux blanc gris au bout des rémiges primaires.
J 11	Petits plumeaux blanc gris au bout des tectrices.
J 12	Tous les canons des plumes présentent des plumeaux.
J 13	Les canons des rémiges secondaires sont couverts par les grandes couvertures. Les canons des grandes couvertures ne sont pratiquement plus visibles.
J 14	La moitié des canons des rémiges primaires sont couverts par les tectrices.
J 15	Les deux tiers des canons des rémiges primaires sont couverts par les tectrices. Seuls les canons des rémiges primaires sont encore visibles. Les dernières mesures se font à 15 jours (tarse, poids).
J 16	Les canons ne sont plus visibles quand on déplie l'aile ; il reste des petits trous entre les rémiges primaires et les tectrices.

II.3.2.4.3.2. Suivi de la croissance pondérale de pulli

La masse des pulli a été mesurée à l'aide d'un pesola (précision 0,1g). Ces mesures ont conduit au calcul du taux journalier de croissance des pulli de 0 à 15 jours. Chaque pulli est identifié par une bague en plastique de couleur différente (**Fig. 17**), ce qui permet d'effectuer un suivi individuel de la croissance sans confusion des pulli au nid (**Fig. 18**). Ce suivi devrait nous permettre d'obtenir des informations sur le gain pondéral depuis l'éclosion jusqu'à l'envol et de détecter d'éventuelles différences de croissance entre sites.

A J15 des pulli sont prélevés pour des mesures diverses dans les trois sites: Longueur des ailes, des tarses, bec, culmen (**Fig. 19**). Par ailleurs, ces pulli sont sacrifiés pour prélèvements des divers organes (foie, reins, sang, plumes) pour le dosage du Plomb et du Cadmium.

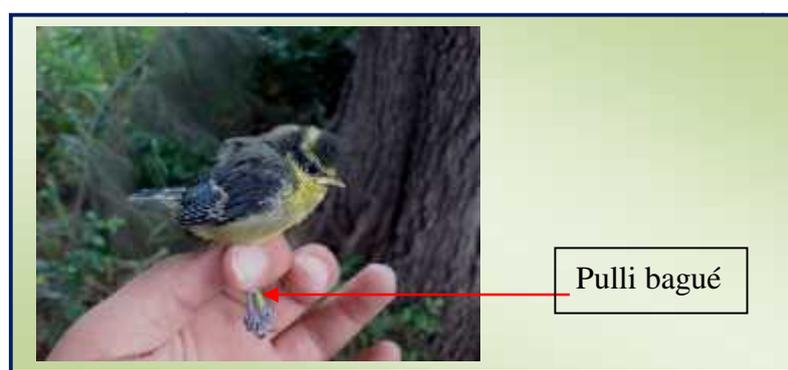


Figure 17 : Bague des pulli (Photos Benyacoub S.)



J13

J14

J15

Figure 18: De haut en bas et de gauche à droite, divers stades de croissance des pulli
(Photos Brahmia Z. et Benyacoub S.)

Toutes les mesures présentées sont tirées de Perret (2003).

➤ **Mesure du Tarse**

Pour mesurer le tarse, nous tenons l'oiseau sur le dos entre l'index et le majeur. Le plus au bout des doigts possible, pour maintenir la patte à mesurer entre le pouce et l'annulaire. L'angle formé par le tarse et le tibia de l'oiseau doit être inférieur à 90°. Les doigts de l'oiseau doivent être repliés à 90° vers l'arrière pour bien mesurer l'os. La mesure se fait avec la partie plate du pied à coulisse.

➤ **Mesure de l'aile**

Il faut maintenir le cou de l'oiseau entre l'index et le majeur ; les pattes entre le pouce et l'annulaire. Glisser la règle en-dessous de l'aile repliée, maintenir le poignet de l'oiseau contre la butée, étirer les plumes de l'aile, et les garder le plus possible en contact avec la règle. La lecture se fait au bout de la plume la plus longue.

➤ **Mesure du bec**

Pour mesurer la longueur du bec on pratique deux types de mesure :

-Le premier, que l'on appelle « **culmen** », est pris avec la mesure externe du pied à coulisse. On prend appui sur le crâne, au départ du bec, avec la pointe du pied à coulisse. On va chercher le bout du bec par en-dessous (donc à l'intérieur du bec) avec l'autre extrémité du pied à coulisse.

- Le second, que l'on appelle « **bec narine** », utilise la mesure interne du pied à coulisse : introduire la pointe du pied à coulisse dans la narine et aller chercher l'extrémité du bec.

Pour que cette mesure soit fiable, il faut tenir le pied à coulisse perpendiculairement à la tête de l'oiseau.



Figure 19: Diverses techniques de mesures biométriques chez le pullus de Mésange bleue
(Photos Brahmia Z. et Benyacoub S.)

II.3.2.4.4. Collecte des proies

Une collecte des proies a été réalisée par la technique de la pose de collier. Celle-ci consiste à serrer légèrement un fil métallique souple, fin (0.5mm de diamètre) et gainé (fil téléphonique) autour du cou du pullus pour retenir les proies sans gêner la respiration. Les colliers ont été placés dès l'âge de 5 jours jusqu'à l'âge de 12 jours. Les colliers ne peuvent être placés plus tôt, car trop jeunes, les poussins sont fragiles et difficilement manipulables. En conséquence, la pose des colliers a concerné tous les oisillons âgés de 5, 9 et 12 jours. Les colliers ont été placés durant 2 heures par jour tôt le matin. Les proies sont collectées dans le gosier des pulli à l'aide d'une pince à bout rond. L'opération est facilitée en exerçant de légères pressions avec le pouce sur le cou. Les proies collectées ont été conservées dans des tubes contenant de l'Ethanol 70%, aux fins de dosage du plomb et du cadmium.

*LE
PLOMB ET
LE CADMIUM*



II.4. INTRODUCTION: QUELQUES GENERALITES SUR LE CADMIUM ET LE PLOMB

II.4.1. GENERALITES SUR LE CADMIUM (Cd)

Le Cadmium (Cd) est un métal trace peu répandu dans la croûte terrestre (0,11 $\mu\text{g/g}$) et les roches où il est généralement associé au zinc (WHO, 1992; Pinot et al. 2000). Il est bioaccumulable et répertorié comme toxique par l'Institut National de la Recherche et de la sécurité (INRS) sous ses formes sulfure et oxyde de Cadmium. C'est une substance classée «dangereuse prioritaire» par la Directive Européenne 2000/60/CE. Toutefois, le bruit de fond naturel du Cd (**Tab. 04**) ne semble pas avoir de conséquences graves sur la survie et la santé des organismes vivants ni sur l'environnement (Pinot et al. 2000).

Quarante huitième éléments de la table périodique, le Cadmium un métal trace non essentiel. À l'état pur il est malléable, inodore et de couleur métal blanc-argent, légèrement bleuté.

Tableau 04: Caractéristiques physico- chimiques du Cadmium (Lide, 1999).

Cadmium	
Masse atomique	112,41 g/mol
Masse volumique	8,6 g/cm³
Température de fusion	320,9°C
Température d'ébullition	765°C
Symbole chimique	Cd
Minerai d'origine	Scories du zinc

II.4.1.1. Origine et distribution

On retrouve cet élément tout d'abord naturellement dans l'environnement, via:

(1) les feux de forêts et les émissions volcaniques;

(2) l'altération et l'érosion du sol, et du sous-sol rocheux dont les roches phosphatées à des concentrations de 0,1 à 100 mg/g (Pinot et al. 2000) et les sols à des concentrations de 0,1 à 1 mg/g (Korte, 1983; Alloway, 1995; Pais et Benton, 2000) dans lesquelles le Cd forme une impureté (Nriagu, 1980);

(3) un enrichissement en Cd dû à l'upwelling des eaux profondes (Roméo et al. 1999; Shih-Chieh et al. 2003);

(4) la pluie et l'érosion naturelle font en sorte que le Cd rejoint les milieux aquatiques et intègre le cycle de l'eau (WHO, 1992).

II.4.1.2. Utilisation du Cadmium

Il est utilisé essentiellement dans les applications suivantes (Ramade, 1992; Thornton, 1992):

- les piles Ni-Cd (-50 % de la production mondiale);
- les enduits (20 %);
- les pigments (18 %);
- les stabilisants dans les plastiques et les produits synthétiques (6 %);
- les alliages (6 %) ;

- ainsi que de plus petites quantités dans les accumulateurs, l'industrie nucléaire et dans l'électronique (Cossa et Lassus, 1989) ;
- l'extraction du zinc de son minerai lequel contient entre 0,1 à 0,3 % de Cd (Mac Latchy, 1992);
- l'application de certains fertilisants de phosphate inorganique utilisés dans le passé en agriculture (Mc Laughlin et Singh, 1999);
- la combustion du charbon et du pétrole. La majeure partie du Cd rejeté dans l'atmosphère se dépose en 4 semaines ou moins, dans un rayon de 1 000 km de sa source (Bewers et al. 1987).

Mahler et al. (2006) rapportent que cette contamination d'origine anthropique tend à diminuer dans certains pays certainement grâce aux réglementations liées à l'utilisation et au rejet du Cd mises en place au cours de ces dernières décennies (WHO, 1992; Denmark, 2002).

II.4.2. GENERALITES SUR LE PLOMB

Le Plomb est un élément chimique de la famille des cristallogènes, et de numéro atomique 82 (**Tab. 05**). C'est un métal trace gris bleuâtre, blanchissant lentement en s'oxydant, malléable. Il est présent dans divers minéraux dont les plus importants sont la galène (PbS), la cérusite (Pb CO₃) et l'anglésite (Pb SO₄). La classification de La Communauté économique européenne CEE (étiquetage réglementaire des substances et préparations dangereuses) identifie le Plomb comme une substance "présentant des dangers d'effet cumulatif et présentant des risques possibles d'altérations de la fertilité".

Tableau 05: Les caractéristiques physico-chimiques du Plomb (Lide, 1999).

Plomb	
Masse atomique	270
Masse volumique	11,35 g/cm³
Température de fusion	327°C
Température d'ébullition	1.740°C
Symbole chimique	Pb

II.4.2.1. Origine et distribution

Le Plomb est présent dans la croûte terrestre à une concentration de l'ordre de 13 à 16 mg/kg et dans tous les compartiments de la biosphère. Dans l'air, les émissions de Plomb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont reconnues d'une importance mineure. D'autres processus naturels, comme la dégradation et l'érosion du sol et les feux de forêt, contribuent de façon significative à la libération de Plomb. Mais généralement, ces processus naturels ne conduisent que rarement à des concentrations élevées de Plomb dans l'environnement. Nous savons maintenant que le Plomb pénètre dans l'environnement surtout à partir de sources anthropiques.

II.4.2.2. Utilisation

Il est utilisé dans l'imprimerie, la métallurgie (fonderie), dans l'industrie des batteries, dans les dépôts d'étain-Plomb (connectique), les soudures dans l'industrie électronique. Par ailleurs, la présence de Plomb dans l'eau distribuée pour la consommation humaine peut provenir de tuyauteries anciennes contenant du Plomb. La source anthropique principale était, jusqu'à ces dernières années, sa présence dans les carburants automobiles.

L'empoisonnement au Plomb a été souvent rapporté chez des oiseaux de type sauvagine (oiseaux d'eau) (Degernes, 2008), occasionnellement chez des rapaces (Redig et Arent, 2008), et rarement chez d'autres espèces d'oiseaux. Chez les oiseaux, les sources les plus courantes sont les Plombs de pêche ou les munitions perdues consommés par des canards ou des oies qui fouillent le sédiment à la recherche de nourriture (Degernes, 2008; Redig et Arent, 2008).

II.4.3. Utilisation des plumes

Les plumes ont été utilisés comme outils de biosurveillance (Gochfeld et al. 1991; Hahn et al. 1993; Denneman et Douben, 1993; Veerle et al. 2004) depuis les vingt dernières années; mais peu d'études ont été consacrées à l'étude des concentrations d'ETM dans les plumes de passereaux (Dauwe et al. 2002). Les avantages de l'utilisation des plumes sont qu'elles sont faciles à collecter, l'échantillonnage provoque une contrainte mineure pour les oiseaux, et des informations sur la structure génétique et les concentrations d'ETM peuvent être obtenus à partir d'une seule plume (Eeva et al. 2006). Les plumes jouent un rôle à la fois de stockage et d'élimination de métaux et ne permettent pas de mesurer seulement la

contamination interne mais aussi la contamination externe qui peut également être due aux métaux en suspension qui adhèrent à leur surface externe.

II.4.4. Utilisation des œufs

Les œufs sont appropriés comme bioindicateurs parce que:

- 1) ils proviennent d'un fragment spécifique de la population
- 2) ils ne sont formés que dans une période déterminée
- 3) ils ont une composition uniforme
- 4) ils sont faciles à échantillonner.

Bien que les œufs aient des avantages distincts comme bioindicateurs ils ont été peu utilisés pour déterminer la pollution par les métaux lourds. En outre, la plupart des études ont porté sur les oiseaux de mer et les oiseaux aquatiques, tandis que les oiseaux en milieu urbain ont reçu peu d'attention (Morera et al. 1997; Nyholm, 1998). Nyholm (1998) a récemment souligné qu'il n'y a presque pas d'informations sur le transfert des métaux lourds dans les œufs des passereaux. Par ailleurs, d'un point de vue méthodologique, la suppression d'un œuf d'un nid a un effet mineur sur les paramètres de la population (Furness, 1993). Cette action ne devrait pas biaiser les résultats concernant les trait d'histoire de vie.

II.4.5. ETUDE DE LA CONTAMINATION DE LA MESANGE BLEUE PAR LE PLOMB ET LE CADMIUM

Pendant toutes les étapes de préparation des échantillons pour analyse, les consignes pour éviter une éventuelle contamination ont été respectées. Le matériel utilisé a été nettoyé suivant la procédure de nettoyage de la vaisselle de laboratoire en vigueur: rinçage à l'eau MilliQ, décontamination dans un bac d'acide nitrique (HNO_3) à 10 % pendant 6 h minimum, rinçage à l'eau MilliQ et séchage en étuve à 50°C.

II.4.5.1. Préparation et analyse des échantillons

Dans chaque nichée, un pulli de 15 jours est euthanasié par exsanguination. Les tissus prélevés pour le dosage du Plomb et du Cadmium sont:

- ✓ Le sang
- ✓ Le foie
- ✓ Les reins
- ✓ Les rectrices

Sont également prélevés pour l'évaluation de l'état de la femelle:

- ✓ Les rectrices des femelles capturées pendant l'incubation.
- ✓ Le premier œuf pondue.

Les échantillons ont été conservés à 3°C dans des tubes lavés pour éliminer toute contamination extérieure.

L'analyse des échantillons prélevés in situ en Algérie a été effectuée en 2 étapes dans le laboratoire certifié «Chrono-Environnement» de l'université de Franche-Comté – Besançon.

La première étape a concerné la préparation des échantillons telle que décrite ci-après.

La seconde étape a concerné le dosage proprement dit par spectrophotométrie à absorption atomique.

Pour éliminer la contamination exogène, les plumes et les coquilles d'œufs ont été lavés pendant une minute avec de l'acétone, puis rincé pendant une minute avec de l'eau déminéralisée (MilliQ. plus NV.2810, Ultrapure USA) trois fois dans un bain à ultrasons.

Le foie, les reins, les plumes, le contenu des œufs et les coquilles ont été mis dans des flacons de polyéthylène exempts de métal et séchés dans un four à 60° C jusqu'à obtention d'une masse sèche constante. Le poids de la masse sèche est déterminé à 0,0001 g près en utilisant une balance électronique (Mettler Toledo AB 54).

Pour la minéralisation du sang nous avons ajouté 1200 µl d'HNO₃ (56% qualité RPE marque Carlo-ERBA) et nous avons vortexé et ensuite minéralisé à l'étuve (60°C) pendant 48 heures. Le sang a également été pesé à 0,0001 g près.

Les échantillons ont été minéralisés dans 1 ml de HNO₃ (68%) dans des flacons en polyéthylène dans un four à 60° C pendant 48 h. Tous les échantillons ont été dilués dans l'eau déminéralisée à 10 ml et stocké à 20° C jusqu'à analyse.

Tous les réactifs étaient de qualité analytique et obtenu par le distributeur Carlo Erba (Val de Rueil, France). Les concentrations totales de Plomb et de Cadmium ont été mesurées avec un four à spectrophotométrie à absorption atomique (Varian 220Z, Les Ulis, France).

La validité des méthodes d'analyse a été vérifiée à l'aide de matériel biologique de référence standard (TORT-2 (Hépatopancréas de homard) et DOLT-3 (foie d'aiguillat), du Conseil national de recherches du Canada Institute pour la Norme Nationale de Mesure, Ottawa, ON, Canada).

Toutes les concentrations sont exprimées en microgrammes par gramme ($\mu\text{g/g}$).

Analyses statistiques :

Les Statistiques et affichages graphiques ont été effectués en utilisant R 2.7.0. (Team R Development Core, 2006) pour ce qui concerne la comparaison inter-habitat des croissances pondérales des pulli.

Les comparaisons inter-habitat des variables de reproduction et des niveaux de contamination par les ETM des tissus biologiques des femelles, des œufs et des pulli par ANOVA ainsi que les graphiques qui y sont rattachés, ont été réalisées en utilisant Minitab version 13.31 ; les corrélations linéaires entre les dosages de contaminants et les traits d'histoire de vie ou les variables morphométriques ainsi que les graphes des droites de régression ont été également réalisées sous Minitab 13.31.

Les analyses en composantes principales ont été réalisées sous PC. Ord[™] 3.4.

RESULTATS

« Le serpent qui ne peut changer de peau, meurt. Il en va de même des esprits que l'on empêche de changer d'opinion : ils cessent d'être esprit. »

*Par-delà bien et mal de
Friedrich Nietzsche*

III. RESULTATS

PREMIERE PARTIE: COMPARAISON DES TRAITS D'HISTOIRE DE VIE DE LA MESANGE BLEUE ENTRE L'HABITAT URBAIN, L'HABITAT PERIURBAIN ET L'HABITAT FORESTIER TEMOIN

Nous croyons utile de rappeler, avant d'aborder ce chapitre, que l'hypothèse générale qui sous-tend la présente étude, pose que les différences de niveaux de pollution qui caractérisent chaque milieu d'étude, urbain – périurbain – forestier, sont à l'origine des différences observées dans la biologie générale de la Mésange bleue.

Ces différences, que nous avons été amenés à mesurer, concernent des éléments des traits d'histoire de vie du modèle étudié: Paramètres de la reproduction – morphométrie des œufs – morphométrie des femelles – morphométrie des pulli.

Nous examinerons successivement chaque élément pour détecter en premier lieu des différences inter habitats, puis nous analyserons le déterminisme de ces différences à la lumière des résultats des dosages d'ETM (plomb et cadmium).

III.1. PARAMETRES DE LA REPRODUCTION DE LA MESANGE BLEUE

III.1.1. Taux d'occupation des nichoirs

C'est la première manifestation mesurable du processus de reproduction. Les résultats révèlent que sur 143 nichoirs installés en habitat urbain au cours des quatre années d'études, seuls 39 nichoirs ont été occupés; soit un taux d'occupation relativement faible, de 27,3 %. En habitat périurbain 31 nichoirs ont été occupés sur un total de 42 nichoirs posés; soit un taux d'occupation, élevé de 73,8 %. 93 nichoirs ont été occupés en habitat forestier sur un total de 175 nichoirs posés; soit un taux d'occupation moyen de 53,1 % (**Tab. 06**).

Sur un total de 360 nichoirs installés sur 4 années d'étude, 163 ont été occupés soit 45,3 % tous habitats confondus.

Tableau 06: Taux d'occupation des nichoirs dans les trois habitats.

Années	2005			2006			2007			2008		
Habitat	NP	NO	TO									
AN (Urbain)	30	6	20	44	15	34,09	44	10	22,73	25	8	32
HA (Périurbain)	ND	ND	ND	14	11	78,57	14	12	85,71	14	8	57,14
KA (Forestier)	39	16	41,03	53	26	49,06	45	31	68,89	38	20	52,63
TOTAL	69	22	31,88	111	52	46,84	103	53	51,45	77	36	46,75

NP = Nombre de Nichoirs posés, NO = Nombre de Nichoirs occupés, TO = Taux d'occupations (%).

Nous remarquons que les taux d'occupation (TO) sont sensiblement plus élevés en habitat périurbain qu'en habitat urbain et forestier. La faiblesse de ces taux en habitat urbain peut s'expliquer par le caractère fortement anthropisé de l'environnement général et la faiblesse des densités de la Mésange. Nous verrons, en discussion, les hypothèses pouvant être formulées à propos des taux d'occupation en habitat forestier témoin et en habitat périurbain.

III.1.2. Caractéristiques des nids

III.1.2.1. Hauteur et durée de construction des nids

Les analyses concernent les quatre années d'étude. Aucune différence entre habitat dans la durée de construction n'a pu être prouvée (**Tab. 07**).

Tableau 07: Moyennes des durées de construction des nids dans les trois habitats.

Habitat	Durée moyenne (jour)	Ecart type	ANOVA
AN (Urbain)	17,29 (n=34)	9,33	P : 0,350 F (Snedecor): 1,06
HA (Périurbain)	21,39 (n=28)	16,62	
KA (Forestier)	17,96 (n=76)	11,06	

AN=Annaba, HA= El Hadjar, KA= El Kala.

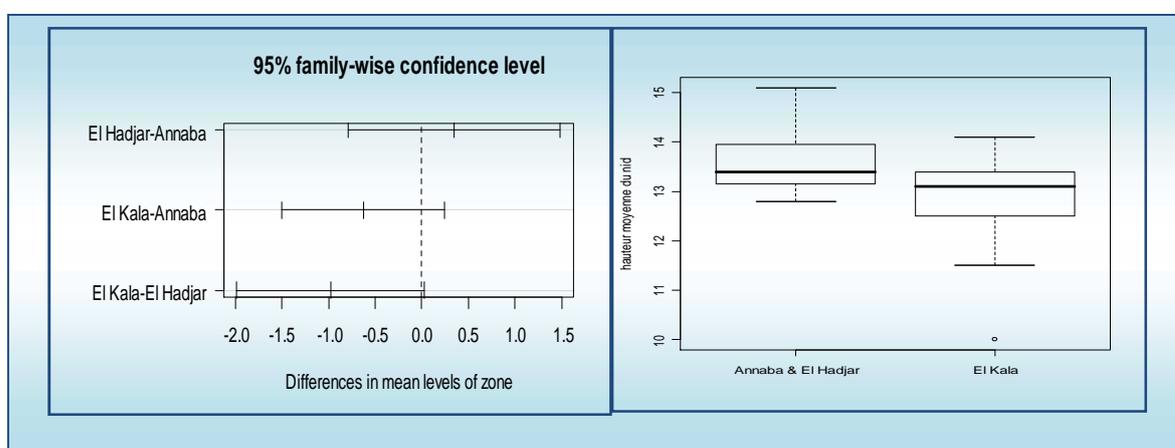
Les écarts concernant les hauteurs moyennes des nids entre El Hadjar et Annaba ne sont pas significatifs, de même que ceux entre El Kala et Annaba. En revanche, les écarts de hauteur entre El Kala et El Hadjar sont les plus élevés, Mais pas formellement significatifs au

risque $p=0.05$ (**Tab. 08**). On a donc regroupé El Hadjar et Annaba (habitat urbain et périurbain) et les avons comparés à El Kala (habitat témoin). Une analyse par ANOVA $p=2,2e-16^{***}$, révèle alors des différences très significatives entre les deux habitats. Globalement, les nids sont légèrement plus hauts en habitat urbain et périurbain qu'à El Kala (**Fig. 20**).

Tableau 08: Moyennes des hauteurs des nids dans les trois habitats.

Habitat	Hauteur moyenne (cm)	Ecart type	ANOVA
AN (urbain)	13,000 (n=9)	1,589	P : 0,210 F : 1,64
HA (périurbain)	13,817 (n=6)	0,880	
KA (forestier)	12,837 (n=19)	0,990	

(AN= Annaba, HA= El Hadjar, KA= El Kala)



III.I.2.2. Matériaux de construction des nids et habitats

Les résultats concernent les années d'étude 2006 et 2007. Le tableau **09** montre que seules les quantités utilisées de mousses et de phanères (poils-plumes) ont présenté des différences significatives entre les habitats. Les nids forestiers sont faits avec plus de mousse que les nids urbains et périurbains. Ces derniers ont, en revanche, plus de poils et plumes dans leur composition (**Fig. 21**).

Tableau 09: Poids moyens (gr) des différents matériaux de construction des nids de la Mésange bleue dans les trois habitats.

Habitat	Mousse	ANOVA	Poils et plumes	ANOVA	Coton et fils artificiels	ANOVA	Fibres	ANOVA
AN (urbain)	$m=8,906$ (n=7) $SD=3,623$	P= 0,003 F=	$m=7,064$ (n=7) $SD=3,792$	P= 0,025 F= 4,66	$m=0,641$ (n=7) $SD=0,8466$	P= 0,356 F=1,10	$m=0,275$ (n=7) $SD=0,525$	P=0,647 F=0,45

HA (périurbain)	$m=2,407$ ($n=7$) $SD=1,815$	8,65	$m=6,304$ ($n=7$) $SD=3,121$		$m=0,490$ ($n=7$) $SD=0,898$		$m=0,325$ ($n=7$) $SD=0,861$
KA (forestier)	$m=9,23$ ($n=5$) $SD=4,525$		$m=1,884$ ($n=5$) $SD=1,057$		$m=0,000$ ($n=5$) $SD=0,000$		$m=0,000$ ($n=5$) $SD=0,000$

(m = Moyenne (gr), n = effectif, SD = Ecart type).



(Photos: *Brahmia Z.*)

III.I.3. Variables de la reproduction

L'analyse préliminaire exploratoire en composantes principales (ACP), du tableau des diverses variables de reproduction (Date de ponte, Grandeur de ponte, durée d'incubation, Succès à l'éclosion, Nombre des éclosions, Nombre de pullis envolés, Succès de la reproduction, Succès à l'envol) permet d'extraire huit 8 axes factoriels dont seuls les 3 premiers sont interprétables.

L'axe 1 extrait à lui seul 93 % de la variance du nuage de point et les 3 premiers axes totalisent 98,65% de la variance (**Tab. 10**).

Tableau 10 : Valeurs propres et pourcentages de la variance extraite des principaux axes factoriel de l'ACP.

Broken-stick				
Axe	Eigenvalue	% of Variance	Cum.% of Var.	Eigenvalue
1	19192.018	93.107	93.107	7002.832
2	812.776	3.943	97.050	4426.231
3	330.860	1.605	98.655	3137.931
4	184.266	0.894	99.549	2279.064
5	89.873	0.436	99.985	1634.914

6	2.253	0.011	99.996	1119.594
7	0.626	0.003	99.999	690.161
8	0.135	0.001	100.000	322.075

La fonction Biplot du logiciel PC-Ord^R permet de matérialiser les vecteurs variables qui structurent le nuage de points (nichoirs).

La figure (22) fait ressortir l'influence prépondérante de la date de ponte dont le vecteur est fortement corrélé à l'axe 1. Il traduit un gradient temporel des nichées les plus précoces localisées surtout à Annaba et El Hadjar aux nichées les plus tardives qui concernent de nombreuses nichées à El Kala et quelques nichées à Annaba et El Hadjar.

L'axe 1 opère alors une partition entre habitats, qui est assez visible avec, à gauche de l'axe, les points « Annaba » et « El Hadjar », et au milieu et à droite de l'axe surtout les points « El Kala ».

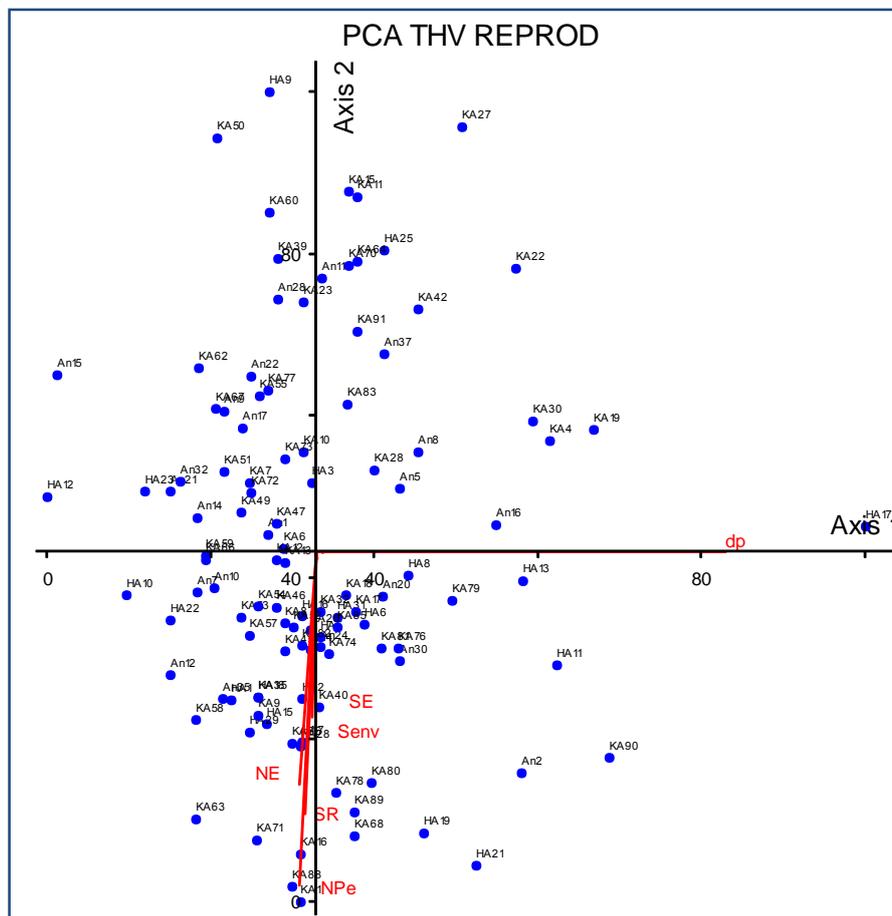


Figure 22: Plan factoriel 1-2 du nuage de point de l'ACP.

Nous avons cherché à valider cette partition par une analyse de la variance. Tous les résultats de l'analyse statistique sont synthétisés dans le tableau 13 en fin de paragraphe.

III.I.3.1. Date et période de ponte

Lorsque l'on intègre les pontes de remplacement et surtout les 2^{èmes} pontes, c'est-à-dire la capacité des femelles à assurer un processus de reproduction supplémentaire ; ce qui est considéré comme l'expression d'une qualité de l'habitat sur les plans démographique et plus généralement écologique, on est confronté à un effet statistique à l'opposé de cette expression qualitative, car ces pontes supplémentaires s'effectuent surtout en fin de saison. Ce phénomène est considéré, en fait, comme un manque de performance démographique qui est le fait de femelles tardives généralement non expérimentées (Cf. **Tab. 13**). Pour éviter ce biais, nous avons donc exclu les nichées de remplacement et les deuxièmes pontes, des données traités.

III.I.3.1.1. Habitat urbain

Pour les 31 nichées analysées, les résultats révèlent que la période de ponte pour les quatre années d'étude en habitat urbaine est de 45 jours. Le premier œuf du couple le plus précoce a été pondu le 16 Mars (noté en 2007), et le dernier œuf pondu du couple le plus tardif est le 29 Avril (noté en 2008). La date de ponte moyenne au cours des quatre années est le 08 Avril.

III.I.3.1.2. Habitat périurbain

La période de ponte en habitat périurbain pour les 25 nichées analysées pendant les trois années d'étude est de 35 jours. Le premier œuf du couple le plus précoce a été pondu le 26 Mars (noté en 2006), et le dernier œuf pondu du couple le plus tardif est le 29 Avril (noté en 2008). La date de ponte moyenne est le 09 Avril. Résultat comparable à l'habitat urbain.

III.I.3.1.3. Habitat forestier témoin

En habitat forestier, la période de ponte pour les 85 nichées analysées pendant les quatre années d'étude est de 48 jours. Le premier œuf du couple le plus précoce a été pondu le 01 Avril (noté en 2006), et le dernier œuf pondu du couple le plus tardif est le 18 Mai (noté en 2008). La date de ponte moyenne est le 17 Avril. On note donc une date moyenne plus tardive en habitat forestier.

D'après la figure **23**, la majorité des pontes dans les trois habitats se sont réalisées surtout au mois d'avril. Ce phénomène est évidemment à mettre en rapport avec la disponibilité maximum des ressources trophiques qui se produit durant la première quinzaine du mois de mai, quelque soit le type d'habitat.

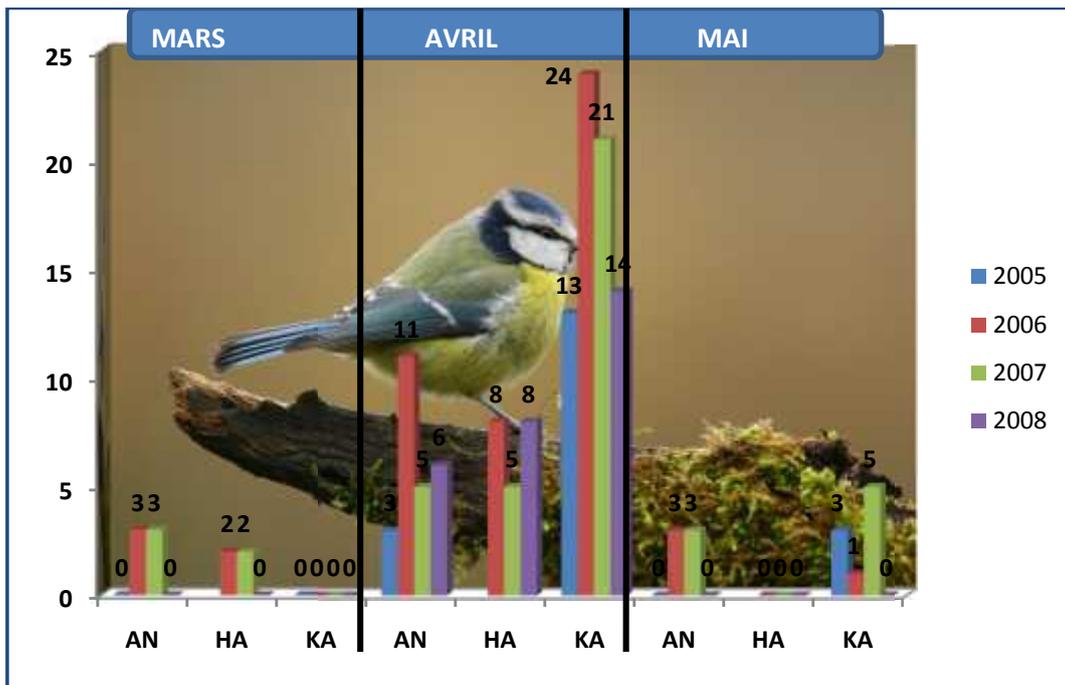


Figure 23: Répartition mensuelle des dates de ponte dans les trois habitats. AN (Annaba) - HA (El-Hadjar) - KA (El-Kala).

Le tableau (11) mentionne les dates moyennes de ponte pour les trois habitats et les quatre années d'étude.

Tableau 11 : Date moyenne de ponte par type d'habitat.

	Urbain	Périurbain	Forestier
2005	20/04/2005	-----	22/04/2005
2006	07/04/2006	07/04/2006	09/04/2006
2007	31/03/2007	03/04/2007	18/04/2007
2008	15/04/2008	16/04/2008	19/04/2008

L'analyse statistique révèle une différence significative des dates de ponte entre les trois habitats). Les habitats urbain et périurbain sont plus précoces de 4 jours en moyenne, que l'habitat forestier témoin (**Fig. 24**).

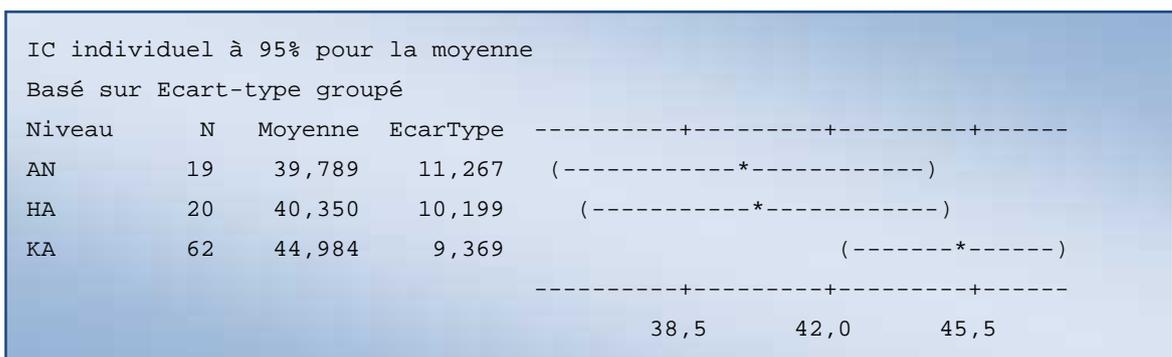


Figure 24 : Résultat de l'ANOVA inter-habitat de la date de ponte.

III.1.3.2. Grandeur de ponte

La grandeur de ponte moyenne en habitat urbain est de 5,97 œufs par femelle. Elle varie de 4 à 8 œufs par femelle. En habitat périurbain elle est de 6,58 œufs par femelle et varie de 4 à 8 œufs par femelle. En habitat forestier la grandeur de ponte moyenne est de 6,92 et varie de 4 à 9 œufs par femelle. Les fréquences des grandeurs de ponte dans les trois habitats sont représentées dans la figure(25).

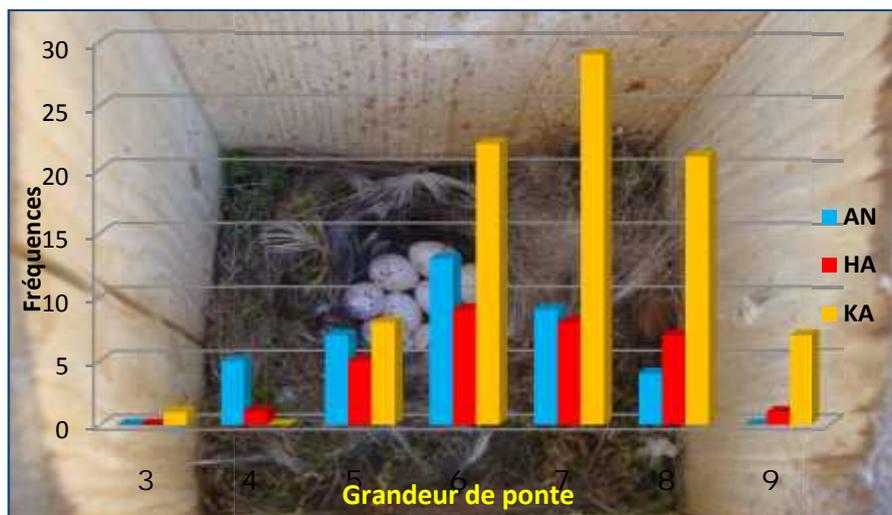


Figure 25 : Fréquence des grandeurs de ponte dans les trois habitats.

La figure 26 illustre clairement des fréquences élevées des pontes de taille moyennes à importantes (6, 7 et 8 œufs)dans l'habitat forestier témoin. Les habitats urbain et périurbain étant surtout caractérisés par des fréquences plus faibles de pontes moyennes (5 à 6 œufs). Ceci est confirmée par l'analyse statistique (Cf. Tab. 13).

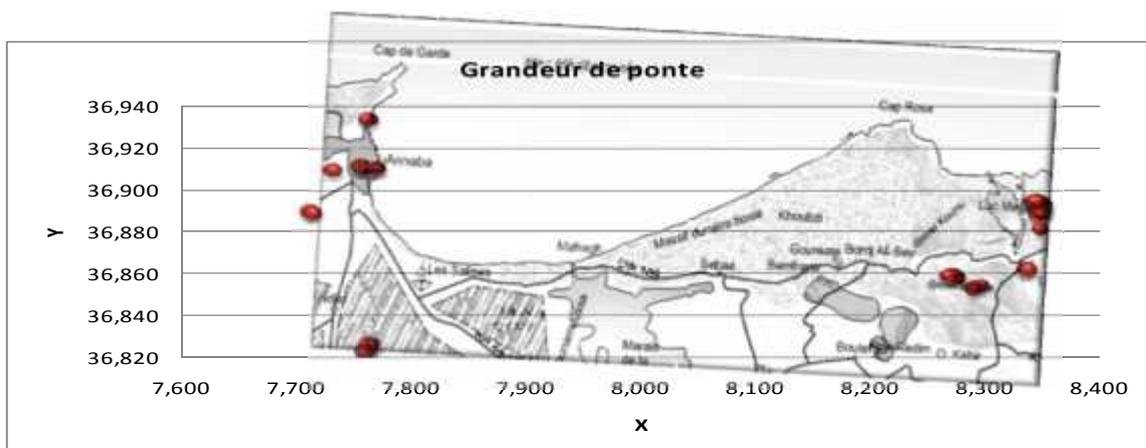


Figure 26 : Variation géographique de la grandeur de ponte entre les trois habitats.

L'analyse statistique montre une différence significative entre les grandeurs de ponte des trois habitats. Dans l'habitat forestier témoin les femelles pondent en moyenne 1 œuf de plus qu'en habitat urbain et 1/2 œuf de plus qu'en habitat périurbain (**Fig. 27**).

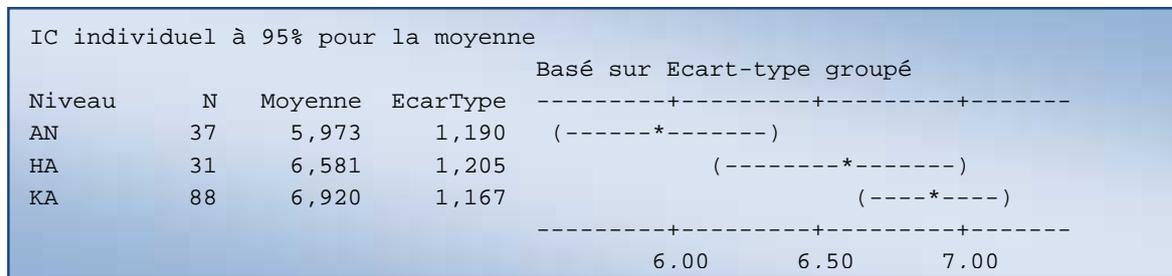


Figure 27: Résultat de l'ANOVA inter-habitat de la grandeur de ponte.

III.1.3.3. Durée de l'incubation

La ponte se fait régulièrement à raison d'un œuf par jour. Dans l'habitat urbain et périurbain l'incubation est assurée par la femelle durant 11 à 20 jours avec une moyenne de 13,59 jours en habitat urbain et 13,60 en habitat périurbain. Dans l'habitat forestier l'incubation varie de 10 à 19 jours pour une moyenne de 13,60, égale à celle des habitats anthropisés (**Tab. 12** et **Fig. 28**).

Tableau 12 : Durée d'incubation.

Durée d'incubation (jours)	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Urbain AN (n=24)	0	2	6	7	4	0	1	3	1	0	0
Périurbain HA (n=24)	0	1	5	10	1	3	2	0	1	0	1
Forestier KA (n=61)	1	3	8	28	10	5	2	1	1	3	0

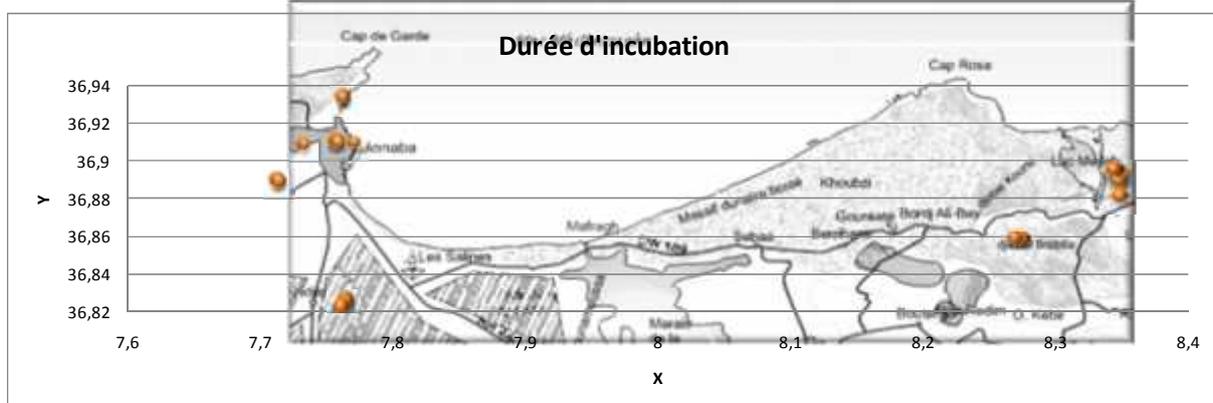


Figure 28 : Variation géographique de la durée d'incubation entre les trois habitats.

De fait L'ANOVA (**Fig. 29**) ne révèle aucune différence entre les durées d'incubation dans les trois habitats (Cf. **Tab. 13**).

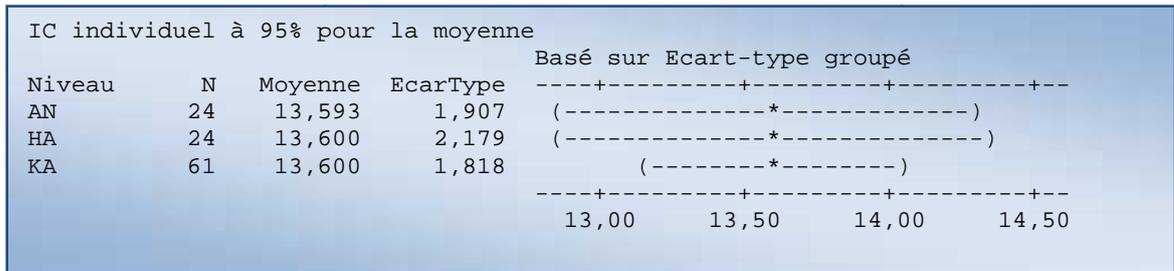


Figure 29: Résultat de l'ANOVA inter-habitat de la durée d'incubation.

III.1.3.4. Nombre d'éclosion et succès d'éclosion

Le nombre moyen d'œufs éclos (**Fig. 30**) en habitat urbain est de 4,00 œufs o par nichée. 5,24 œufs en moyenne par nichée ont éclos en habitat périurbain. En habitat forestier c'est 5,06 œufs en moyenne, d'œufs éclos par nichée.



Figure 30 : Eclosion en cours dans l'habitat forestier (Photo Benyacoub S.).

L'ANOVA révèle une différence significative du nombre d'éclosion entre les trois habitats. L'habitat urbain présente des nombres d'éclosions de 20% inférieures à celles des habitats périurbain et forestier (**Fig. 31** et **Fig. 32**).

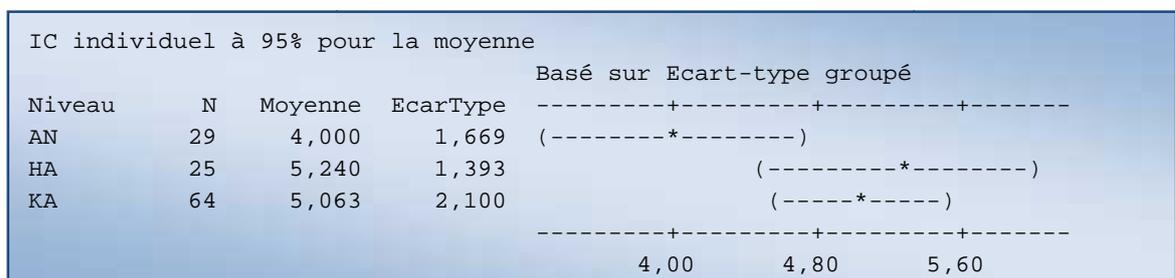


Figure 31: Résultat de l'ANOVA inter-habitat du nombre d'éclosion.

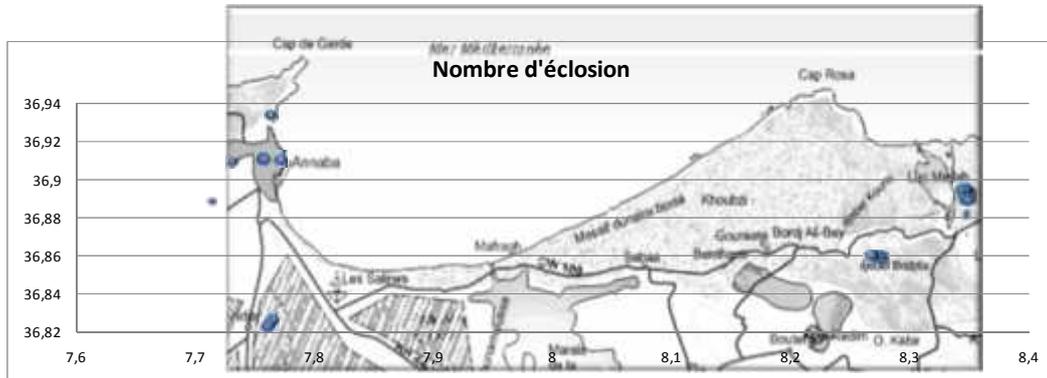


Figure 32 : Variation géographique du nombre d'éclosions entre les trois habitats.

En revanche, le succès à l'éclosion ne présente pas de différences significatives entre les trois habitats. (Cf. **Tab. 13**).

III.1.3.5. Nombre de pullis envolés et Succès à l'envol

Dans l'habitat urbain Le nombre moyen de pullis envolés par nichée est de 3,48. Le succès moyen à l'envol est donc de 81,10%.

Dans l'habitat périurbain le nombre moyen de pullis envolés par nichée est de 4,92. Le succès à l'envol est supérieur à celui de l'habitat précédent avec 90,96 %.

Dans l'habitat forestier le nombre moyen de pullis envolés (**Fig. 33**) par nichée est de 3,75. Le succès à l'envol de 67,19 %. C'est la valeur la plus faible (**Fig. 34** et **Fig. 35**). Ce qui peut sembler un paradoxe, va trouver son explication dans les interactions interspécifiques qui prévalent dans ce type d'habitat, et que l'on discutera plus avant.



Figure 33 : Pulli à l'envol imminent en habitat forestier (Photo Benyacoub S.).

L'analyse statistique révèle une différence significative du nombre de pulli envolés entre les trois habitats ainsi qu'une différence significative pour le succès à l'envol (Cf. **Tab. 13**).

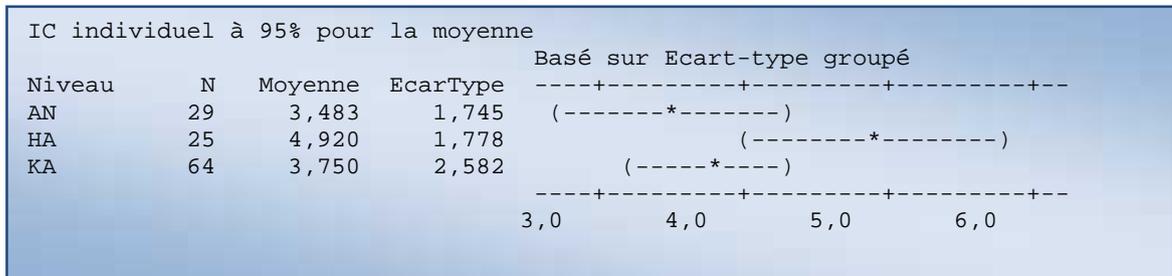


Figure 34: Résultat de l'ANOVA inter-habitat du nombre de pulli envolés.

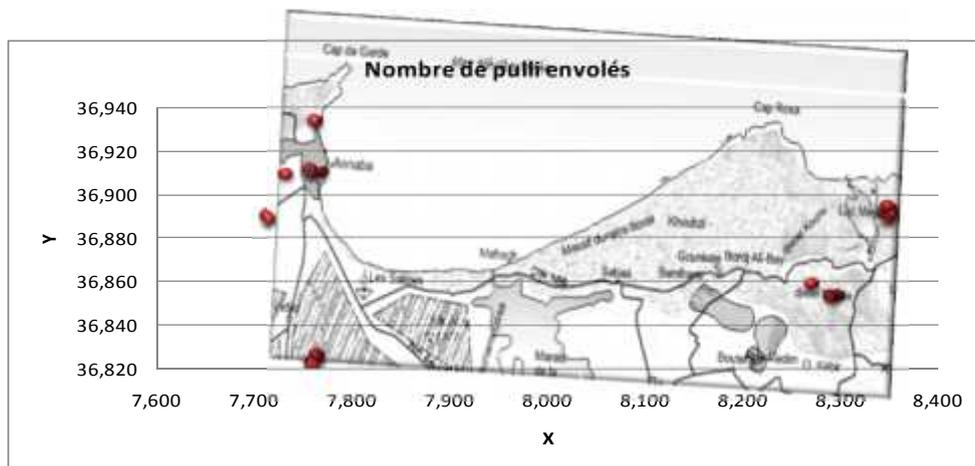


Figure 35: Variation géographique du nombre de pulli envolés entre les trois habitats.

III.1.3.6. Succès de la reproduction

L'analyse du succès de la reproduction, c'est-à-dire le bilan final au moment où les pulli quittent le nid, révèle que le succès moyen est de 65,86 % pour l'habitat urbain, de 80,20 % pour l'habitat périurbain et de 57,70% pour l'habitat forestier qui enregistre le bilan le plus faible (**Fig. 36** et **Fig. 37**). On en discutera le déterminisme plus avant.

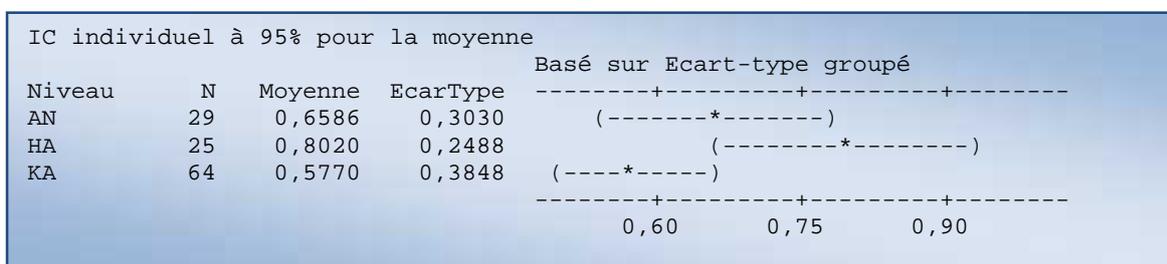


Figure 36: Résultat de l'ANOVA inter-habitats du succès de la reproduction.

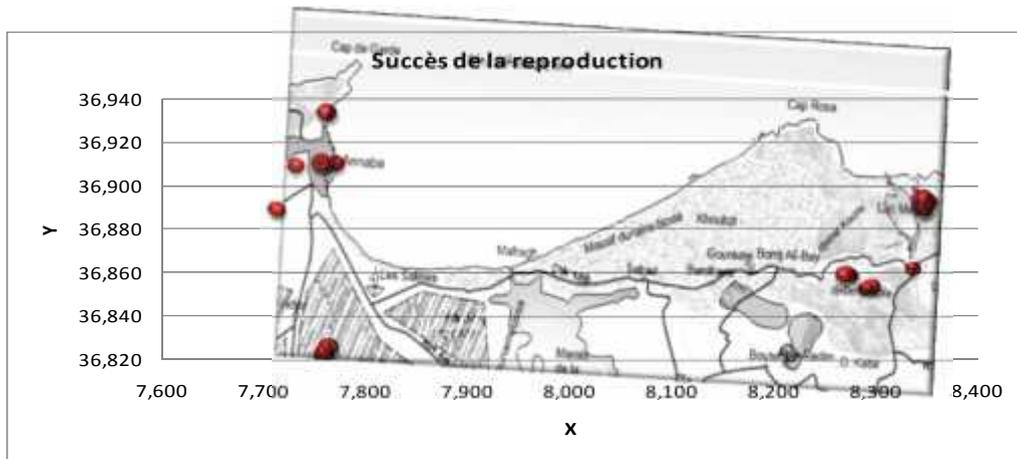


Figure 37 : Variation géographique du succès de la reproduction entre les trois habitats.

L'ANOVA révèle donc une différence significative des succès moyen de la reproduction entre les trois habitats (Cf. **Tab. 13**).

Tableau 13 : ANOVA des différents paramètres de la reproduction entre les trois habitats.

Habitat	AN	HA	KA	ANOVA	
Paramètres	URBAIN	PERIURBAIN	FORESTIER	F (Snedecor)	P
DP (Jours)	n=19 m=39,789 SD=11,267	n=20 m=40,350 SD=10,199	n=62 m=44,984 SD=9,369	2,95	0,057
GP	n=37 m=5,973 SD=1,190	n=31 m=6,581 SD=1,205	n=88 m=6,920 SD=1,167	8,43	0,000
I (Jours)	n=27 m=13,593 SD=1,907	n=25 m=13,600 SD=2,179	n=65 m=13,600 SD=1,818	0,00	1,000
NE	n=29 m=4,000 SD=1,669	n=25 m=5,240 SD=1,393	n=64 m=5,063 SD=2,100	3,95	0,022
SE	n=29 m=0,7593 SD=0,2874	n=25 m=0,8624 SD=0,1664	n=64 m=0,7728 SD=0,2843	1,26	0,287
NPe	n=29 m=3,483 SD=1,745	n=25 m=4,920 SD=1,778	n=64 m=3,750 SD=2,582	3,20	0,044
Senv	n=29 m=0,8110 SD=0,3130	n=25 m=0,9096 SD=0,2233	n=64 m=0,6719 SD=0,4314	4,15	0,018
SR	n=29 m=0,6586 SD=0,3030	n=25 m=0,8020 SD=0,2488	n=64 m=0,5770 SD=0,3848	3,94	0,022

DP =Date de ponte, *GP*=Grandeur de ponte, *I*= durée d'incubation, *SE*=Succès à l'éclosion, *NE*=Nombre des éclosions, *NPe*=Nombre de pullis envolés, *Senv*=Succès à l'envol, *SR*=Succès de la reproduction).

III.I.3.7. Taux de prédation

Les déprédations ayant affecté les nids ont été classées en 2 types : Le vandalisme, qui désigne les déprédations causées par l'homme sous la forme de destruction et/ou le vol du nichoir ; la prédation qui se manifeste sous différentes formes (**Fig. 38**).



Figure 38: Prédation de la femelle au nid. Les œufs sont détruits ou déplacés et le nid déstructuré
(Photo Brahmia Z.).

La figure(39) révèle que le vandalisme est plus élevé en habitat urbain et périurbain qu'en habitat forestier, alors que la prédation est plus récurrente en habitat forestier.

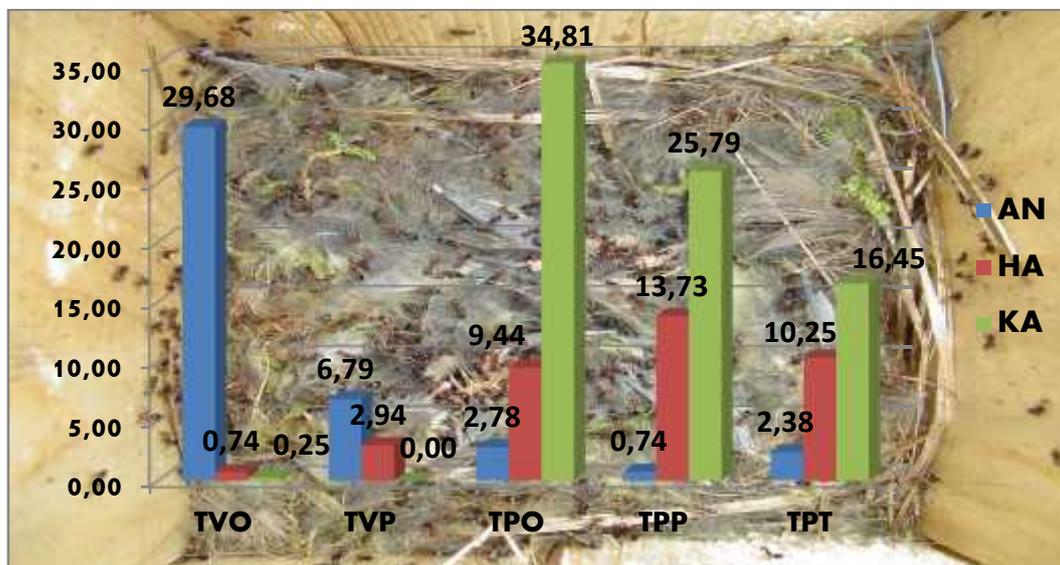


Figure 39: Pression de vandalisme et de prédation des nichées dans les trois habitats d'étude. **TVO** = Taux moyen de vandalisme des œufs ; **TVP** = Taux moyen de vandalisme des pulli ; **TPO** = Taux moyen de prédation des œufs ; **TPP** = Taux moyen de prédation des pulli ; **TPT** = Taux moyen de vandalisme et de prédation total.

L'analyse statistique révèle une différence statistique sensible des taux de vandalisme et de prédation entre les trois types d'habitats (**Tab. 14**).

Tableau 14 : Comparaison des moyennes de prédation et de vandalisme par nichées entre les trois habitats d'étude durant quatre années.

Habitat	AN	HA	KA	ANOVA	
Paramètres	URBAIN	PERIURBAIN	FORESTIER	<i>F (Snedecor)</i>	<i>P</i>
Ovand					
Moyenne	1,429	0,037	0,014	21,42	0,000
N nichées	35	27	73		
Ecartype	2,146	0,192	0,117		
Opred					
Moyenne	0,412	1,065	1,854	4,70	0,011
N nichées	34	31	82		
Ecartype	1,690	2,175	2,676		
Pvand					
Moyenne	0,5238	0,2105	0,0000	6,63	0,002
N nichées	21	19	53		
Ecartype	0,9808	0,7133	0,0000		
Ppred					
Moyenne	0,042	0,037	1,299	9,57	0,000
N nichées	24	27	67		
Ecartype	0,204	0,192	2,038		
PVT					
Moyenne	2,686	1,625	3,157	4,92	0,008
N nichées	35	32	89		
Ecartype	2,220	2,152	2,500		

Ovand : nombre d'œufs vandalisés, **Opred** : nombre d'œufs prédatés, **Pvand** : nombre de pulli vandalisés, **PVT** : prédation et vandalisme total : (Nombre d'œufs et pulli vandalisés et prédatés).

L'examen du tableau (14) révèle clairement une différence de nature et de pression de déprédation des nids entre les habitats (Fig. 40).



Prédation au stade couvaison et éclosion



Prédation au stade nourrissage

(Photos Brahmia Z. et Benyacoub S.).

L'habitat urbain est caractérisé par une nette prépondérance du vandalisme exercé sur les couvées et les nichées.

L'habitat forestier se distingue plutôt par la pression de prédation (**Fig. 41**) sur les couvées et les nichées. Le vandalisme observé, qui est le fait de quelques bergers, est globalement faible.



Figure 41 : Quelques prédateurs de la Mésange bleue. (Photos Brahmia Z. et Benyacoub S.).

Le site périurbain constitue finalement l'habitat le moins soumis à la prédation et au vandalisme. Nous proposerons en discussion une interprétation de ces résultats.

DEUXIEME PARTIE: COMPARAISON DES PARAMETRES MORPHOMETRIQUE DES FEMELLES, DES ŒUFS ET DES PULLI ENTRE L'HABITAT URBAIN, L'HABITAT PERIURBAIN ET L'HABITAT FORESTIER TEMOIN

III.2. PARAMETRES MORPHOMETRIQUE DES FEMELLES, DES ŒUFS ET DES PULLI

III.2.1. Morphométrie de la femelle

Les mesures ont été effectuées sur des femelles capturées en 2006 et 2008. Les analyses statistiques n'ont pas permis de constater de différence inter-habitat concernant la longueur des ailes et le poids des femelles (**Fig. 42** et **Fig. 43**).

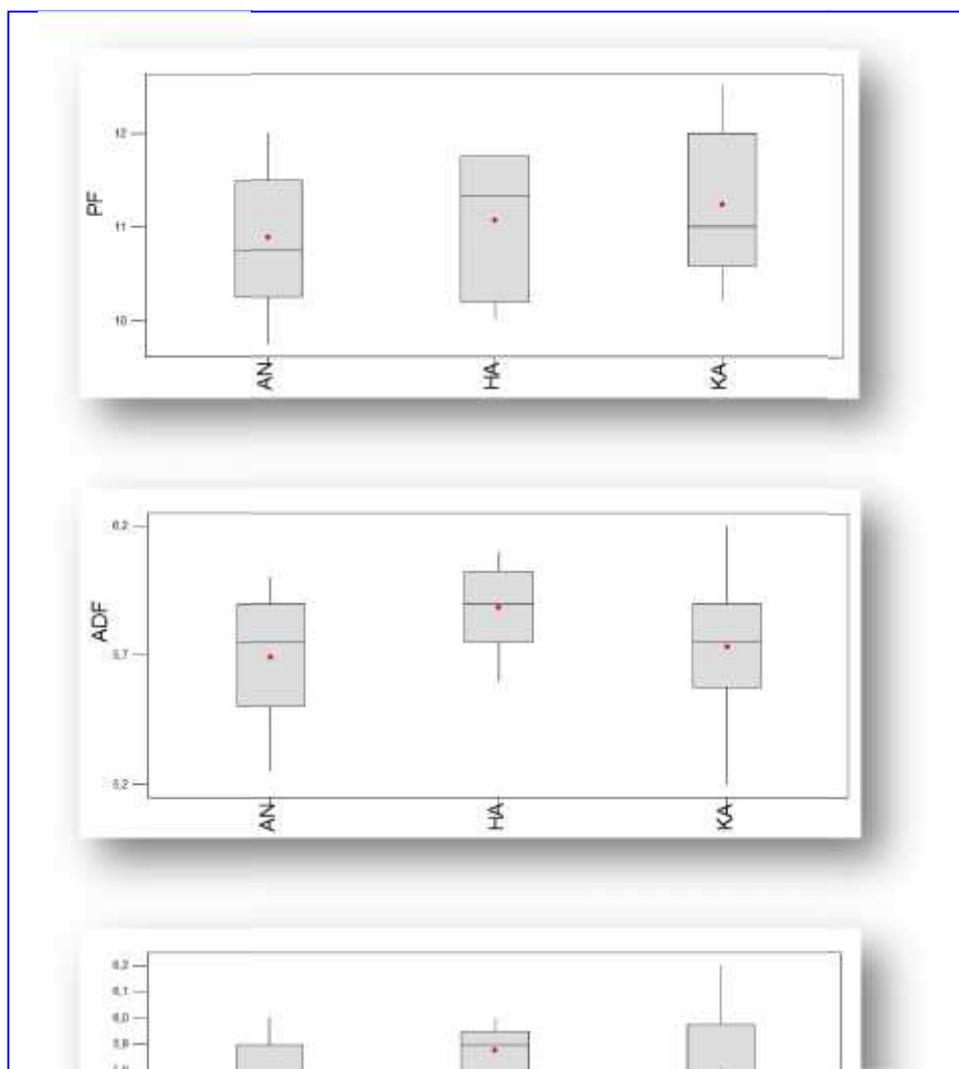


Figure 42 : Différence inter-habitat des poids et des longueurs des ailes droite et gauche des femelles.

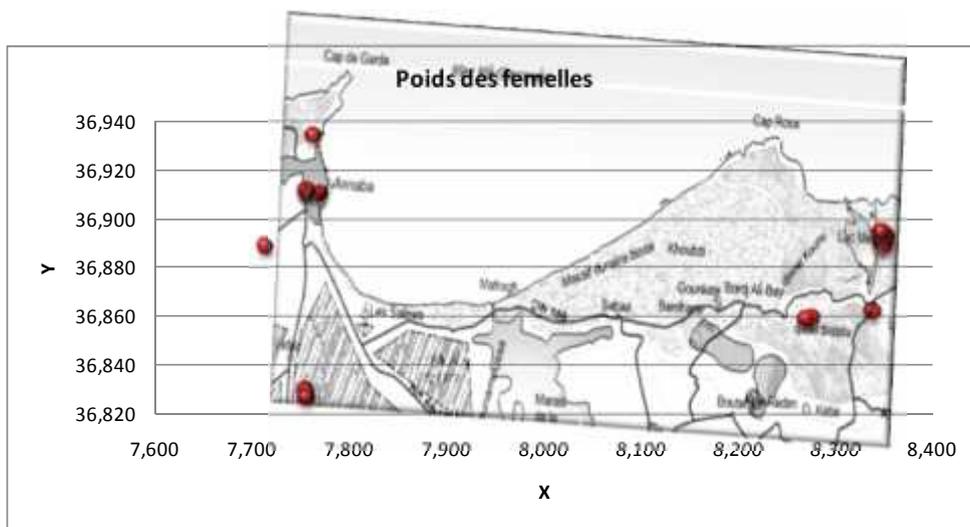


Figure 43 : Variation géographique du poids des femelles reproductrices entre les trois habitats.

En revanche les longueurs des tarse ont montré une différence significative entre les trois habitats (**Fig. 44**, **Fig. 45** et **Fig. 46**).

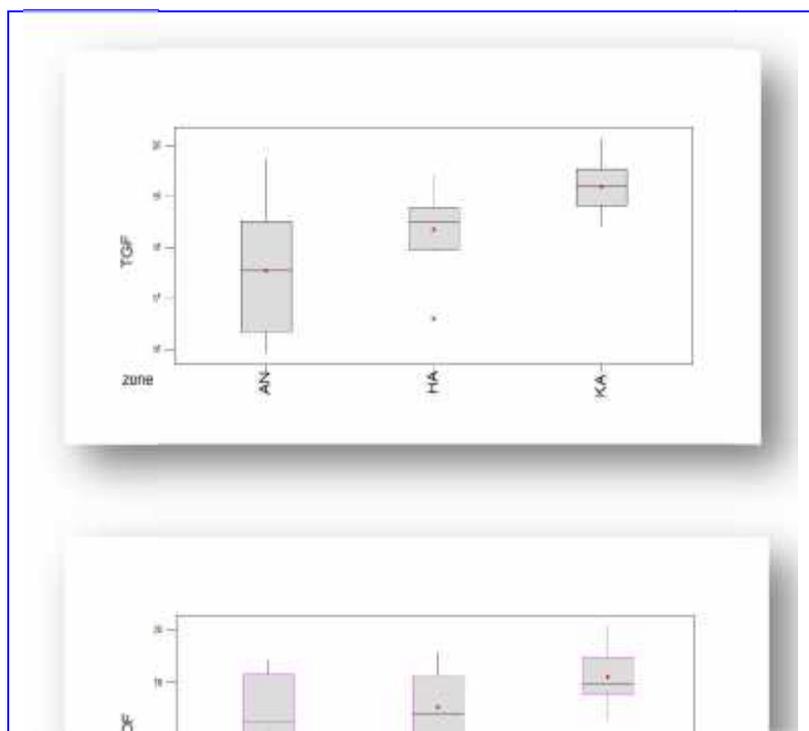


Figure 44 : Différence inter-habitat des longueurs des tarse droit et gauche des femelles.

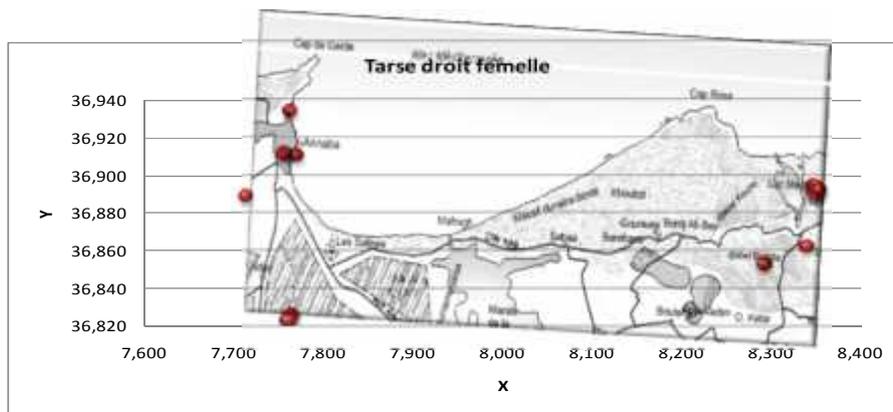


Figure 45: Variation géographique de la longueur du tarse droit des femelles reproductrices entre les trois habitats.

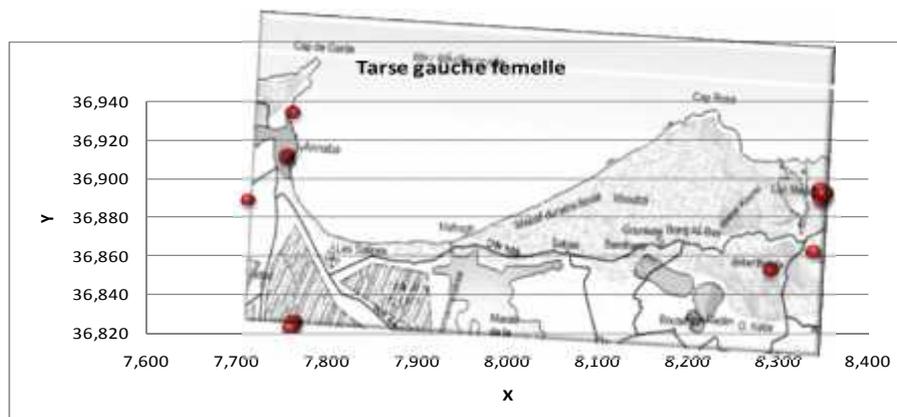


Figure 46 : Variation géographique de la longueur du tarse gauche des femelles reproductrices entre les trois habitats.

Les analyses de la variance par ANOVA concernant ces résultats sont présentées dans le tableau (15).

Tableau 15 : Différence inter habitat des paramètres morphométriques de la femelle.

Paramètres	AN	HA	KA	P	F
------------	----	----	----	---	---

TDF					
<i>Moyenne (cm)</i>	18,047	18,530	19,109	0,005	6,35
<i>Effectif (n)</i>	11	11	14		
<i>Ecart type (SD)</i>	1,068	0,584	0,518		
TGF					
<i>Moyenne (cm)</i>	17,547	18,350	19,187	0,000	11,76
<i>Effectif (n)</i>	10	10	15		
<i>Ecart type (SD)</i>	1,258	0,752	0,459		
ADF					
<i>Moyenne (cm)</i>	5,693	5,883	5,733	0,393	0,99
<i>Effectif (n)</i>	8	6	6		
<i>Ecart type (SD)</i>	0,257	0,1722	0,320		
AGF					
<i>Moyenne (cm)</i>	5,750	5,880	5,800	0,600	0,53
<i>Effectif (n)</i>	9	5	6		
<i>Ecart type (SD)</i>	0,252	0,083	0,260		
PF					
<i>Moyenne (cm)</i>	10,889	11,070	11,244	0,625	0,48
<i>Effectif (n)</i>	9	6	9		
<i>Ecart type (SD)</i>	0,741	0,752	0,806		

TDF : longueur du tarse droit. **TGF** : longueur du tarse gauche. **ADF**: longueur de l'aile droite.
AGF : longueur de l'aile gauche. **PF** : poids de la femelle.

On constate que les tarses des femelles de l'habitat forestier témoin sont significativement plus longs que ceux des femelles de l'habitat urbain et périurbain. Notons cependant que la différence n'est que de 1 mm, ce qui est faible. Elle existe tout de même. Nous verront plus loin que ces caractères témoignent, pour ces Mésanges, d'une condition corporelle légèrement meilleure.

III.2.2. PARAMETRES MORPHOMETRIQUES DES ŒUFS

Nous avons réalisé une comparaison des dimensions de l'ensemble des œufs pondus dans les trois habitats. Les résultats de l'analyse de la variance à un seul critère révèlent des différences significatives entre les habitats pour les variables « poids » - « volume » et « épaisseur de la coquille » (**Fig. 47**).

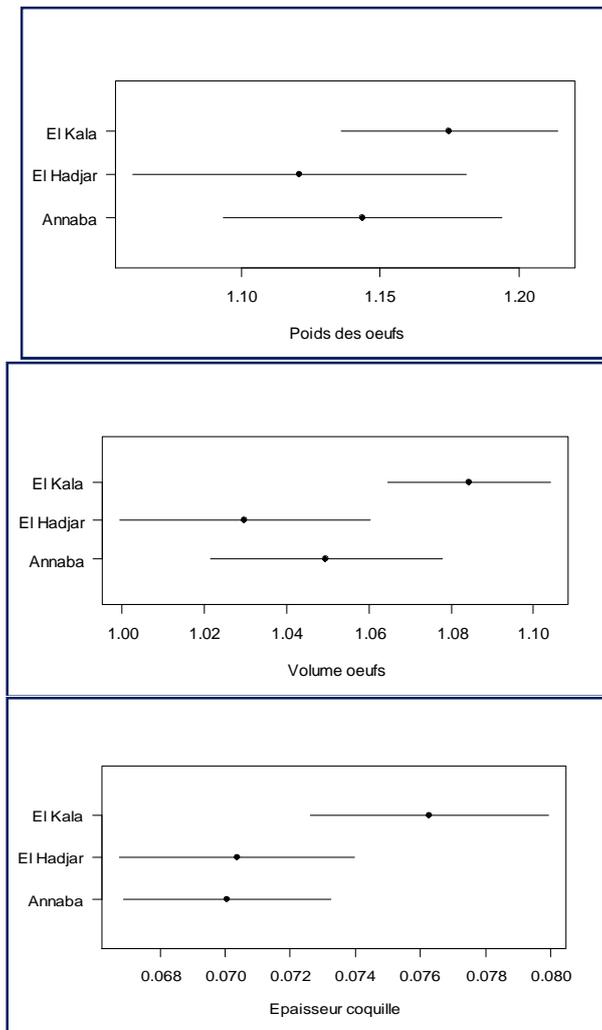


Figure 47: Dimensions des œufs dans les trois habitats d'étude.

Les résultats ont montré que les œufs pondus dans l'habitat forestier sont, en moyenne, plus volumineux, plus lourds et leur coquille plus épaisse que dans l'habitat périurbain (El-Hadjar) et urbain (Annaba) (Tab.16) et (Fig. 48, Fig. 49 et Fig. 50).

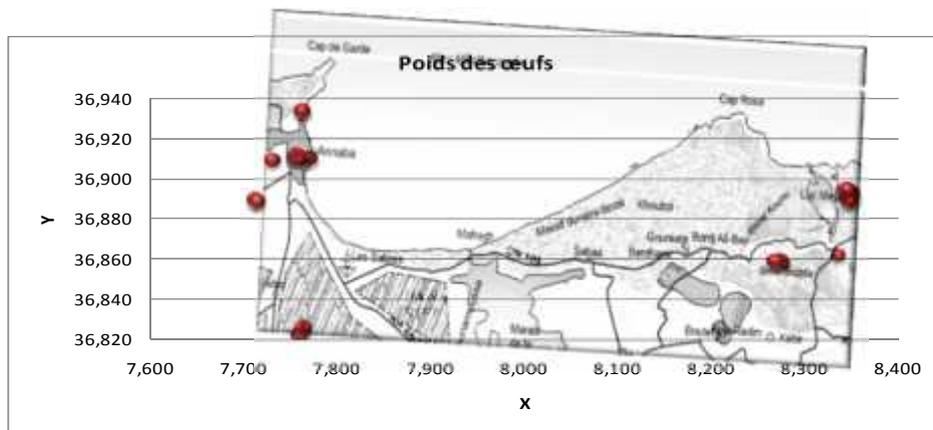


Figure 48 : Variation géographique du poids des œufs entre les trois habitats.

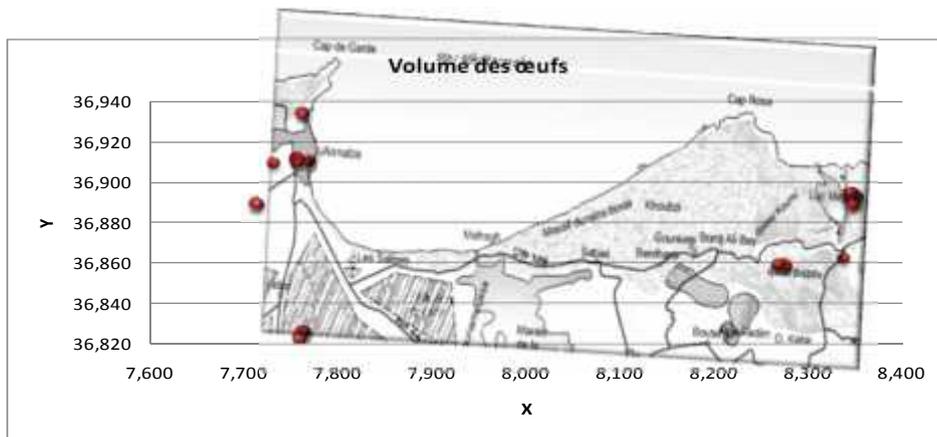


Figure 49 : Variation géographique du volume des œufs entre les trois habitats.

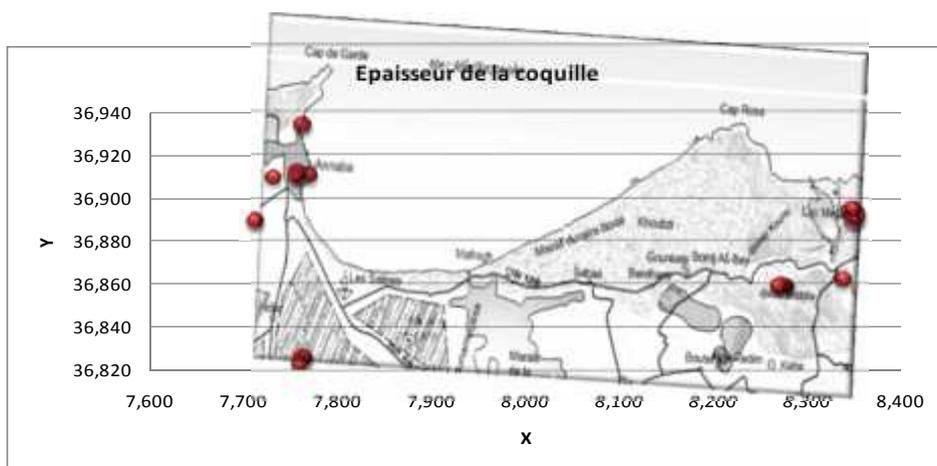


Figure 50 : Variation géographique de l'épaisseur de la coquille entre les trois habitats.

Tableau 16 : Moyennes respectives des poids (PO), des volumes (VO) et des épaisseurs coquille (EC) des œufs dans les trois habitats (Annaba-El-Hadjar-El-Kala) : résultats de l'analyse de la variance.

Paramètres	AN	HA	KA	F	P
PO (poids en gr)					
Moyenne (cm)	1,108	1,109	1,162	17,46	0,000
Effectif (n)	144	141	332		
Ecart type (SD)	0,109	0,089	0,122		
VO (volume en cm ³)					
Moyenne (cm)	1,037	1,044	1,091	21,86	0,000
Effectif (n)	167	141	402		
Ecart type (SD)	0,059	0,062	0,125		
EC (Epaisseur Coq. cm)					
Moyenne (cm)	0,070	0,071	0,075	21,24	0,000
Effectif (n)	37	30	57		
Ecart type (SD)	0,003	0,005	0,003		

Les différences d'effectifs entre PO et VO pour un même habitat, sont dues le plus souvent, à des arrêts de manipulation des œufs pour limiter le dérangement au nid donc le risque d'abandon de la couvée. L'effectif total des œufs mesurés est important, puisqu'il atteint 710 œufs sur quatre années d'observations. Si les différences de dimensions sont de l'ordre du centième voire du millième entre les habitats, elles n'en demeurent pas moins, révélatrices de l'existence dans les habitats urbain et périurbain, d'un réel facteur d'altération de la qualité des pontes par rapport à l'habitat forestier témoin.

III.2.3. PARAMETRES MORPHOMETRIQUES DES PULLI

III.2.3.1. Modélisation de la croissance

Nous avons comparé les courbes de croissance pondérale de tout les pulli tous habitats confondus (**Fig.51**). Quatre modèles de croissance ont été utilisés: Brody, Gompertz, Logistique et Von Bertalanffy. On obtient les résultats illustrés dans le graphique suivant :

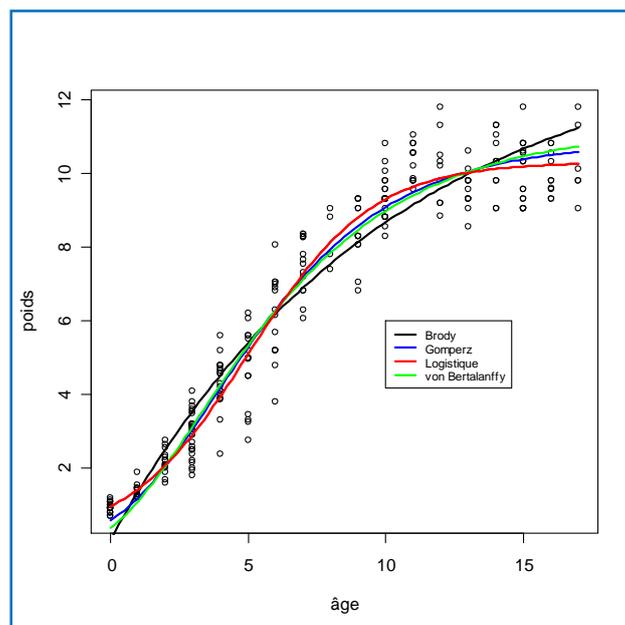


Figure 51 : Courbes de modèles de croissance pondérale des pulli avant l'envol dans les trois habitats.

Nous avons soumis les modèles de croissance au test d'Akaike (Topal et al. 2004) pour sélectionner le modèle le plus optimal. Les résultats sont mentionnés dans le tableau (17).

Tableau 17 : Analyse de la modélisation de la croissance pondérale des pulli des trois habitats, au risque 0.05.

<pre>> selMod(list(modBrody, modGomperz, modLogis, modBertal))\$AIC</pre>										
	model	LL	K	N2K	AIC	deltAIC	w_i	AICc	deltAICc	w_ic
3	$A/(1 + B * \exp(-k * \text{age}))$	-261.9746	7	36.57143	537.9493	0.00000	1	538.4009	<u>0.00000</u>	<u>1</u>
2	$A * \exp(-B * \exp(-k * \text{age}))$	-277.1089	7	36.57143	568.2179	30.26858	0	568.6695	30.26858	0
4	$A * (1 - B * \exp(-k * \text{age}))^3$	-288.6860	7	36.57143	591.3720	53.42267	0	591.8236	53.42267	0
1	$A * (1 - B * \exp(-k * \text{age}))$	-327.9943	7	36.57143	669.9886	132.03927	0	670.4402	132.03927	0

C'est donc le modèle logistique qui s'avère le plus optimal.

Nous remarquons ainsi que les résultats de la croissance pondérale journalière passent par trois phases distinctes (**Fig.51**):

- Une phase accélérée de prise de poids qui est comprise entre J0 et J8.
- Une deuxième phase moins active qui dure du 9^{ème} au 12^{ème} jour après l'éclosion.
- Enfin, une troisième phase où la courbe devient linéaire avant l'envol.

III.2.3.2. Croissance pondérale comparée entre habitat forestier et habitat urbain

Les analyses ont montré qu'il n'y a pas de différences de type de croissance entre les habitats forestier et urbain (**Fig.52**).

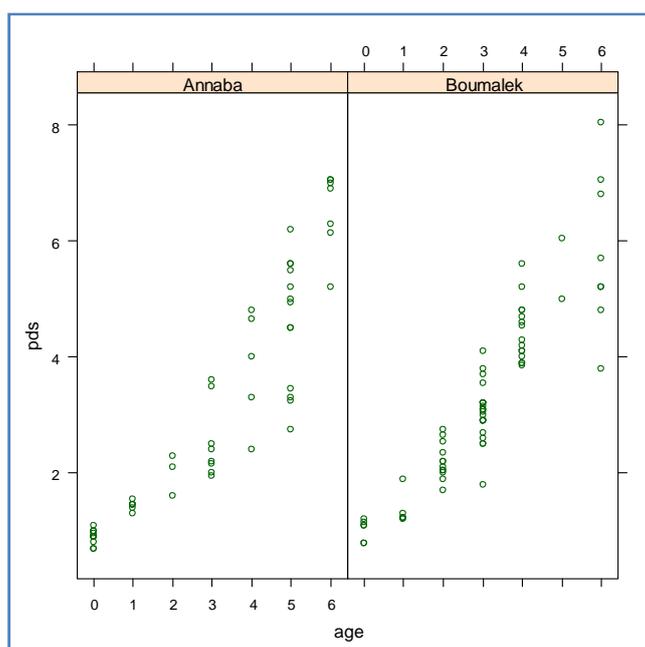


Figure 52 : Croissance pondérale comparée entre habitat forestier (Boumalek) et habitat urbain(Annaba).

```
> anova(lme(pds~age+habitat, random=~1|nicho, data=debut)
      numDF denDF F-value p-value
(Intercept)  1 108 890.9039 <.0001
age          1 108 631.6717 <.0001
habitat      1 14  0.1783 0.6793
```

III.2.3.3. Paramètres morphométriques des pulli prélevés

Nous avons procédé à la mesure de diverses variables morphométriques chez des pulli sacrifiés puis qui ont fait l'objet de prélèvement d'organes à des fins de dosages d'ETM, en l'occurrence le plomb et le cadmium, et ce dans les trois habitats.

L'analyse statistique révèle des différences significatives du poids des pulli prélevés à j15 ainsi que la longueur des tarse entre les 3 habitats. Ceux d'El Kala se révélant plus lourds que ceux d'Annaba et d'El-Hadjar (**Fig.53**); ceux d'El-Hadjar ayant des tarse plus grands.

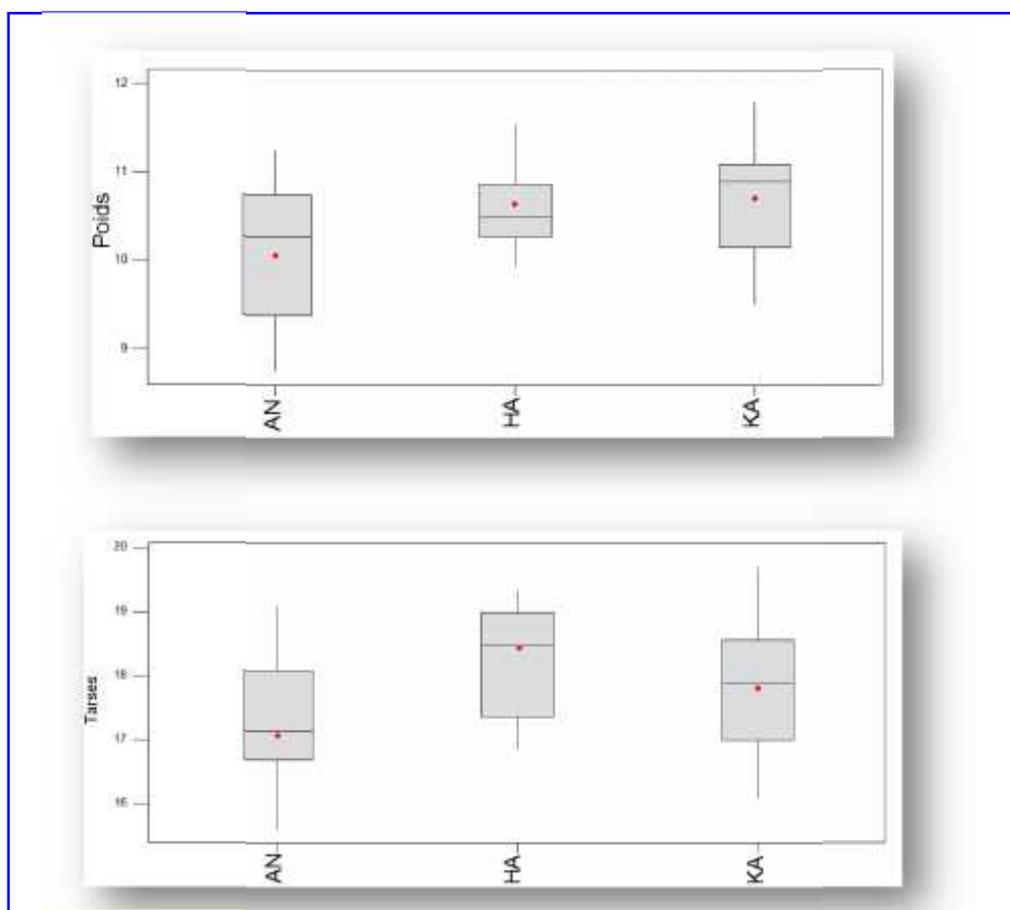


Figure 53 : Poids et tarses des pulli âgés de 15 jours dans les trois habitats.

L'analyse statistique ne montre, en revanche, aucune différence significative entre les longueurs des ailes, des becs et des culmens des pulli de 15 jours prélevés dans les différents habitats (**Tab. 18**) (**Fig. 54**, **Fig. 55** et **Fig. 56**).

Tableau 18 : Valeurs moyennes des variables morphométriques des pulli prélevés âgés de 15 Jours dans les habitats urbain, périurbain et forestier.

variables	AN	HA	KA	F	P
PP (Gr)					
Moyenne	9,93	10,53	10,70	4,25	0,02
(cm)	17	16	21		
Effectif (n)	1,176	0,643	0,609		
Ecart type					
(SD)					
TD (Cm)					
Moyenne	17,35	18,25	17,81	3,89	0,027
(cm)	15	18	21		
Effectif (n)	0,987	0,851	0,951		
Ecart type					
(SD)					
TG (Cm)					
Moyenne	17,44	18,25	17,77	3,21	0,049
(cm)	15	18	21		
Effectif (n)	1,026	0,875	0,888		
Ecart type					
(SD)					
AD (Cm)					
Moyenne	42,26	43,32	43,16	1,32	0,276
(cm)	15	18	21		
Effectif (n)	2,174	1,948	1,928		
Ecart type					
(SD)					
AG (Cm)					
Moyenne	42,59	43,53	43,64	1,39	0,259
(cm)	15	18	21		
Effectif (n)	2,607	1,878	1,578		
Ecart type					
(SD)					

(SD)					
BP (mm)					
Moyenne	6,43	6,61	6,37	0,98	0,383
(cm)	16	17	21		
Effectif (n)	0,637	0,481	0,474		
Ecart type					
(SD)					
CP (mm)					
Moyenne	7,95	8,35	8,25	1,34	0,282
(cm)	7	4	13		
Effectif (n)	0,588	0,460	0,368		
Ecart type					
(SD)					

PP : Poids des pulli, **TD** : longueur du tarse droit, **TG** : longueur du tarse gauche, **AD** : longueur de l'aile droite, **AG** : longueur de l'aile gauche, **BP** : longueur du bec, **CP** : longueur du bec.

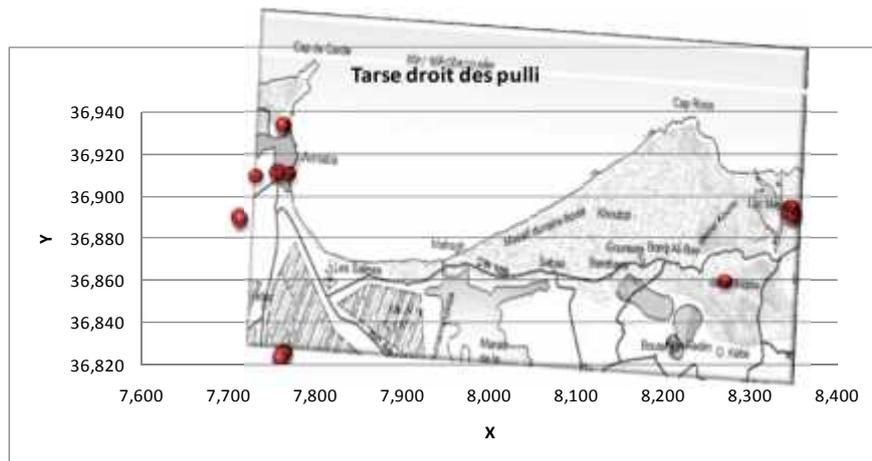


Figure 54 : Variation géographique de la longueur du tarse droit des pulli entre les trois habitats.

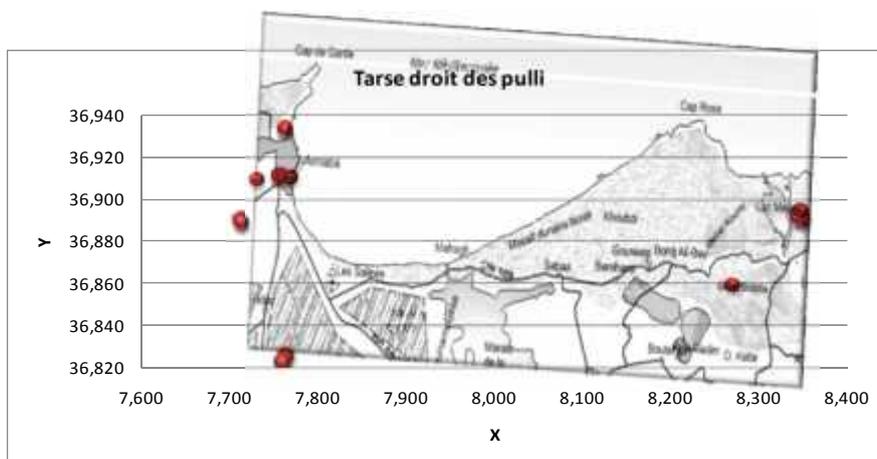


Figure 55: Variation géographique de la longueur du tarse gauche des pulli entre les trois habitats.

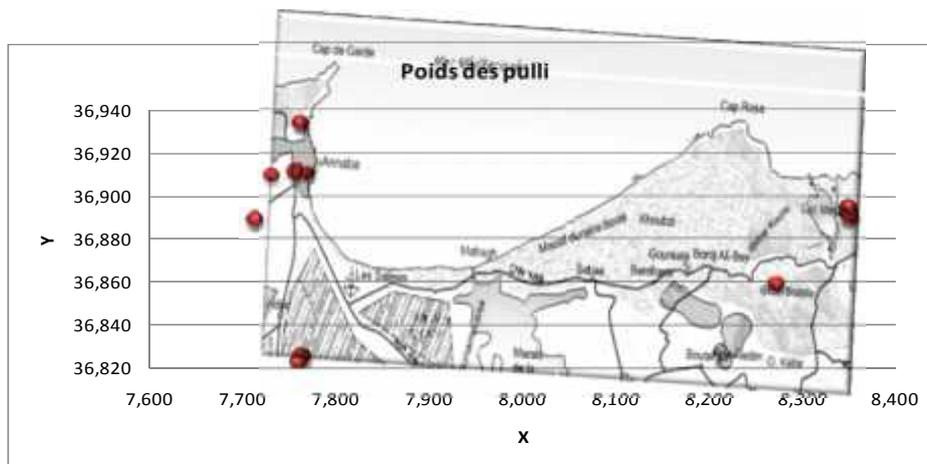


Figure 56 : Variation géographique du poids des pulli entre les trois habitats.

III.3.4. Poids des pulli à différents âges dans les trois habitats

Nous avons voulu vérifier s’il existait entre les habitats un différentiel de poids des pulli à âge égal. Nous avons choisi de comparer les poids des pulli à 6, 9 et 15 jours. L’analyse statistique révèle des différences significatives des poids des pulli à ces âges entre les 3 habitats testés. Les pulli de 6 et 9 jours sont plus gros à El Hadjar que ceux d’Annaba et d’El Kala. Ceux de 15 jours, en revanche, sont plus gros dans l’habitat forestier témoin. Le poids des pulli à l’éclosion (J0) n’a pas montré de différences significatives en dépit d’une légère différence de taille des œufs. (**Tab. 19**).

Tableau 19 : Moyennes des poids (gr.) par âge dans les trois habitats.

Poids/Âge	AN	HA	KA	F	P
J0					
Moyenne (cm)	0,98	0,91	0,93	1,09	0,342
Effectif (n)	29	10	41		
Ecart type (SD)	0,165	0,109	0,166		
J6					
Moyenne (cm)	6,12	6,99	6,48	9,12	0,000
Effectif (n)	43	23	49		
Ecart type (SD)	0,781	0,748	0,857		
J9					
Moyenne (cm)	9,00	9,54	9,12	3,51	0,033
Effectif (n)	41	20	56		

<i>Ecart type (SD)</i> 0,743 0,755 0,776					
J15					
<i>Moyenne (cm)</i>	10,05	10,52	10,80	10,62	0,000
<i>Effectif (n)</i>	48	35	48		
<i>Ecart type (SD)</i>	0,874	0,859	0,679		

Au même titre que chez les femelles, ces résultats révèlent probablement l'action d'un facteur d'altération de la croissance des pulli, aux âges pré-envol, dans les habitats urbain et périurbain, que nous essayerons d'en discuter le déterminisme ultérieurement.

III.3.4.1. Différences de poids à J0

Analyse de variance pour J0

Source	DL	SC	CM	F	P
ZONE	2	0,0557	0,0278	1,09	0,342
Erreur	77	1,9725	0,0256		
Total	79	2,0282			

IC individuel à 95% pour la moyenne

Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcarType	-----+-----+-----+-----+	
AN	29	0,9776	0,1651	(-----*-----)	
HA	10	0,9050	0,1092	(-----*-----)	
KA	41	0,9302	0,1660	(-----*-----)	
				-----+-----+-----+-----+	
		0,840	0,910	0,980	1,050

III.3.4.2. Différences de poids à J6

Analyse de variance pour J6

Source	DL	SC	CM	F	P
ZONE	2	11,920	5,960	9,12	0,000
Erreur	112	73,209	0,654		
Total	114	85,129			

IC individuel à 95% pour la moyenne

Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcarType	----+-----+-----+-----+--
AN	43	6,1109	0,7810	(-----*-----)
HA	23	6,9996	0,7486	(-----*-----)
KA	49	6,4761	0,8571	(-----*-----)

-----+-----+-----+-----+-----
 6,00 6,40 6,80 7,20

III.3.4.3. Différences de poids à J9

Analyse de variance pour J9

Source	DL	SC	CM	F	P
ZONE	2	4,068	2,034	3,51	0,033
Erreur	114	66,133	0,580		
Total	116	70,201			

IC individuel à 95% pour la moyenne
 Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcarType	-----+-----+-----+-----
AN	41	9,0024	0,7434	(-----*-----)
HA	20	9,5460	0,7551	(-----*-----)
KA	56	9,1232	0,7769	(-----*-----)

-----+-----+-----+-----
 9,10 9,45 9,80

III.3.4.4. Différences de poids à J15

Analyse de variance pour J15

Source	DL	SC	CM	F	P
ZONE	2	13,729	6,865	10,62	0,000
Erreur	128	82,711	0,646		
Total	130	96,440			

IC individuel à 95% pour la moyenne
 Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcarType	-----+-----+-----+-----
AN	48	10,048	0,874	(-----*-----)
HA	35	10,517	0,859	(-----*-----)
KA	48	10,798	0,679	(-----*-----)

-----+-----+-----+-----
 10,15 10,50 10,85

TROISIEME PARTIE : ANALYSE DE LA CONTAMINATION PAR LE PLOMB ET LE CADMIUM
DANS LES TROIS HABITATS

III.3. Analyse de la contamination par le plomb et le cadmium dans les trois habitats

Les valeurs concernent seulement les années 2006 et 2007. Les concentrations en cadmium et en plomb dans les tissus de la Mésange bleue dans les trois habitats sont représentées dans le tableau 20.

Tableau 20 : concentration moyenne ($m \pm SD$) du plomb et du cadmium (mg/g) dans les différents tissus de la Mésange bleue, des œufs, des pulli et des proies dans les trois habitats.

Habitats	Urbain Annaba	Périurbain El Hadjar	Forestier témoin El Kala
Rectrices des femelles adultes	Cd: 0,22 ±0,18(13) UDL Pb: 18,51±7,81(13)	Cd : 0,21±0,07(11) UDL Pb: 14,24± 6,68(11)	Cd: 0,15± 0,11(24) UDL Pb: 7,83 ± 3,89(24)
Premier œuf pondu	Cd: 0,004±0,006(19) UDL Pb: 0,44±0,41(19)	Cd: 0,022±0,044(18) Pb: 0,32±0,16(18)	Cd: 0,004±0,004(31) UDL Pb: 0,18±0,12(29)
Coquille du premier œuf pondu	Cd: 0,012±0,011(19) UDL Pb: 0,71±0,76(19)	Cd: 0,009±0,009(19) UDL Pb: 0,37±0,17(19)	Cd: 0,008±0,011 (41) UDL Pb: 0,32±0,18(41)
Rectrices des pulli prélevés	Cd: 0,029±0,084 (14) UDL Pb: 2,214±0,53(13)	Cd: 0,010±0,026(12) UDL Pb: 1,94±1,65(12)	Cd: 0,000±0,000(23) UDL Pb: 1,72±2,10(22)
Foie des pulli prélevés	Cd: 0,04±0,03(14) UDL Pb: 1,89±1,58(14)	Cd: 0,13±0,27(12) Pb: 0,80±1,23(12)	Cd: 0,01±0,01(24) UDL Pb: 0,21±0,14(24)
Rein des pulli prélevés	Cd: 0,29±1,25(14) UDL Pb: 2,50±1,63(14)	Cd: 0,08±0,09 (12) UDL Pb: 1,08± 0,83(12)	Cd: 0,06±0,04(24) UDL Pb: 0,80±1,46(24)
Sang des pulli prélevé	Cd: 0,001±0,003(14) UDL Pb: 0,17±0,18(14)	Cd: 0,008±0,016(12) UDL Pb: 0,06 ± 0,07(12)	Cd: 0,001±0,001(23) UDL Pb: 0,04 ± 0,04(23)
Proies	Cd: 0,2398± 0,1852 (6) Pb: 6,078±4,799(6)	Cd: 0,2626±0,4268 (5) Pb: 1,262± 1,256(5)	Cd: 0,0555± 0,0382 (6) Pb: 1,185± 0,510 (6)

Pb: Plomb, **Cd:** Cadmium. **UDL:** under detection limit.

Limite de détection (LD) : Correspond à la plus basse concentration d'un composé analysé dans une matrice réelle qui, lorsqu'il subit toutes les étapes d'une méthode d'analyse, incluant le prétraitement et les extractions chimiques, produit un signal détectable, avec une fiabilité statistiquement définie, différent de celui produit par un « blanc » de matrice dans les mêmes conditions. Ces limites de détection représentent les valeurs des concentrations à partir desquelles une méthode d'analyse permet de certifier la présence d'éléments dans un échantillon. Ce paramètre correspond à la plus petite quantité d'analyte pouvant être détectée dans un échantillon mais pas nécessairement quantifiée comme une valeur exacte. La limite de détection est considérée comme égale à 3 fois l'écart type des mesures à blancs.

III.3.1. Concentration du plomb et du cadmium dans les différents tissus de la Mésange bleue

L'analyse préliminaire exploratoire en composantes principales (ACP), du tableau des concentrations du plomb et du cadmium dans les différents tissus de la Mésange bleue permet d'extraire huit 10 axes factoriels dont seuls les 4 premiers sont interprétables.

L'axe 1 extrait à lui seul 87% de la variance du nuage de point et les 4 premiers axes totalisent 98,34% de la variance (**Tab.21**)

Tableau 21 : Valeurs propres et pourcentages de la variance extraite des principaux axes factoriel de l'ACP.

Broken-stick				
AXIS	Eigenvalue	% of Variance	Cum.% of Var.	Eigenvalue
1	5554.081	87.390	87.390	1342.885
2	393.412	6.190	93.581	945.668
3	168.398	2.650	96.230	747.059
4	134.672	2.119	98.349	614.653
5	49.125	0.773	99.122	515.349
6	37.219	0.586	99.708	435.905
7	12.527	0.197	99.905	369.702
8	3.137	0.049	99.954	312.957
9	1.050	0.017	99.971	263.304
10	0.721	0.011	99.982	219.169

La fonction Biplot du logiciel PC-Ord^R permet de matérialiser les vecteurs variables qui structurent le nuage de points (nichoirs).

La figure (57) fait ressortir l'influence prépondérante de la contamination des retrices des femelles dont le vecteur est fortement corrélé à l'axe 1. Il traduit un gradient spatial des femelles les plus contaminées localisées surtout à Annaba et El Hadjar aux femelles les moins contaminées localisées dans l'habitat témoin.

L'axe 1 opère alors une partition entre habitats, qui est assez visible avec, à gauche de l'axe, les points « Annaba » et « El Hadjar », et à droite de l'axe les points « El Kala ».

L'axe 2 contient le vecteur « plomb dans les proies – PbP, nettement orienté vers les points « An-Annaba» du milieu urbain.

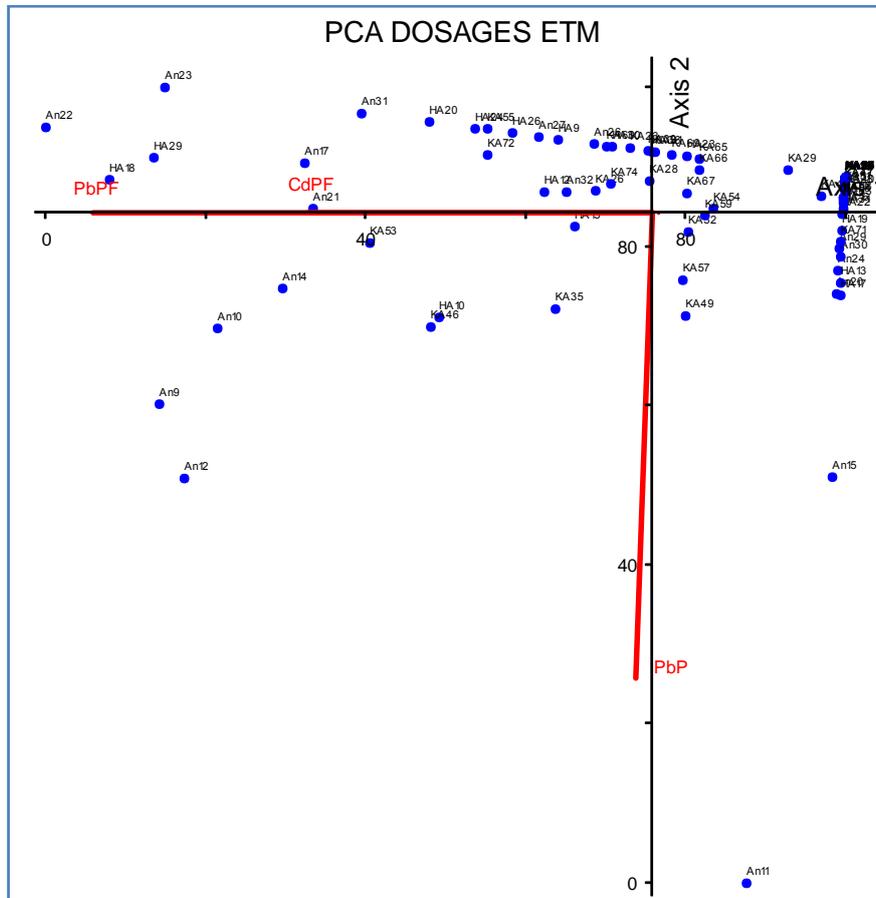


Figure 57 : Plan factoriel 1-2 du nuage de point de l'ACP.

III.3.1.1. Différence de contamination par le plomb dans les trois habitats

Les analyses ont concerné les valeurs des deux années cumulées (2006 - 2007).

III.3.1.1.1. Différence de contamination par le plomb des retrices des femelles (PbPF)

L'analyse de la différence des concentrations du plomb dans les retrices des femelles adultes par ANOVA a montré des différences significatives entre les trois habitats ($F= 15,05$, $P= 0,000$). En effet, la contamination des plumes des femelles est plus élevée en milieu urbain (Fig. 58).

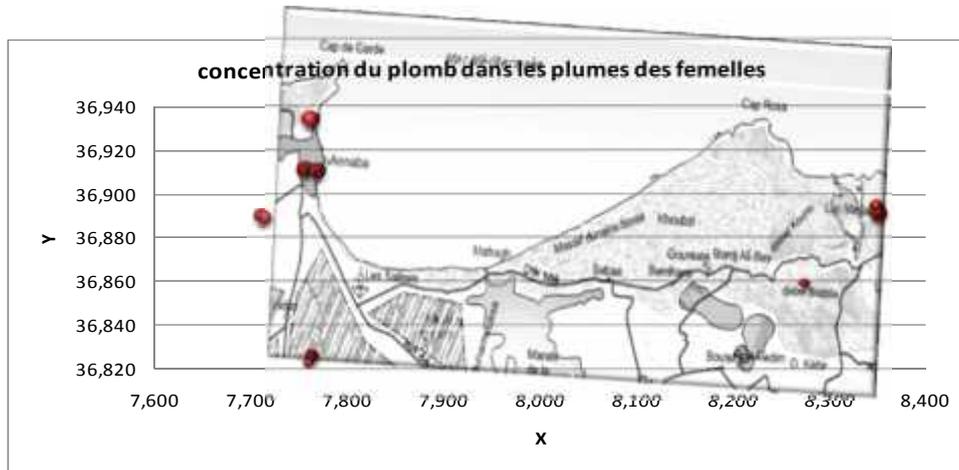


Figure 58 : Variation géographique de la concentration du plomb dans les rectrices des femelles entre les trois habitats

Analyse de variance pour **PbPF**

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	1022,8	511,4	15,05	0,000
Erreur	45	1529,2	34,0		
Total	47	2552,0			

IC individuel à 95% pour la moyenne

Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcartType	IC
AN	13	18,518	7,816	(-----+-----+-----+-----) (-----*-----)
KA	24	7,831	3,895	(-----*-----)
HA	11	14,241	6,687	(-----*-----)

-----+-----+-----+-----
10,0 15,0 20,0

III.3.1.1.2. Différence de contamination par le plomb du contenu du premier œuf pondu (PbO)

L'analyse de la différence des concentrations du plomb dans les premiers œufs pondus a montré des différences significatives entre les trois habitats ($F= 6,40$, $P= 0,003$). Les œufs sont plus contaminés en milieu urbain qu'en milieu périurbain et forestier témoin (**Fig. 59**).

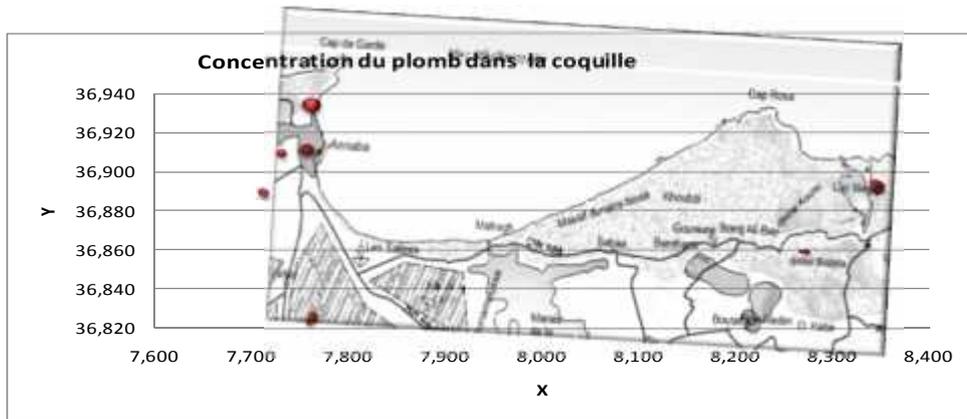


Figure 60 : Variation géographique de la concentration du plomb dans la coquille des œufs entre les trois habitats.

Analyse de variance pour **PbC**

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	2,041	1,020	6,23	0,003
Erreur	76	12,443	0,164		
Total	78	14,483			

IC individuel à 95% pour la moyenne

Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcartType	IC
AN	19	0,7144	0,7611	(-----*-----)
KA	41	0,3268	0,1892	(-----*-----)
HA	19	0,3705	0,1799	(-----*-----)

+-----+-----+-----+-----
0,20 0,40 0,60 0,80

III.3.1.1.4. Différence de contamination par le plomb des retrices des pulli de 15 jours (PbPP)

Nous n'avons pas détecté de différences significatives des concentrations de plomb dans les retrices des pulli entre les trois habitats ($F= 0,26$, $P= 0,772$). Bien que les valeurs les plus élevées aient été observées en milieu urbain.

Analyse de variance pour **PbSP**

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	0,1619	0,0809	6,56	0,003
Erreur	46	0,5672	0,0123		
Total	48	0,7291			

IC individuel à 95% pour la moyenne
Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcartType	IC
AN	14	0,1745	0,1864	(-----*-----)
KA	23	0,0402	0,0453	(-----*-----)
HA	12	0,0679	0,0799	(-----*-----)

+-----+-----+-----+-----
 0,000 0,070 0,140 0,210

Les concentrations en plomb dans le sang des pulli à Annaba a présenté des différences significatives entre les deux années (F =7,64, P = 0,017). Elles ont été plus élevées en 2007.

III.3.1.1.6. Différence de contamination par le plomb du foie des pulli de 15 jours (PbFP)

L'analyse de la différence des concentrations du plomb dans le foie des pulli prélevés à J15 a montré des différences significatives entre les trois habitats (F =11,77, P=0,000). Les foies des pulli prélevés à J15 sont plus contaminés en milieu urbain qu'en milieu périurbain et forestier (**Fig. 62**).

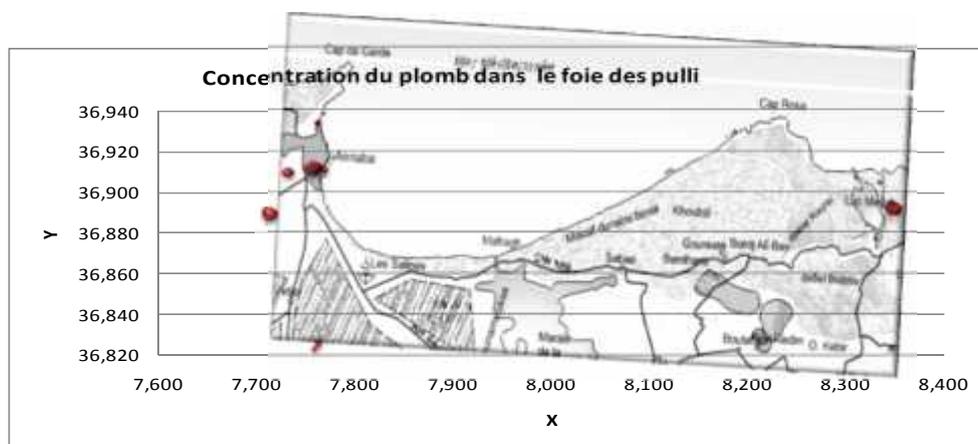


Figure 62 : Variation géographique de la concentration du plomb dans le foie des pulli entre les trois habitats.

Analyse de variance pour PbFP

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	24,92	12,46	11,77	0,000
Erreur	47	49,78	1,06		
Total	49	74,71			

IC individuel à 95% pour la moyenne
Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcartType	IC
AN	14	1,892	1,585	(-----*-----)
KA	24	0,213	0,143	(-----*-----)
HA	12	0,805	1,230	(-----*-----)

-----+-----+-----+-----+-----

0,00 0,80 1,60 2,40

III.3.1.1.7. Différence de contamination par le plomb des reins des pulli de 15 jours (PbRP)

L'analyse de la différence des concentrations du plomb le rein dans des pulli prélevés à J15 a montré des différences significatives entre les trois habitats (ANOVA, F= 6,80, P= 0,003). Le rein des pulli prélevés à J15 sont plus contaminés en milieu urbain qu'en milieu périurbain et forestier (**Fig. 63**).

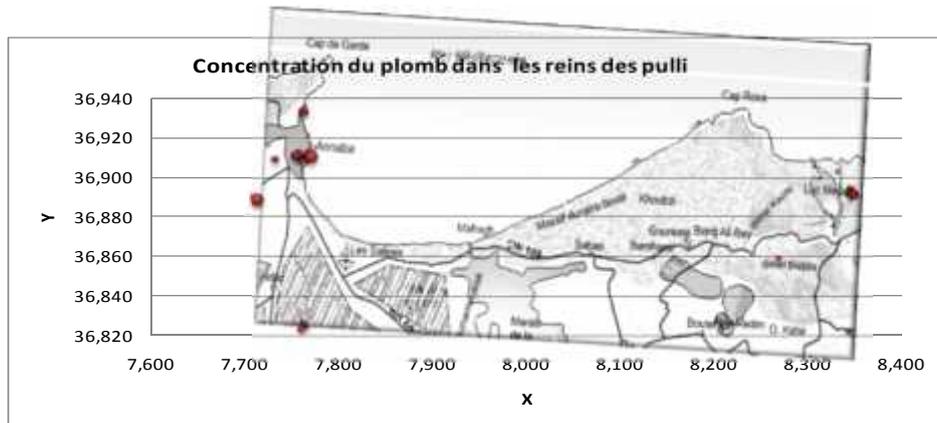


Figure 63 : Variation géographique de la concentration du plomb dans les reins des pulli entre les trois habitats.

Analyse de variance pour PbRP

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	26,53	13,26	6,80	0,003
Erreur	47	91,70	1,95		
Total	49	118,22			

IC individuel à 95% pour la moyenne

				Basé sur Ecart-type groupé			
Niveau	N	Moyenne	EcarType	-----+-----+-----+-----			
AN	14	2,500	1,630	(-----*-----)			
KA	24	0,803	1,466	(-----*-----)			
HA	12	1,086	0,838	(-----*-----)			
				-----+-----+-----+-----			
				1,0	2,0	3,0	

III.3.1.1.8. Différence de contamination par le plomb des proies (PBP)

L'analyse de la différence de concentration du plomb dans les proies collectées dans le gosier des pulli, a montré une nette différence entre les habitats ($F= 5,15$, $P= 0,021$). Les proies sont plus contaminées en milieu urbain qu'en milieu périurbain et forestier (**Fig. 64**).

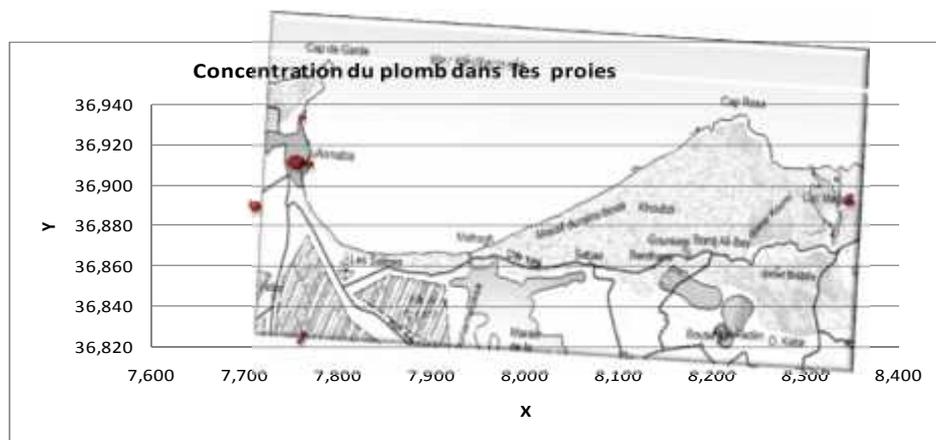


Figure 64 : Variation géographique de la concentration du plomb dans les proies entre les trois habitats.

Analyse de variance pour **PbP**

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	91,36	45,68	5,15	0,021
Erreur	14	124,07	8,86		
Total	16	215,44			

IC individuel à 95% pour la moyenne

Basé sur Ecart-type groupé

				IC individuel à 95% pour la moyenne			
				Basé sur Ecart-type groupé			
Niveau	N	Moyenne	EcarType	-----+-----+-----+-----+-----			
AN	6	6,078	4,799	(-----*-----)			
KA6	1,185	0,510		(-----*-----)			
HA5	1,262	1,256		(-----*-----)			
				-----+-----+-----+-----+-----			
				0,0	3,0	6,0	9,0

KA	41	0,00826	0,01105	(-----*-----)
HA	19	0,00916	0,00988	(-----*-----)
-+-----+-----+-----+-----				
0,0035 0,0070 0,0105 0,0140				

Notons cependant que cette contamination des coquilles par le cadmium a présenté des différences interannuelles à Annaba (ANOVA, F= 134,03, P= 0,000), à El Hadjar (ANOVA, F= 103,39, P= 0,000), et à El Kala (ANOVA, F= 14,39, P= 0,001). Les concentrations augmentant d'une année à l'autre.

III.3.1.2.4. Différence de contamination par le cadmium des rectrices des pulli de 15 jours (CdPP)

Il n'existe pas de différences significatives de la contamination par le cadmium des rectrices des pulli âgés de 15 jours (ANOVA, F= 0,26, P= 0,772). Les valeurs les plus élevées sont observées à El Kala.

Analyse de variance pour CdPP

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	0,00767	0,00383	1,05	0,358
Erreur	45	0,16404	0,00365		
Total	47	0,17171			

IC individuel à 95% pour la moyenne
Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcarType	-----+-----+-----+-----+---
AN	13	0,02922	0,08427	(-----*-----)
KA	23	0,00000	0,00000	(-----*-----)
HA	12	0,01067	0,02662	(-----*-----)
-----+-----+-----+-----+---				
-0,025 0,000 0,025 0,050				

III.3.1.2.5. Différence de contamination par le cadmium du sang des pulli de 15 jours (CdSP)

L'analyse de la différence des concentrations du cadmium dans le sang des pulli de 15 jours a montré des différences significatives, au seuil 0,05, entre les trois habitats (ANOVA, $F= 3,23$, $P= 0,049$). Le sang des pulli est plus contaminé en milieu périurbain qu'en milieu urbain et forestier (**Fig. 66**).

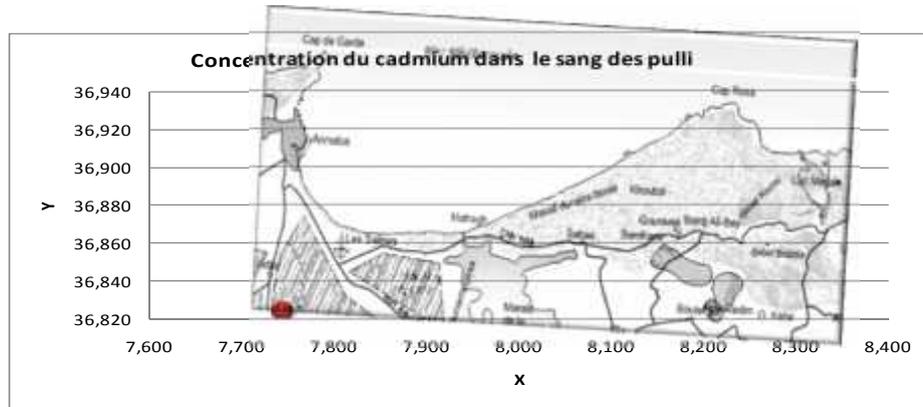


Figure 66 : Variation géographique de la concentration du cadmium dans le sang des pulli à J15 entre les trois habitats

Analyse de variance pour **CdSP**

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	0,0004330	0,0002165	3,23	0,049
Erreur	46	0,0030860	0,0000671		
Total	48	0,0035190			

IC individuel à 95% pour la moyenne

Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcartType	IC
AN	14	0,001786	0,003142	(-----*-----)
KA	23	0,001000	0,001679	(-----*-----)
HA	12	0,008167	0,016225	(-----*-----)

-----+-----+-----+-----+
0,0000 0,0050 0,0100 0,0150

III.3.1.2.6. Différence de contamination par le cadmium du foie des pulli de 15 jours (**CdFP**)

Il n'existe pas de différences significatives de la contamination par le cadmium du foie des pulli âgés de 15 jours (ANOVA, $F=2,87$, $P=0,067$). Les valeurs les plus élevées sont observées à El Hadjar.

Analyse de variance pour **CdFP**

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	0,1032	0,0516	2,87	0,067

Erreur	47	0,8453	0,0180
Total	49	0,9485	

IC individuel à 95% pour la moyenne
Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcartType	
AN	14	0,0458	0,0311	(-----*-----)
KA	24	0,0197	0,0181	(-----*-----)
HA	12	0,1326	0,2739	(-----*-----)

-----+-----+-----+-----+
0,000 0,070 0,140 0,210

III.3.1.2.7. Différence de contamination par le cadmium des reins des pulli de 15 jours (CdRP)

Il n'existe pas de différences significatives de la contamination par le cadmium du foie des pulli âgés de 15 jours (ANOVA, F= 0,39, P=0,679). Les valeurs les plus élevées sont toutefois observées à Annaba.

Analyse de variance pour CdRP

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	0,607	0,303	0,39	0,679
Erreur	47	36,555	0,778		
Total	49	37,162			

IC individuel à 95% pour la moyenne
Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcartType	
AN	14	0,2965	0,0909	(-----*-----)
KA	24	0,0675	1,2585	(-----*-----)
HA	12	0,0837	0,0420	(-----*-----)

-----+-----+-----+-----+
-0,30 0,00 0,30 0,60

III.3.1.2.8. Différence de contamination par le cadmium des proies (CdP)

Il n'existe pas de différences significatives de la contamination par le cadmium des proies (ANOVA, F= 1,15, P= 0,346). Les valeurs les plus élevées étant, tout de même, observées à El Hadjar.

Analyse de variance pour CdP

Source	DL	SC	CM	F	P
Habitat	2	0,1486	0,0743	1,15	0,346
Erreur	14	0,9074	0,0648		
Total	16	1,0559			

IC individuel à 95% pour la moyenne
Basé sur Ecart-type groupé

Niveau	N	Moyenne	EcartType	IC 95%
AN	6	0,2398	0,1852	(-----*-----)
KA	6	0,0555	0,0382	(-----*-----)
HA	5	0,2626	0,4268	(-----*-----)

-----+-----+-----+-----
0,00 0,20 0,40

Nous retiendrons, en définitive, que les niveaux de contamination des tissus des femelles des œufs et des pulli, par le plomb et dans une moindre mesure par le cadmium, différent entre les trois habitats (**Fig. 67**). A part le cas de la contamination du sang des pulli par le cadmium qui semble plus marquée dans le milieu périurbain (El-Hadjar), le milieu urbain présente, comme l'on s'y attendait, des niveaux de contamination nettement plus élevés que ceux du milieu périurbain et ceux du milieu forestier témoin.

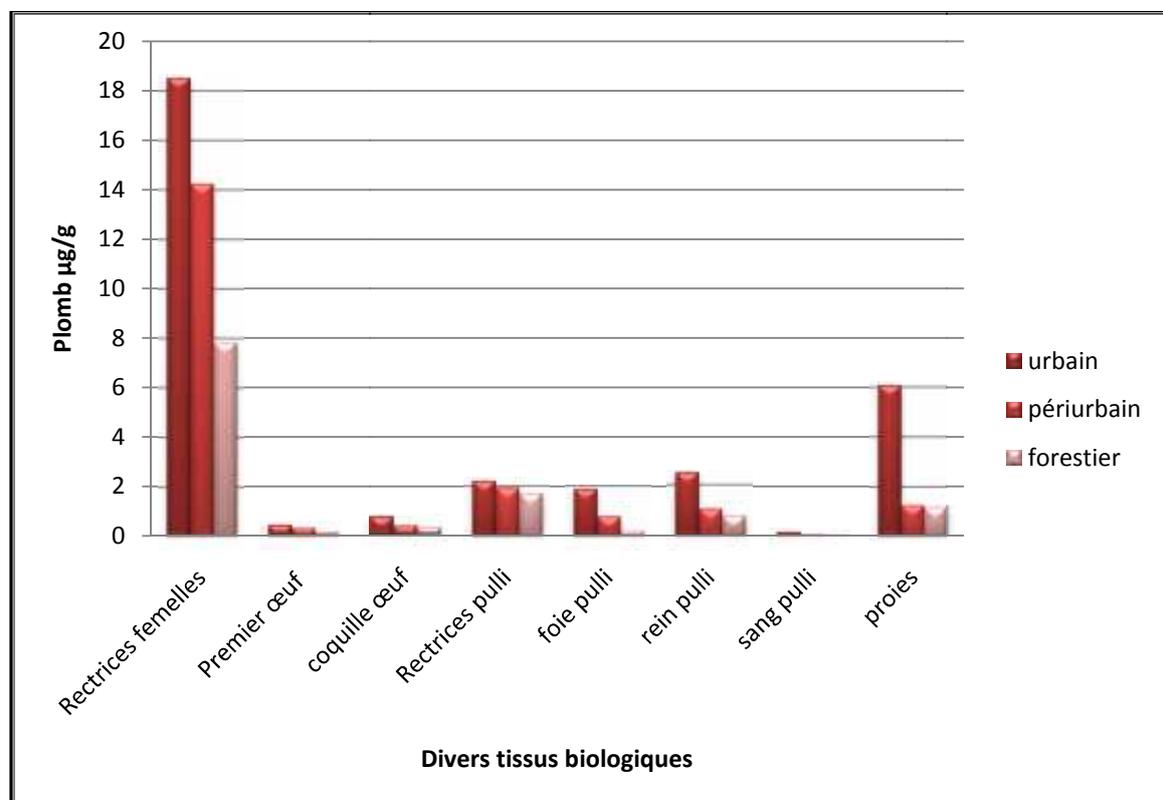


Figure 67 : Diverses concentrations du plomb dans les tissus biologiques analysés dans les habitats urbain, périurbain et forestier.

Les résultats illustrés dans la figure (67) révèlent sans ambiguïté que la population de Mésange bleue vivant en milieu urbain est nettement plus exposée à la contamination par le plomb que celle du milieu périurbain et forestier étudiés. En effet, les divers tissus analysés, que ce soit les phanères chez la femelle et les pulli, les œufs et leur coquille, les divers organes des pulli et même les proies consommées, révèlent un degré de contamination qui varie sur une échelle de 1 à 9 (Tab. 22) entre l’habitat forestier et l’habitat urbain et sur une échelle de 1 à 5 entre l’habitat périurbain et l’habitat urbain. Cette contamination par voie orale ou cutanée diffuse largement vers les divers organes des oiseaux et s’observe aussi bien dans les organes internes que dans les phanères. Nous en analyserons au chapitre suivant le déterminisme et en mesurerons l’ampleur.

Tableau 22 : Facteur de multiplication de la contamination au plomb ($\mu\text{g/g}$) des habitats forestier et périurbain par rapport à l’habitat urbain.

Habitat	Urbain	Périurbain	Forestier
Tissus biologiques			
Rectrices femelles	18,51	x 1,3	x 2,4
Premier œuf	0,44	x 1,4	x 2,4
Coquille œuf	0,71	x 1,9	x 2,2
Rectrices pulli	2,214	x 1,1	x 1,3
Foie pulli	1,89	x 2,4	x 9,0
Rein pulli	2,5	x 2,3	x 3,1
Sang pulli	0,17	x 2,8	x 4,3
Proies	6,078	x 4,8	x 5,1

Lire pour rectrices femelles : contamination en habitat urbain est 1,3 fois supérieure à celle de l’habitat périurbain et 2,4 fois supérieure à celle de l’habitat forestier.

QUATRIEME PARTIE : CORRELATIONS DES CONCENTRATIONS DES ETM AVEC LES THV, LA MORPHOMETRIE DES FEMELLES, DES ŒUFS ET DES PULLI

III. 4. 1. Corrélations des concentrations de plomb dans les tissus biologiques et plumes avec les traits d'histoire de vie (THV)

Dans ce chapitre nous nous attacherons à mettre en évidence un lien statistique entre les traits d'histoire de vie qui ont été marqués par des différences inter-habitat, avec les contaminations au plomb et au cadmium, dans les différents tissus biologiques des femelles, des œufs et des pulli dans ces mêmes habitats.

Le jeu de données qui été soumis à l'analyse, par le calcul du coefficient de corrélation de Pearson, a permis de détecter plusieurs liaisons entre la contamination par le plomb et le cadmium et les traits d'histoire de vie de la Mésange bleue; suggérant un lien de causalité, plus ou moins fort entre ces variables (**Tab.23**).

Tableau 23 : Corrélations de Pearson entre les traits d'histoire de vie et les contaminations au plomb et au cadmium des plumes des femelles, des œufs, des organes des pulli.

	DP	GP	NE	NPe	Senv	SR	CdO	PbO
PbPF	-0,243	-0,034	0,172	0,246	0,226	0,274		
<i>p</i>	0,100	0,824	0,315	0,148	0,186	0,105		
CdO	-0,068	0,095	0,186	0,179	0,100	0,169		
<i>p</i>	0,605	0,469	0,227	0,258	0,530	0,285		
PbO	-0,517	-0,167	-0,029	-0,082	-0,007	-0,042	-0,089	
<i>p</i>	0,000	0,206	0,853	0,611	0,964	0,794	0,490	
PbC	-0,150	-0,089	0,136	0,192	0,227	0,257	0,026	0,473
<i>p</i>	0,212	0,474	0,353	0,197	0,125	0,081	0,842	0,000
PbPP	-0,195	0,065	-0,120	-0,078	0,081	-0,095	-0,146	0,077
<i>p</i>	0,211	0,679	0,451	0,623	0,612	0,548	0,450	0,697
PbRP	-0,260	-0,403	-0,233	-0,208	0,046	-0,043	0,036	0,621
<i>p</i>	0,081	0,006	0,123	0,169	0,764	0,778	0,844	0,000
PbFP	-0,125	-0,125	-0,242	-0,168	0,087	-0,065	-0,126	0,657
<i>p</i>	0,410	0,409	0,109	0,271	0,572	0,671	0,491	0,000
CdSP	0,092	-0,051	-0,002	0,072	0,108	0,155	0,617	-0,121
<i>p</i>	0,549	0,739	0,992	0,638	0,481	0,308	0,0000	0,524
PbSP	-0,305	-0,139	-0,109	-0,168	-0,069	-0,080	-0,213	0,584
<i>p</i>	0,044	0,363	0,475	0,270	0,651	0,603	0,251	0,001

DP: Date de ponte, **GP:** Grandeur de ponte, **NE:** Nombre d'éclosions, **NPe:** Nombre de pulli envolés, **Senv:** Succès à l'envol, **SR:** Succès de la reproduction, **CdO :** Cadmium dans les œufs, **PbO:** Plomb dans les œufs, **PbPF:** Plomb dans les plumes des femelles, **PbC:** Plomb dans les coquilles, **PbPP:** Plomb dans les plumes des pulli, **PbRP:** Plomb dans les reins des pulli, **PbFP:** Plomb dans le foie des pulli, **CdSP:** cadmium dans le sang des pulli, **PbSP:** Plomb dans le sang des pulli. **P :** degré de signification de *r* (Coefficient de corrélation de Spearman).

Nous ne présenterons que les résultats significatifs marqués en rouge dans le tableau précédent.

III. 4. 1.1. Corrélations des concentrations de plomb dans les tissus biologiques avec la date de ponte

III. 4. 1.1.1. Corrélations des concentrations du plomb dans les œufs avec la date de ponte

La corrélation entre la date de ponte et la contamination des œufs par le plomb (**Fig. 68**) est négative : $r = -0,517$ $p = 0,000$. La droite de régression illustre une diminution de la contamination pour les pontes les plus tardives. Les pontes du début de saison, fin mars début avril, étant les plus contaminées. On observe la même tendance pour la contamination des reins, mais avec un degré de signification moindre $p = 0,081$.

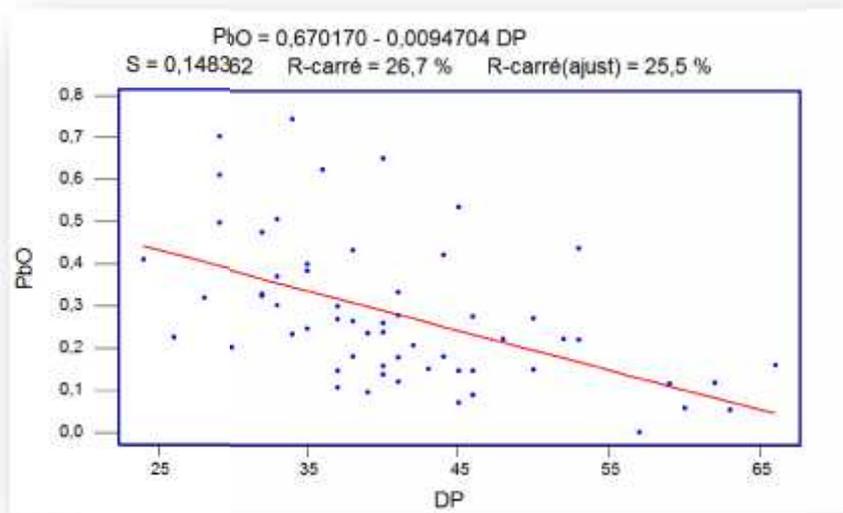


Figure 68 : Droite de régression de la contamination des œufs par le plomb en fonction de la date de ponte.

III. 4. 1.1.2. Corrélations des concentrations du plomb dans le sang des pulli avec la date de ponte

La corrélation entre la date de ponte et la contamination du sang des pulli par le plomb (**Fig.69**) est négative : $r = -0,305$ $p = 0,044$. La droite de régression illustre une légère diminution de la contamination du sang pour les pulli de 15 jours en milieu de saison, soit vers la fin avril. Les pulli du début de saison, fin mars début avril, ont le sang le plus contaminé.

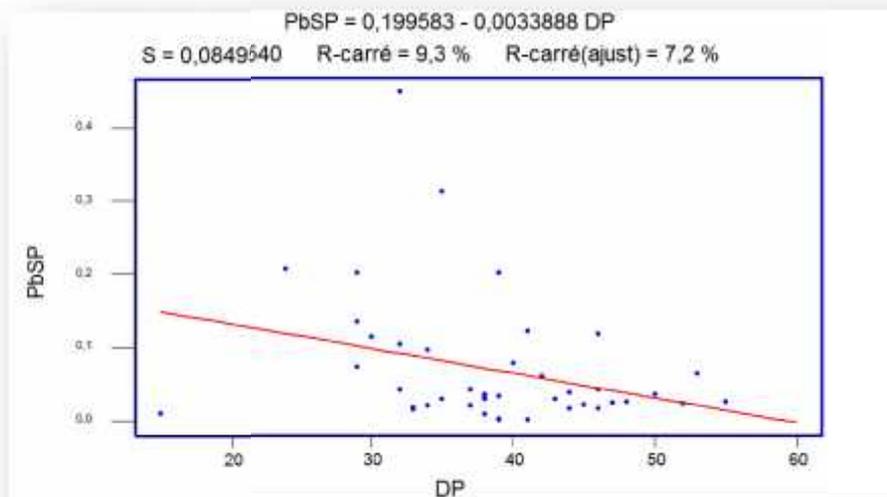


Figure 69 : Droite de régression de la contamination du sang des pulli par le plomb en fonction de la date de ponte.

III. 4. 1.2. Corrélations des concentrations du plomb dans les reins des pulli avec la grandeur de ponte

La corrélation entre la grandeur de ponte et la contamination des reins des pulli par le plomb (**Fig.70**) est négative : $r = -0,403$ $p = 0,006$. La droite de régression illustre une légère diminution de la contamination des reins pour les pulli issues de grandes pontes. En fait nous verrons que ce résultat illustre surtout un phénomène de différence inter zone plutôt qu'une véritable corrélation entre les deux variables.

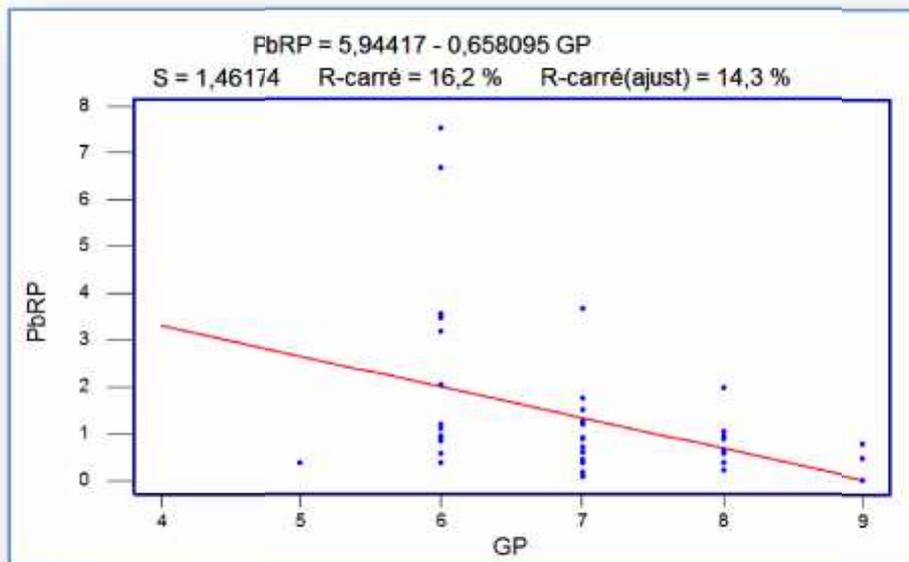


Figure 70 : Droite de régression de la contamination des reins des pulli par le plomb en fonction de la grandeur de ponte.

III. 4. 2. Corrélations des concentrations du plomb dans les plumes femelles et les œufs avec leurs morphométries

A la suite du chapitre précédent, nous avons mesuré le degré de corrélation des contaminants métalliques dans les plumes des femelles et dans les œufs, avec leurs morphométries respectives.

La seule liaison significative entre la concentration du plomb dans les rectrices des femelles (PbPF), s'observe avec l'épaisseur de la coquille des œufs (EC), sa contamination par le plomb (PbC) et la contamination du contenu de l'œuf (PbO) (**Tab.24**). Enfin il semble que la concentration du plomb dans les œufs (PbO) soit corrélée à celle du cadmium (PbC) mesurée dans ce même tissu biologique.

Tableau 24 : Corrélations de Pearson entre le degré de contamination des plumes femelles avec celui des œufs.

	TDF	TGF	PbPF	EC	PO	VO	PbO
EC	-0,077	0,132	-0,616				
<i>P</i>	0,793	0,666	0,000				
PO	0,287	0,300	0,043				
<i>P</i>	0,281	0,277	0,794				
VO	0,252	0,364	-0,280				
<i>P</i>	0,364	0,201	0,080				
CdO	0,371	0,307	-0,037	-0,184	0,089	-0,033	
<i>P</i>	0,157	0,286	0,832	0,153	0,496	0,795	
PbO	-0,237	-0,193	0,397	-0,222	-0,054	-0,136	
<i>P</i>	0,377	0,508	0,018	0,086	0,675	0,298	
PbC	-0,337	-0,315	0,328	-0,169	-0,214	-0,176	0,473
<i>P</i>	0,219	0,273	0,039	0,173	0,075	0,147	0,000

TDF : Longueur des tarsi droits des femelles, **TGF** : Longueur des tarsi gauches des femelles, **PbPF** : Plomb dans les plumes des femelles, **EC** : Epaisseur des coquilles, **PO** : Poids des œufs, **PbO** : Plomb dans les œufs, **PbC** : Plomb dans les coquilles. **P** : degré de signification de *r* (Coefficient de corrélation de Spearman).

III. 4. 2.1. Corrélations des concentrations de plomb dans les plumes femelles avec l'épaisseur des coquilles

L'épaisseur de la coquille est fortement et très significativement corrélée aux concentrations de plomb mesurées dans les rectrices des femelles reproductrices (**Fig. 71**). La corrélation est négative : $r = - 0,616$, $p = 0,000$. La droite de régression illustre une diminution de l'épaisseur de la coquille en fonction de la concentration du plomb dans les plumes de la femelle. Ceci suggère fortement un transfert de contaminant des femelles vers les œufs pondus.

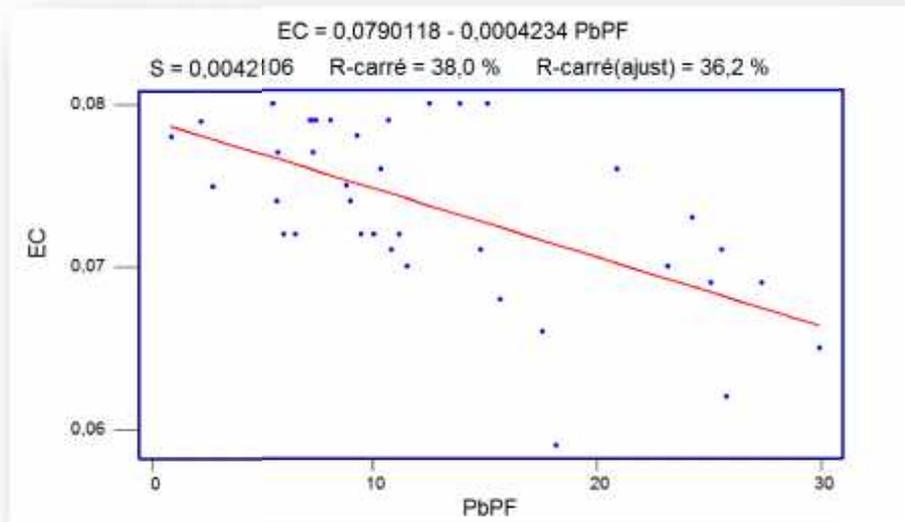


Figure 71 : Droite de régression de l'épaisseur de la coquille des œufs (EC) en fonction du degré de contamination des plumes de la femelle par le plomb (PbPF).

III. 4. 2.2. Corrélations des concentrations de plomb dans les plumes femelles avec la concentration en plomb des coquilles

Nous avons voulu vérifier si la corrélation précédente, entre le degré de contamination des plumes de la femelle et l'épaisseur de la coquille, se confirmait par une contamination de la coquille et du contenu de l'œuf (**Fig. 72**).

On remarque en effet l'existence d'une corrélation positive entre les plumes contaminées et le degré de contamination des coquilles : $r = 0,328$ $p = 0,039$.

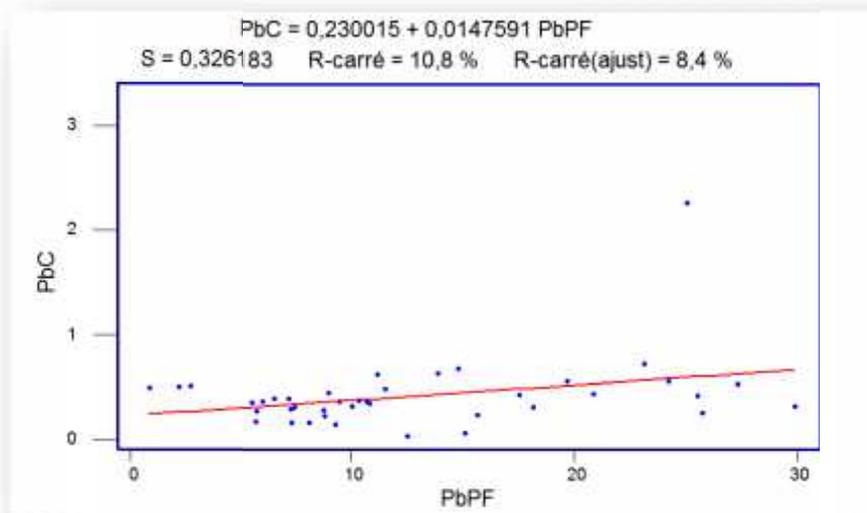


Figure 72 : Droite de régression du degré de contamination de la coquille des œufs (PbC) en fonction du degré de contamination des plumes de la femelle par le plomb (PbPF).

III. 4. 2.3. Corrélations des concentrations de plomb dans les plumes femelles avec la concentration de plomb dans les œufs

On observe le même résultat pour ce qui concerne le contenu des œufs (**Fig. 73**): $r = 0,397$ $p = 0,018$. Il semble donc que les œufs « héritent » de la contamination de la femelle par le plomb. Ce phénomène n’a pu être démontré pour le cadmium.

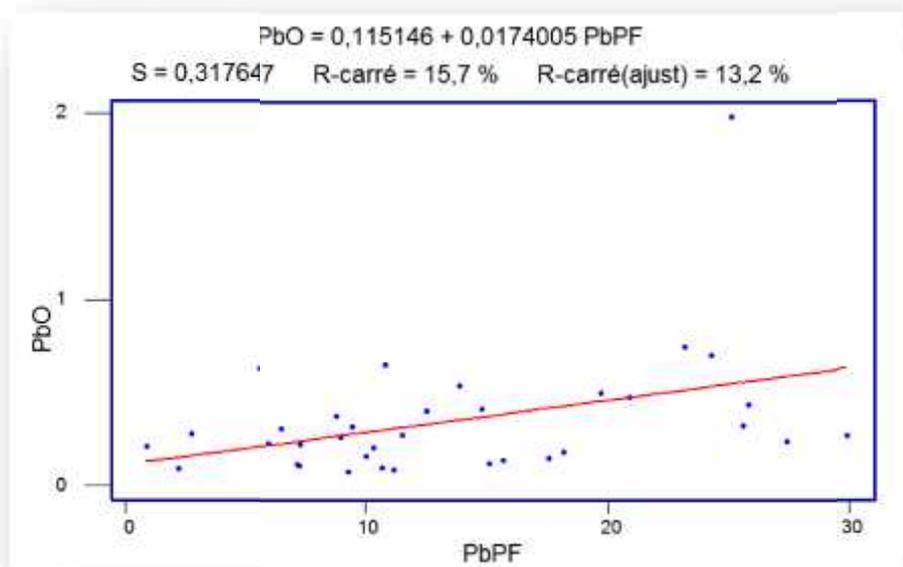


Figure 73 : Droite de régression du degré de contamination des œufs par le plomb (PbO) en fonction du degré de contamination des plumes de la femelle par le plomb (PbPF).

Par ailleurs, on observe une corrélation nette et très significative entre le degré de contamination de la coquille (PbC) et celui du contenu des œufs (PbO) : $r = 0,473$ $p = 0,000$. Ce qui révèle une contamination concomitante des tissus.

III. 4. 3. Corrélations des concentrations de plomb dans les organes des pulli et plumes femelles avec la morphométrie des pulli et des femelles

Nous avons mesuré l'intensité de la corrélation entre les paramètres morphométriques des femelles et ceux des pulli en fonction de leur contamination respective : plumes, sang, foie, reins.

Nous remarquons d'emblée que peu de corrélations significative sont mise en évidence. La contamination des retrices des femelles (PbPF) ne semble pas influencer la contamination des pulli et leur morphométrie, à l'exception de la contamination du foie avec laquelle il semble exister un lien (**Tab. 25**).

Tableau 25 : Corrélations de Pearson entre le degré de contamination des plumes femelles avec la morphométrie et la contamination des pulli.

	TDF	TGF	PbPF	PP	TDP	TGP
PbPF	0,139	-0,321				
<i>P</i>	0,594	0,226				
PbSP	-0,100	-0,313	0,318	-0,141	0,004	0,048
<i>P</i>	0,797	0,451	0,099	0,368	0,977	0,759
PbFP	-0,334	-0,610	0,452	-0,075	0,104	0,056
<i>P</i>	0,380	0,108	0,016	0,632	0,507	0,723
PbRP	-0,785	-0,925	0,207	-0,256	0,054	0,132
<i>P</i>	0,012	0,001	0,290	0,097	0,731	0,400
PbPP	0,107	-0,090	0,164	0,046	0,050	-0,003
	0,802	0,848	0,413	0,775	0,758	0,983
PP	0,201	0,396	-0,209	0,511	0,203	0,285

TDF: Longueur des tarsi droits des femelles, **TGF**: Longueur des tarsi gauches des femelles, **PbPF**: Plomb dans les plumes des femelles, **PP**: Poids des pulli, **TDP**: Longueur des tarsi droit des pulli, **TGP**: Longueur des tarsi gauches des pulli, **PbPP**: Plomb dans les plumes des pulli, **PbRP**: Plomb dans les reins des pulli, **PbFP**: Plomb dans le foie des pulli, **PbSP**: Plomb dans le sang des pulli, **PbP**: Plomb dans les proies. **P** : degré de signification de *r* (Coefficient de corrélation de Spearman).

III. 4. 3.1. Corrélations de la longueur des tarsi droits et gauches des femelles avec les concentrations de plomb dans les reins

des pulli

En revanche, on note une corrélation négative forte et significative entre la longueur du tarse gauche de la femelle et le degré de contamination des reins des pulli : $r = -0,925$ $p = 0,001$. Le même phénomène apparaît avec le tarse droit : $r = -0,785$ $p = 0,012$.

La régression entre ces variables (**Fig. 74**) et (**Fig. 75**) montre clairement que les femelles avec de petits tarses ont tendances à avoir des pulli dont les reins sont plus fortement contaminés que ceux des femelles avec des tarses plus grands.

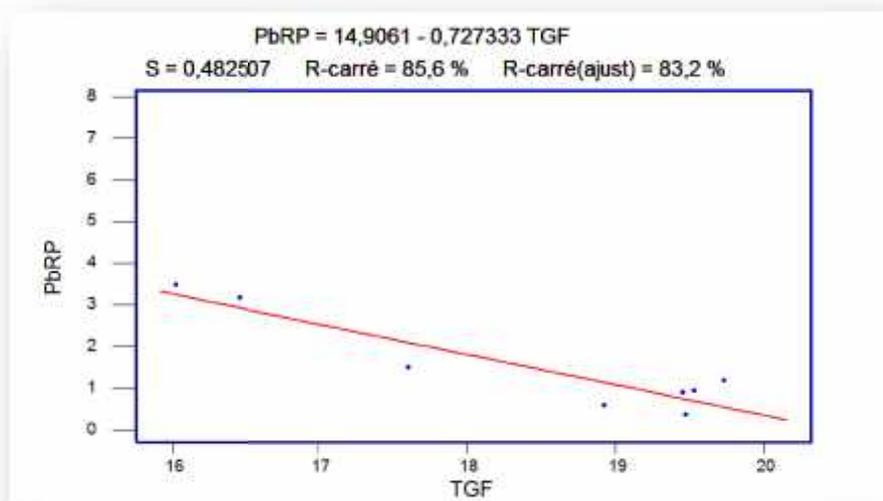


Figure 74 : Droite de régression du degré de contamination des reins des pulli par le plomb (PbRP) en fonction de la longueur du tarse gauche de la femelle (TGF).

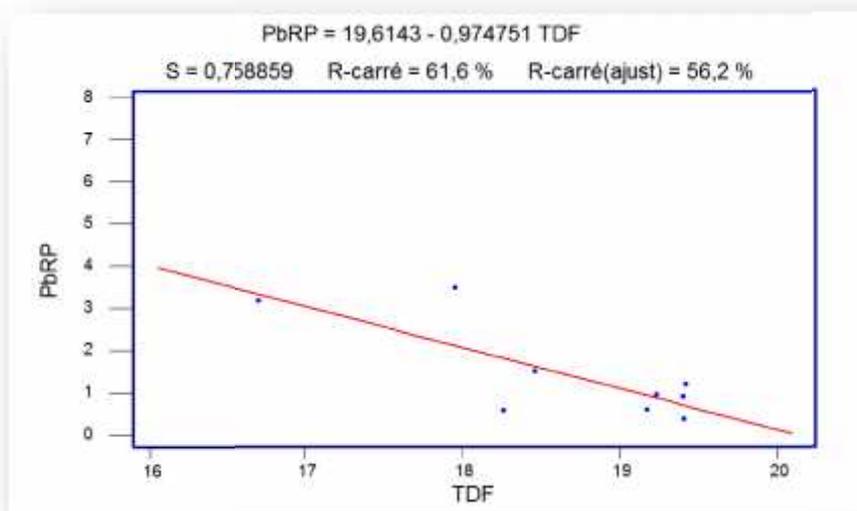


Figure 75 : Droite de régression du degré de contamination des reins des pulli par le plomb (PbRP) en fonction de la longueur du tarse droit de la femelle (TDF).

le plomb (PbRP) en fonction de la longueur du tarse droit de la femelle (TDF).

III. 4.3.2. Corrélations des concentrations de plomb dans les reins des pulli avec la longueur des tarses droit et gauche des femelles

La contamination du foie des pulli par le plomb est positivement corrélée au degré de contamination des plumes des femelles (**Fig. 76**) : $r = 0,452$ $p = 0,016$. Plus les femelles sont contaminées, et plus le degré de contamination du foie des pulli est élevé.

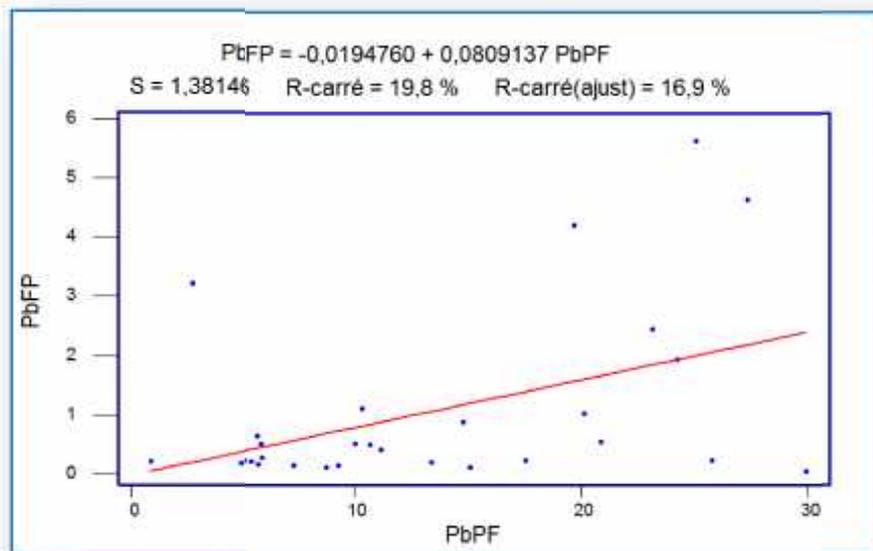


Figure 76 : Droite de régression du degré de contamination du foie des pulli par le plomb (PbFP) en fonction de la contamination des plumes des femelles (PbPF).

III. 4. 4. Corrélation entre la contamination des proies par le plomb avec la contamination et la morphométrie des pulli

Nous avons enfin, mesuré l'intensité de la corrélation entre le degré de contamination des proies et la morphométrie des pulli ainsi que le degré de contamination de leurs organes.

Peu de corrélations significatives sont mises en évidence. La contamination des proies (PbP) ne présente une corrélation positive qu'avec le tarse gauche (TGP) des pulli (peut être avec le foie (**Tab. 26**) suggérant un effet sur la croissance mais pas sur le poids des pulli).

Tableau 26 : Corrélations de Pearson entre le degré de contamination des proies avec la morphométrie et la contamination des pulli.

	PbP	PbSP	PbFP	PbRP	PbPP
PbSP	0,225				
	0,421				
PbFP	0,351				
	0,199				
PbRP	0,182				
	0,515				
PbPP	0,056				
	0,843				
TGP	0,527	0,048	0,056	0,132	-0,003
	0,044	0,759	0,723	0,400	0,983
TDP	0,220	0,004	0,104	0,054	0,050
	0,432	0,977	0,507	0,731	0,758
PP	0,251	-0,141	-0,075	-0,256	0,046
	0,366	0,368	0,632	0,097	0,775

PP: Poids des pulli, **TDP:** Longueur des tarsi droits des pulli, **TGP:** Longueur des tarsi gauches des pulli, **PbPP:** Plomb dans les plumes des pulli, **PbRP:** Plomb dans les reins des pulli, **PbFP:** Plomb dans le foie des pulli, **PbSP:** Plomb dans le sang des pulli, **PbP:** Plomb dans les proies.

DISCUSSION



« L'héritage des espèces limite souvent leur capacité à s'adapter de façon optimale à leur environnement et notre monde « est un bricolage de fortune construit à partir de pièces détachées disponibles dans chacun des contextes laissés par l'histoire »

(Gould 1988)

IV. DISCUSSION

IV. 1. Sélection des sites d'échantillonnage

L'urbanisation est définie comme une manifestation concrète de la perte d'habitat naturel. Elle est un phénomène mondial qui touche de nombreux points chauds de la biodiversité. Au cours des dernières années, le processus s'est amplifié. Partout dans le monde, les humains se concentrent de plus en plus dans les villes (Cincotta, 2000). Cette

concentration est généralement consommatrice de terres, irréversible et génératrice d'étalement urbain (Marzluff et Ewing, 2001). Par définition, l'étalement urbain se traduit par l'expansion des zones urbaines dans le paysage et la conversion des forêts, milieux humides et terres agricoles en zones urbaines (Hamilton Naturalist's Club, 2006; Smart Growth Network, 2006). Il en résulte une mosaïque complexe de zones urbaines densément construites qui se mêlent à des zones urbaines moins denses (Alberti et al. 2001).

L'urbanisation peut également être définie comme la présence humaine concentrée dans les milieux résidentiels et industriels, et leurs effets associés (Cringan et Horak, 1989 ; Marzluff, 1997). Avec l'augmentation globale prévue de l'urbanisation, les modifications d'affectation des terres pour un usage urbain ne feront qu'augmenter la modification des vocations des écosystèmes (Grimm et al. 2000).

Les facteurs qui déterminent quelles espèces peuvent coexister avec les établissements humains comprennent (**Fig. 77**) :

- (1) La taille et présence des patchs de végétation (Emlen, 1974; Gavareski, 1976; Rosenberg et al. 1987; Mills et al. 1989; Catterall et al. 1991).
- (2) La concurrence avec les espèces exotiques qui ont une histoire de cohabitation de plus avec les hommes (Major et al. 1996).
- (3) Les prédateurs non indigènes (Churcher et Lawton, 1987 ; Paton, 1990) ;
- (4) La structure et les attributs floristiques de la végétation plantée (Tweit et Tweit, 1986 ; Green et al. 1989).
- (5) L'alimentation complémentaire fournie par les humains (Recher, 1972 ; Brittingham, 1990 ; Major et al. 1996).
- (6) Les polluants (Major et al. 1996).

A ceci, il faut ajouter :

7. La Perturbation des processus écosystémiques.
8. Les changements dans l'approvisionnement en nourriture.
9. La perturbation de l'habitat.
10. La lumière artificielle.
11. Le piratage des nids.
12. Le bruit.
13. Les prédateurs indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain (chat-rat).
14. Les prédateurs non indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain (Faucon crécerelle – Goéland leucopnée – tarente...)
15. Le comportement psychologique et social des habitants.
16. Le retrait des prédateurs de niveau trophique supérieur

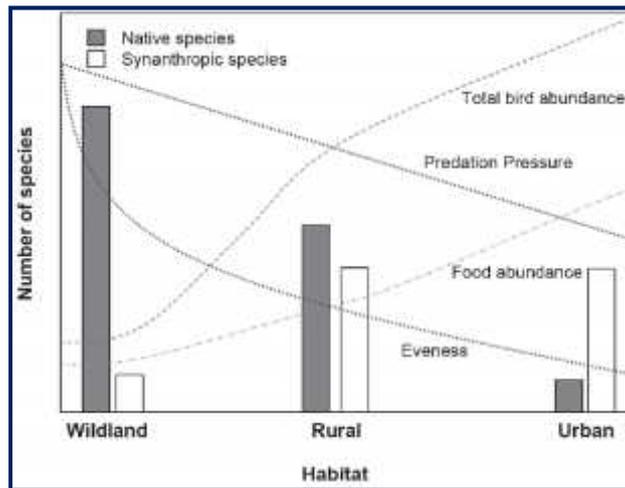


Figure 77: *Changement dans la structure des communautés d'oiseaux le long d'un gradient d'habitat (Marzluf et al. 2005).*

La problématique abordée au cours de cette étude, a nécessité le choix de sites d'échantillonnage susceptibles de présenter des situations contrastées en matière de pollution par le plomb et le cadmium. Cette problématique admet également de manière implicite, une origine atmosphérique de ces polluants. En effet, mettre en évidence des réponses écophysiologicals, à travers une modification des THV et des morphométries des femelles reproductrices, des œufs et des pulli, implique d'admettre l'action prépondérante de voies de contaminations dont l'origine est le dépôt par lessivage des particules polluantes en suspension dans l'atmosphère. Ce dépôt s'effectuant sur des supports trophiques divers : végétation, organismes animaux ; lesquelles aboutissent par le biais de réseaux trophiques plus ou moins complexes, dans l'organisme des oiseaux consommateurs.

A ce titre, dans le contexte géographique dans lequel nous avons opéré, nous avons sélectionné deux situations extrêmes : un site urbain, supposé être le plus pollué, la ville d'Annaba ; un site forestier, supposé constituer un site témoin pas ou très peu pollué, à 70 km à l'est d'Annaba ; et un site jugé intermédiaire entre ces deux extrêmes, un site périurbain, mi rural, mi industriel supposé présenter une contamination intermédiaire, la zone d'El-Hadjar à une vingtaine de kilomètres au sud d'Annaba.

Ce choix réalisé a priori peut prêter à discussion pour ce qui concerne le site péri urbain. En effet, la définition de l'urbanité d'un site est complexe et fait l'objet jusqu'à présent de débats dans la littérature. Réaliser une typologie universelle des degrés d'urbanisation est un travail complexe ; car elle doit faire appel à plusieurs critères de classification qui dépendent souvent des cultures locales en matière d'urbanisation.

De nombreux critères sont, du reste, nécessaires pour réaliser une typologie pertinente des zones urbaines. Celle-ci est basée sur plusieurs types d'urbanisation (village, bourg, petite ville, ville moyenne, grande ville). Elle peut tenir compte de la superficie de l'agglomération,

mais également de la taille de la population qui y vit ; à ce titre, à des fins d'études écologiques, les centres urbains ont été quantifiés comme contenant plus de 2500 personnes (Dumouchel, 1975). Sur la base de ce critère, El-Hadjar devrait être, en fait, considéré comme un milieu urbain à part entière.

La typologie tient également compte de la présence de zones boisées en périphérie des agglomérations.

Par ailleurs la fréquence des différents types d'habitats (individuel, semi-collectif, collectif) à l'échelle locale constitue un critère déterminant de classification, sachant que le nombre d'appartements augmente avec l'urbanisation alors que la surface d'espaces verts diminue avec l'urbanisation (Marzluff et al. 2001).

Dans un autre registre, nous avons également remarqué que l'élément culturel pouvait avoir une influence très importante dans l'adoption, par les espèces sauvages, d'un milieu urbain. La bienveillance des habitants vis-à-vis d'une partie de la faune anthropophile peut constituer un puissant facteur d'attraction ou de répulsion des espèces en diversité et en densité. Ce phénomène auquel nous avons été confronté explique, de notre point de vue, la faiblesse de fréquentation de parcs publics, pourtant favorables à l'installation de la Mésange bleue (vieilles essences caducifoliées et résineuses avec cavités dans les troncs – buissons épars – massifs floraux...), dans la ville d'Annaba. Cette situation de désaffection vient, à notre avis, d'une importante carence culturelle vis-à-vis de la nature d'une manière générale. A Annaba le caractère ultra farouche des oiseaux, en particulier, est né du comportement souvent hostile des personnes qui leur jettent volontiers des cailloux ou pillent leurs nids dès qu'ils sont repérés. Dans ce contexte, la présence de nichoirs accrochés aux arbres suscite immédiatement des réactions de curiosité, qui se soldent la plupart du temps soit en destruction du contenu, soit en destruction du nichoir qui est pris pour cible, soit en disparition pur et simple du nichoir.

Seul un site répondait suffisamment aux exigences de l'installation de couples reproducteurs, en milieu urbain, du fait de la présence d'arbres et d'une quiétude relative permettant au processus de reproduction de se dérouler à peu près normalement. Ce site est le cimetière chrétien qui est un espace clôturé et peu fréquenté. Il n'en a pas été exempt pour autant, d'actes de vandalisme perpétrés par de jeunes désœuvrés. D'une manière générale, ce sont les cimetières de la ville (Bouhdid, Zaghouane, Chrétien) qui ont fourni le gros des données en habitat urbain.

Cette situation a généré dans notre échantillonnage un déficit de données pour cet habitat. Ce déficit est probablement à l'origine de l'incertitude ou de l'imprécision de certains résultats statistiques.

Le choix de la zone d'El-Hadjar a été motivé par la présence simultanée (et peu éloignée) d'une zone urbaine moyenne avec zone industrielle et réseau routier et d'une zone agricole avec présence de milieux boisés artificiels sous la forme de vergers et allées d'arbres. C'est le site le plus difficile à caractériser du point de vue de l'urbanité. Nous avons choisi de le caractériser, faute de mieux, comme milieu périurbain. Le seul critère dont nous étions assurés était la présence de polluants atmosphériques générés par la petite industrie éparse et le géant sidérurgique ARCELOR-Mittal, ainsi que la pollution générée par la circulation automobile.

Là encore la faiblesse de l'échantillonnage a été consécutive à la faible densité de la population locale de Mésange bleue et l'obligation de ne pouvoir placer les nichoirs que dans les allées, peu nombreuses de casuarina au sein des vergers d'orangers.

Enfin, le site forestier témoin dans le parc national d'El-Kala, a été retenu pour des raisons de proximité immédiate avec la station biologique El-Mellah qui était notre « base de vie » durant les 4 années de l'étude. Cette proximité devait pouvoir satisfaire également une relative et nécessaire simultanéité dans l'échantillonnage du fait de son accessibilité immédiate. Nous aurions pu placer les nichoirs dans des sites éloignés des voies de circulation automobile, en montagne ou dans les subéraies des massifs retirés de Bougous. Ce qui aurait compliqué sans commune mesure les opérations de suivi, d'entretien, de retrait estival des nichoirs et leur réinstallation post hivernale, sans que l'on soit assurés de la « meilleure » qualité de ces sites éloignés. Par ailleurs, le site retenu du djebel Feguaïa a subi de nombreux incendies par le passé. Ce milieu a été affecté par le feu à plusieurs reprises, ce qui ne le rend pas exempt de pollution par les ETM (Nriagu, 1980).

IV. 2. Traits d'Histoire de Vie : Paramètres de la reproduction

La reproduction est une fonction clé permettant de faire le lien entre les effets au niveau individuel (neurotoxicité, hormones, bioénergétique, comportement) et au niveau populationnel. A l'heure actuelle, les ETM correspondent au type de contaminant pour lequel il est avéré que des altérations des traits d'histoire de vie locales d'espèces, aient eu lieu (Dauwe et al. 2004). La contribution des écologues à cette question est importante. En effet l'analyse des traits d'histoire de vie des espèces et l'étude de la dynamique et la génétique des populations apportent des données pertinentes pour contribuer à l'extrapolation des impacts des polluants du niveau individuel à populationnel, et à celui des communautés.

Nous avons examiné les traits d'histoire de vie de la Mésange bleue dans des milieux différemment pollués et les effets de la contamination par le Plomb et le Cadmium sur ces caractéristiques. Cette contamination a eu ou non des effets sur les caractéristiques de la reproduction de cet oiseau tel que la date de ponte, la grandeur de ponte, le succès de la

reproduction... Ces caractéristiques ont été, pour certaines d'entre-elles, significativement différentes entre les trois habitats étudiés.

IV. 2. 1. Taux d'occupation des niochirs et densité des oiseaux

La Mésange bleue est une espèce commune et répandue dans différents types d'habitats. Les chênaies de plaine ou d'altitude forment son habitat de prédilection, mais elle fréquente aussi les parcs et jardins, ainsi que les forêts mixtes et rarement les forêts de résineux. Abondamment étudiée depuis de nombreuses années, la biologie de reproduction des Mésanges bleues montre une importante variabilité dans son aire de répartition (Isenmann 1987) et dépend fortement de composantes environnementale (Blondel et al. 1991) et génétique (Blondel et al. 1990).

Pour une espèce animale, la qualité générale du milieu environnant constitue une préoccupation importante. Lorsque la ressource varie quantitativement ou qualitativement dans le temps et dans l'espace, les individus ont besoin d'obtenir des informations sur le milieu afin de faire des choix territoriaux pertinents (Boulinier et al. 2002; Doligez et al. 2003b; Part et Doligez 2003). En effet, des preuves empiriques montrent que les oiseaux prospectent activement leur environnement afin de trouver des territoires de bonne qualité et d'avoir le meilleur succès reproductif possible (Badyaev et al. 1996; Schjorring et al. 1999). De plus, on s'attend à ce que plus l'environnement soit hétérogène ou imprévisible, plus le besoin en information est important (Doligez et al. 2003a). La présence de la Mésange bleue dans des habitats, à priori non adaptés, comme les milieux urbains, relève d'une activité d'exploration importante de cette espèce, qui n'hésite pas de s'y installer si elle y trouve ressources trophiques, cavités de nidification et matériaux de construction du nid.

Le taux d'occupation est la première manifestation mesurable du processus de reproduction en nichoir artificiel. Les résultats révèlent que sur 143 nichoirs installés en habitat urbain au cours des quatre années d'études, seuls 39 nichoirs ont été occupés ; soit un taux d'occupation relativement faible, de 27,3 %. En habitat périurbain 31 nichoirs ont été occupés sur un total de 42 nichoirs posés ; soit un taux d'occupation élevé, de 73,8 %. 93 nichoirs ont été occupés en habitat forestier sur un total de 175 nichoirs posés ; soit un taux d'occupation moyen de 53,1 %. Le taux d'occupation des nichoirs peut dépendre de plusieurs facteurs. Quiétude - emplacement du nichoir sur l'arbre (hauteur, orientation, inclinaison...) – densité des nichoirs dans le site étudié – densité des Mésanges – disponibilité de cavités naturelles de nidification, compétition entre les espèces cavicoles. La densité des nichoirs et leur installation optimale sont les seuls facteurs contrôlables.

Les densités des oiseaux sont assez variables selon le milieu fréquenté. Elles dépendent naturellement des essences présentes dans les habitats, mais également de la structure de

la végétation. Les Mésanges ont tendance à être plus nombreuses, à surface égale, dans des forêts caducifoliées âgées que dans des forêts sempervirentes. (Frochot, 1979; Benyacoub 1993).

Nous remarquons que les taux d'occupation sont sensiblement plus élevés en habitat périurbain qu'en habitat urbain et forestier. La faiblesse de ces taux en habitat urbain peut s'expliquer par le caractère fortement anthropisé de l'environnement général et la faiblesse des densités de la Mésange. Dans l'habitat périurbain les forts taux d'occupation peuvent s'expliquer par la mise à disposition de cavités de nidification supplémentaires, dans un site où la population est justement limitée par ce facteur, du fait de la nature des essences arborées dominantes constituées de résineux au sein de vergers d'orangers.

Benyacoub (op. cit.) a effectué des dénombrements absolus par plans quadrillés dans plusieurs types de milieux dans la région d'El-Kala. Le milieu le plus densément peuplé par la Mésange bleue est la zenaie du djebel Ghorra avec 8,3 couples/10 ha. Dans la subéraie de plaine, la densité passe à 5 couples/10 ha. L'installation des nichoirs y augmente alors artificiellement la densité des couples reproducteurs d'environ un facteur 2, soit un couple par hectare.

IV. 2. 2. Caractéristiques des nids

Les observations réalisées ont permis de détecter une différence de hauteur significative des nids entre les 3 habitats. En milieu urbain et périurbain les nids ont une hauteur légèrement plus grande que ceux du milieu forestier. Nous pensons que cette différence est due aux types de matériaux de construction employés dans chaque habitat. En effet, conformément à Beissinger et Osborne (1982); Wang et al. (2009) ; Schneider et Fall (1970), en milieu urbain et péri urbain, les oiseaux utilisent moins de mousse (cf. tab. 9) mais plus de plumes et poils, de fibres végétales sèches et de matériaux d'origine anthropique, que ceux des milieux forestiers. Nos résultats sont parfaitement conformes à ces observations. La mousse est un matériau qui est prélevé et posé dans le nid à l'état frais. Avec le temps il se dessèche et fini par se tasser ; tandis que les fibres végétales sèches, les plumes et poils, les fibres artificielles se caractérisent par un faible taux d'humidité, qui les rend moins compressibles que la mousse. De ce fait, il est normal que l'on observe une différence de hauteur des nids entre les habitats anthropisés et les habitats naturels.

Notons enfin que les durées de construction des nids dans les trois habitats sont sensiblement les mêmes, de 17 à 21 jours en moyenne. L'activité de construction dépend de la disponibilité des divers matériaux rentrant dans la composition du nid. A ce titre les Mésanges bleues ont montré qu'elles pouvaient être opportunistes et utiliser une large

gamme de matériaux d'origine anthropique (fibres plastique, fils de coton, débris de vêtements...) pourvu qu'ils satisfassent à certaines propriétés thermiques ou anti parasitaires (Wu et al. 1997). Si les oiseaux ne sont pas soumis à des perturbations fréquentes dans les divers habitats, ils construisent leurs nids en un temps moyen à peu près équivalent. Cette durée est, cependant, caractérisée par une certaine variabilité. La Mésange bleue peu commencer à construire son nid puis faire une pause de plusieurs jours, pour reprendre la construction et la mener à son terme bien après (parfois une vingtaine de jours) le début de la construction. Nous n'avons pas pu déceler les causes exactes de cette irrégularité dans la construction. Nous pensons qu'elle pourrait être due à une dégradation temporaire du climat; à une menace de prédation due à un emplacement défavorable du nichoir comme le territoire d'un prédateur (pic épeiche ou genette...); à la compétition avec d'autre Mésanges bleues ou charbonnière, au dérangement dû au déplacement du bétail ou des hommes ; ou tout simplement la reprise de la construction par un autre couple après la mort de l'un des partenaires (ou les deux) précédents.

Dans certains cas, nous observons le comportement inverse. Vers la fin de la période de reproduction, la Mésange bleue est capable de construire un nid complet et y déposer son premier œuf, en 24 heures.

IV. 2. 3. Date et période de ponte

La date de ponte de la Mésange bleue est un trait qui varie selon la latitude, l'altitude, le type de végétation (Blondel et al. 1987; Isenmann, 1987; Lack 1950; Martin, 1987; Perrins et McCleery, 1989) et, plus récemment découvert, selon le caractère urbain ou naturel de l'habitat de nidification (Cresswell et McCleery, 2003, Visser et al. 2003, Partecke et al. 2004, Hinsley et al. 2008 ; Chamberlain et al. 2009; Solonen et Hilden, 2014). Ce trait est génétiquement gouverné donc héritable d'une génération à une autre (Charmantier et al. 2006; Brommer et al. 2008). La variabilité observée dans ce trait, résulte de la plasticité phénologique de l'espèce, qui lui permet d'ajuster la date de ponte à la spécificité photopériodique, climatique, forestière régionale ; voire locale, pour ce qui concerne la température (différence entre les populations de plaines plus précoces que celles d'altitude dans une même région (Chabi, 1998). Un avancement global des dates de débourrement, du pic d'abondance des chenilles, a induit celui des dates d'éclosion de la Mésange charbonnière, *Parus major*, de la Mésange bleue, *Cyanistes caeruleus*, de la Mésange noire, *Periparus ater*, et du Gobe-mouche noir, *Ficedula hypoleuca* (Visser et al. 1998; Both et al. 2009).

Les dates de pontes observées au cours de la présente étude s'inscrivent globalement dans l'intervalle des dates moyennes calculées au cours de différentes études sur la Mésange bleue dans la région d'El-Kala (**Tab.27**)

Tableau 27 : Date moyenne de première ponte chez la Mésange bleue en zone méditerranéenne.

Lieu	Moyenne	Limites	Source
Milieu forestier (Chênaies sempervirentes)			
Montpellier (France)	17/04	10/04 - 27/04	Blondel et al. (1990)
Andalousie	19/03	11/03 - 28/03	Isenmann et al. (1990)
Corse	11/05	07/05 - 21/05	Dias (1994)
Rabat (Maroc)	15/04	03/04 - 22/04	Baouab et al. (1986)
El Kala (Algérie)	13/04		Chabi (1998)
	07/04	25/03 - 05/04	Sakraoui (2000)
	29/04	06/04 - 07/05	Bousslama (2003)
	14/04	15/03 - 24/05	Présent travail (2005-2008)

La date et la période de ponte des populations de Mésange bleue qui niche dans la région d'El Kala – Annaba, doivent être situées dans le cadre méditerranéen. Les données collectées dans un grand nombre de sites de cette partie de l'aire de distribution de l'espèce mettent en évidence une importante variabilité de ce trait (Blondel et al. 1987, Isenmann et al. 1990, Moali et al. 1992, Chabi et al. 1995, Chabi et Isenmann 1997). Il existe une variabilité géographique des moyennes sur un intervalle de temps de 60 jours environ. Les limites de cette variation sont représentées par le cas de deux populations nichant dans des chênaies vertes; l'une en Andalousie et l'autre en Corse. La population d'Andalousie présente une date moyenne de ponte précoce qui se situe le 19 Mars (Isenmann et al. 1990). La date moyenne de ponte de la population corse, quant à elle, est tardive, soit le 11 Mai (Blondel et al. 1979, Blondel et al. 1990, Lambrechts et Dias 1993, Blondel et Dias 1994, Banbura et al. 1999). Nos observations, avec une date moyenne le 14 avril, situent notre population régionale dans une position intermédiaire ; correspondant à la population marocaine (Baouab et al. 1986). Ce résultat se rapproche également de celui de Chabi (1998) avec une date moyenne le 13 avril pour la région d'El-kala. Les dates de ponte tardives sont généralement imputables à l'apparition tardive des ressources alimentaire auxquelles sont confrontées les Mésanges bleues dans les forêts sempervirentes de Chêne liège. En effet, en Corse, la période tardive de ponte a été mise en relation avec l'apparition tardive de la

nourriture printanière dans la chênaie verte. Cette variation dans la date de ponte démontre en définitive un ajustement avec la période d'abondance maximale de nourriture, condition nécessaire à la réussite du processus de reproduction (Zandt et al. 1990, Blondel et al. 1991, Dias 1994, Banbura et al. 1994).

En analysant la date et la période de ponte par habitat au cours des années 2005-2006-2007-2008, nous avons mis en évidence une nette différence entre l'habitat urbain, péri urbain et forestier pour ce trait. Il existe, en effet, une précocité significative de la date de ponte en habitat urbain de 4 à 5 jours en moyenne, par rapport à l'habitat forestier.

Habitat urbain : pour 31 nichées analysées, les résultats révèlent que la période de ponte pour les quatre années d'étude est de 45 jours. Le premier œuf du couple le plus précoce a été pondu le 16 Mars (noté en 2007), et le dernier œuf pondu du couple le plus tardif est le 29 Avril (noté en 2008). La date de ponte moyenne au cours des quatre années est le 09 Avril.

Habitat périurbain : pour 25 nichées analysées pendant trois années d'étude, la période de ponte est de 35 jours. Le premier œuf du couple le plus précoce a été pondu le 15 Mars (noté en 2006), et le dernier œuf pondu du couple le plus tardif est le 25 Avril (noté en 2008). La date de ponte moyenne est le 09 Avril.

Habitat forestier témoin : pour 85 nichées analysées, la période de ponte est de 48 jours. Le premier œuf du couple le plus précoce a été pondu le 01 Avril (noté en 2006), et le dernier œuf pondu du couple le plus tardif est le 24 Mai (noté en 2008). La date de ponte moyenne est le 16 Avril.

La majorité des pontes dans les trois habitats ont été observées au mois d'avril. Ce phénomène est évidemment à mettre en rapport avec la disponibilité maximum des ressources alimentaires qui se produit durant la première quinzaine du mois de mai, période à laquelle les pulli expriment le maximum de demande alimentaire, quel que soit le type d'habitat.

L'urbanisation semble avoir un effet sur la précocité ou le retard de la date de ponte des Mésanges (Solonen et Hildén, 2014). Hinsley et al. (2008) et Chamberlain et al. (2009) ont décelé que le début de la ponte variait en fonction de l'habitat. Eeva et al. (2009) ont mis en évidence, en Finlande, une fluctuation des dates de pontes chez la Mésange bleue et charbonnière avec une nette tendance à la précocité dans les habitats ruraux et urbains par rapport aux habitats forestiers. Des tendances similaires, dont le déterminisme causal semble lié au réchauffement climatique, ont été signalées dans diverses populations de Mésanges en Europe (Winkel et Hudde, 1997 ; McCleery et Perrins, 1998 ; Sanz, 2002).

Boutin (1989) formule l'hypothèse que l'accès à la nourriture supplémentaire en habitat urbain, en dehors des périodes gouvernées par la phénologie de la végétation des milieux forestiers, avance souvent la date de ponte des oiseaux urbains.

En outre, Eeva et al. (2009) dans leur travail sur l'effet des polluants sur les performances reproductives des passereaux, mettent nettement en évidence que les oiseaux commencent à pondre plus tôt en milieu pollué qu'en milieu non pollué. Ce phénomène est d'autre part accompagné d'une croissance plus faible des pulli et d'une probabilité d'envol réduite.

Les observations effectuées au cours de cette étude confirment sans conteste les résultats obtenus par divers auteurs en Europe, concernant ce trait d'histoire de vie de la Mésange bleue.

Par ailleurs, Le suivi du processus de reproduction, notamment en marquant les femelles reproductrices par prélèvement des rectrices, a été l'occasion de démontrer l'existence d'une deuxième ponte pour certaines d'entre-elles. Longtemps considéré comme un avantage reproductif caractéristique des latitudes d'Europe boréale, ce phénomène a été souvent contesté et jamais mis en évidence en Afrique méditerranéenne, du moins en Algérie. L'argument qui lui était opposé relevait de la détérioration des conditions de reproduction en fin de saison à cause du réchauffement saisonnier du climat et de la faible disponibilité des proies qui lui était consécutive. Les observations ont infirmé cette hypothèse car les secondes pontes, ont justement été menées avec succès. Elles ont surtout été observées en milieu urbain et péri urbain et ont concerné les nichoirs à pontes précoces.

IV. 2. 4. Grandeur de ponte et durée d'incubation

Le début de la ponte et la grandeur de ponte sont des traits déterminés par plusieurs facteurs, dont les principaux sont la qualité de l'habitat ou du territoire, la disponibilité des ressources trophiques, la qualité générale (physiologie, expérience...) de la femelle (Lambrechts et al. 1997; Christians, 2002).

Au cours de la saison, la grandeur de ponte, connaît au sein d'un même habitat, une réduction de taille qui est liée à la diminution de la qualité et de la quantité de nourriture disponible (**Tab. 28**) De ce fait, les jeunes, moins nombreux peuvent bénéficier, malgré la faible quantité de nourriture, de chances de survie égales à celles des jeunes nés plus tôt dans la saison (Styrsky et al. 1999) ; période à laquelle la nourriture est plus abondante.

Tableau 28: Grandeur moyenne de ponte chez la Mésange bleue en Europe et en Afrique du Nord.

Lieu (Chênaies	Moyenne	Limites	Source
France du sud	8.1	6 – 12	Blondel et al. (1990)
Corse	6.2	4 – 8	Blondel et al. (1990)
Espagne du Nord	6.9	-	Gil Delgado et al. (1992)
Espagne du sud	7.9	6 – 10	Isemann et al. (1990)
Maroc	6.8	5 – 9	Baouab et al. (1986)
Algérie (Kabylie)	6.7	5 - 12	Moali et al. (1992)
Algérie (El Kala)	6.0	4 – 8	Chabi (1998)
	6.9	4 - 8	Sakraoui (2000)
	6.6	6 - 8	Bouslama (2003)
	7	3 -9	Présent travail (2005-2008)
Milieu urbain Annaba	6	4- 8	Présent travail*
Milieu periurbain El Hadjar	7	4- 9	
Milieu forestier El Kala	7	3- 9	

* Les données du présent travail cumulent l'ensemble des valeurs observées, y compris celles qui ont été retirées lors des calculs statistiques et qui correspondaient aux secondes pontes et pontes de remplacement.

En moyenne, les disfonctionnement de la reproduction comme la réduction de la grandeur de ponte, de la fertilité, l'échec des éclosions et la mortalité des pulli peuvent directement résulter de l'effet de la pollution (Dauwe et al. 2005). Plusieurs études réalisées en Europe ont prouvé que la grandeur de ponte, chez plusieurs espèces de passereaux, a été significativement affectée par la pollution (Eeva and Lehikoinen, 1995 ; Hörnfeldt et Nyholm, 1998). A la lecture de ces résultats, c'est tout naturellement que nous avons émis l'hypothèse d'un différentiel de grandeur de ponte entre les populations de Mésange bleue

d'Annaba et El-Hadjar, avec celles de la région forestière non polluée d'El-Kala, qui seraient, en moyenne, plus grandes que celles des habitats, urbain et péri urbain.

Pour les besoins de l'analyse statistique concernant ce trait, nous avons retiré des données, les secondes pontes et les pontes de remplacement. Nous en avons exposé les raisons dans le chapitre « résultats ». Ainsi, nous avons observé que la grandeur de ponte moyenne en habitat urbain est de 5,97 œufs par femelle. Elle varie de 4 à 8 œufs par femelle. En habitat périurbain elle est de 6,58 œufs par femelle et varie de 4 à 8 œufs par femelle. En habitat forestier la grandeur de ponte moyenne est de 6,92 et varie de 4 à 9 œufs par femelle.

Le calcul des fréquences des grandeurs de ponte dans les trois habitats montre clairement l'existence de fréquences élevées de pontes de taille moyennes à importantes (7, 8 et 9 œufs) dans l'habitat forestier témoin ; alors que Les habitats urbain et périurbain comptent surtout des fréquences, plus faibles, de pontes moyennes (5, 6 et 7œufs).

L'analyse statistique montre d'ailleurs une différence significative entre les grandeurs de ponte des trois habitats. Dans l'habitat forestier témoin les femelles pondent en moyenne 1 œuf de plus qu'en habitat urbain et 1/2 œuf de plus qu'en habitat périurbain.

Si on se réfère à l'hypothèse de Lack (1947, 1954) qui pose que le nombre d'œufs pondus correspond au nombre maximum de poussins qu'un couple peut élever avec succès, on admet alors que l'habitat urbain constitue un environnement contraignant dans lequel les Mésanges bleue doivent ajuster à la baisse leur grandeur de ponte. Eeva et al. (2009) relèvent quant à eux, une réduction de ce trait chez la Mésange charbonnière dans un gradient de pollution par les métaux lourds. Plusieurs auteurs ont mis l'accent sur le fait que ces ajustements peuvent être de nature endogène comme la stérilité des œufs qui peut concerner jusqu'à 10% de la taille de ponte (Isenmann, 1997), et exogène comme la pollution par les métaux lourds (Kempenaers et al. 1996), les aléas climatiques (O'Connor et Morgan, 1982), la prédation (Travers et al. 2010), le vandalisme (Brahmia et al. 2013), et le parasitisme (Lack, 1968; Payne, 1977; Rothstein, 1990), qui sont une force majeure dans le façonnement des traits d'histoire de vie des populations.

Pour ce qui concerne nos résultats, le constat d'une différence de taille de ponte étant fait ; se pose alors la question du déterminisme de cette réduction observée en milieu urbain et péri urbain.

Blair et Launer (1997) ; Deny et Schmidt, (1998) on constaté que les Arthropodes, dont les larves sont essentielles pour le développement des jeunes Mésanges, diminuent avec le degré croissant de l'urbanisation. Conformément à cette observation, Perrins (1965) ; Berressem et al. (1983) ; Cowie et Hinsley (1987) ; Horak (1993) ; Solonen (2001) ; avancent que la grandeur de ponte et la nichée produite peuvent être inférieure dans les populations installées dans les habitats urbains, qu'ailleurs. Cette réduction peut correspondre à une

réponse phénotypique à une altération de la qualité globale du milieu. Elle peut également être le résultat d'un ajustement génétique, par sélection des individus les mieux aptes à ajuster leurs traits reproductifs en milieu contraignant. Ceci pose en définitive la question de la rentabilité finale des habitats urbains par rapport aux habitats naturels qu'ils ont remplacés, pour ce qui concerne l'avifaune (Jones et Reynolds, 2008; Robb et al. 2008; Rutz, 2008; Harrison et al. 2010).

Est-ce que les habitats urbains sont des milieux de vie aptes à maintenir les populations des espèces non natives d'oiseaux dans des conditions acceptables, ou est-ce qu'il faut s'attendre à ce que ces espèces finissent par disparaître faute d'y trouver des conditions favorables de reproduction ?

Nos résultats ne nous ont pas permis de conclure à un effet direct de la pollution par les ETM sur la grandeur de ponte. En dépit d'une forte augmentation de la contamination des femelles par le plomb en milieu urbain, nous n'avons pas pu établir de relation claire entre cette contamination et la variation de la grandeur de ponte. Il est donc possible que d'autres facteurs, en milieu urbain, puissent influencer sur ce trait : (qualité et quantité de la nourriture, parasitisme, dérangement par bruit et lumière, vandalisme, qualité des parents (réserve énergétique des femelles, poids, taille,...) (Bailly et al. 2015). Un environnement bruyant peut, en effet, influencer la distribution des espèces animales (Barber et al. 2010; Francis et al. 2011) ainsi que diminuer leur survie (Threlfall et al. 2011; Snell-Rood, 2012; Slabbekoorn, 2013) en diminuant la détectabilité des prédateurs (Slabbekoorn, 2013) ou en perturbant l'écholocation du partenaire (Threlfall et al. 2011; Snell-Rood, 2012). Un fond sonore bruyant peut aussi diminuer le succès de reproduction directement (Halfwerk et al. 2011; Snell-Rood 2012) ou indirectement en diminuant la détectabilité des partenaires sexuelles (Slabbekoorn, 2013).

Par ailleurs, sur un autre registre, nous nous devons également d'envisager l'option d'une insuffisance de données pour conclure statistiquement à un lien, entre la contamination des femelles, mesurée par la concentration du plomb dans leurs plumes, et la grandeur de leur ponte.

L'incubation des œufs est une phase de la reproduction particulièrement contraignante pour la femelle de Mésange bleue. Cette phase de développement embryonnaire des pulli est soumise à de nombreux aléas. La femelle au nid, partage son temps à la sanitation du nid s'il est infesté de parasites, et le maintient de conditions de température optimale indispensable au processus de l'embryogénèse. Le processus peut être perturbé et retardé si la femelle est souvent obligée de quitter le nid pour se débarrasser des ectoparasites (mites, poux, puces) qui infestent son plumage (Boudeffa et al. 2014). Durant les épisodes de froid qui peuvent survenir pendant l'incubation, le mâle doit alimenter le plus souvent possible la

femelle, qui reste alors au nid pour ne pas compromettre le maintien d'une température optimale (Nilsson, 1984; Lyon et Montgomerie, 1987; Lifjeld et Slagsvold, 1986).

Si le mâle venait à disparaître durant cette phase, la femelle serait alors contrainte d'abandonner la couvée.

L'action des prédateurs n'est pas négligeable non plus durant cette phase. La présence forcée de la femelle au nid peut inciter les prédateurs à les visiter systématiquement et la tuer durant l'incubation. Nous avons souvent enregistré ce cas de figure dans l'habitat forestier du djebel Feguaïa ou la forêt de Boumalek. On retrouve alors dans le nichoir, le nid complètement désorganisé, des plumes et des taches de sang sur les matériaux et les parois du nichoir, les œufs totalement ou partiellement détruits. Cette action de prédation est généralement due à la Genette, qui se caractérise par une certaine aptitude à l'apprentissage et à l'habituation au site, lorsque les nichoirs sont maintenus dans les mêmes supports d'une année à l'autre (obs. pers.; Boulahbal, 2012).

En définitive, au terme de notre étude, nous n'avons pas mis en évidence de différences de durées d'incubation dans les trois types d'habitats. Bien au contraire, ces durées sont remarquablement équivalentes entre les habitats étudiés, avec une durée moyenne de 13,6 jours.

IV. 2. 5. Eclosion et succès de la reproduction

L'éclosion des œufs est le phénomène consécutif à la phase d'incubation. Si cette dernière est correctement effectuée, non perturbée durant 14 jours environ, les œufs éclosent normalement avec un certain synchronisme.

Cependant, plusieurs facteurs peuvent conduire à un échec plus ou moins important de l'éclosion : Stérilité des œufs, fragilité de la coquille qui conduit à la destruction des œufs durant l'incubation, inexpérience de la femelle reproductrice, perturbation durant l'incubation par des prédateurs ou des parasites. De ce fait, toutes les composantes de la reproduction, dont la taille de ponte ou le succès à l'éclosion, ne sont pas nécessairement corrélées avec le nombre de descendants produits (Murray, 2000). Le succès de la reproduction, qui est le rapport du nombre de pulli envolés sur le nombre d'œufs pondus, incorpore donc différentes variables incluant la grandeur de ponte, le succès d'éclosion et le succès d'élevage. Il constitue le bilan final d'un processus complexe et vulnérable, dont le résultat dépend à la fois de la qualité de l'environnement et de celle des parents.

Dauwe et al. (2005) ont démontré que la baisse de la fertilité, l'échec d'éclosion et la mortalité des nichées peuvent être une conséquence directe de la pollution. Outre cet effet direct, la pollution par les métaux lourds peut aussi affecter indirectement le succès de la reproduction en réduisant la disponibilité de la nourriture ou en abaissant la qualité des oiseaux nicheurs (Eeva et al. 1997). Ce phénomène peut surtout concerner les oiseaux

expulsés des territoires favorables et contraints de se reproduire dans les territoires de moindre qualité, tels que les zones touchées par la contamination par les métaux lourds (Eeva et al. 1997).

D'un point de vue physiologique, La femelle transmet, par le biais des œufs, des molécules du système immunitaire (Hörak et al. 2002; Saino et al. 2002; Holveck et al. 2012) ainsi que des caroténoïdes ou des vitamines indispensable au développement de l'embryon (Hörak et al. 2002; Biard et al. 2005; Biard et al. 2006; Isaksson et al. 2008). Mais elle peut aussi transmettre des polluants (Jagannath et al. 2008; Tsipoura et al. 2008; Van den Steen et al. 2010) qui peuvent affecter le développement embryonnaire et le succès à l'envol des jeunes (Jagannath et al. 2008; Koivula et al. 2011), ce qui affectera le succès de la reproduction, notamment en milieu urbain.

Conformément à ces observations, nous avons pu mettre en évidence des corrélations positives et significatives entre la contamination des femelles, mesurée en concentration de plomb dans leurs plumes, et celle des œufs ($r = 0,397$ $p = 0,018$). La valeur de r est faible, mais il est clair que la contamination des plumes ne constitue pas le seul indice de contamination des femelles. Les œufs constituent la voie principale de détoxification des femelles lorsqu'elles sont contaminées par les métaux lourds.

A la suite de ces observations et de l'hypothèse d'une réduction du succès de la reproduction dans un gradient d'urbanisation croissante, il nous a semblé important d'étudier les effets de la pollution sur la performance de reproduction des Mésanges bleues dans notre contexte algérien, dont les villes connaissent un développement accéléré et en raison, également de la nécessité de surveiller la qualité de l'environnement biologique dans un futur proche.

Pour cela, nous avons procédé au suivi des pontes jusqu'à l'envol des pulli, de l'ensemble des nichées dans les trois habitats étudiés matérialisant un gradient d'urbanisation du milieu.

Nous avons examiné le succès de l'éclosion, le succès à l'envol des pulli et enfin le succès de la reproduction. Le nombre moyen d'œufs éclos, observé en habitat urbain est de 4,00 œufs par nichée. 5,24 œufs en moyenne par nichée ont éclos en habitat périurbain et 5,06 œufs en moyenne, d'œufs éclos par nichée, en habitat forestier.

L'ANOVA a révélé une différence significative du nombre d'éclosion entre les trois habitats. L'habitat urbain présente des nombres d'éclosions de 24% inférieures à celles des habitats périurbain et forestier.

On notera que le nombre d'éclosion le plus faible est noté en milieu urbain. Ceci est à mettre en rapport avec une grandeur de ponte plus faible dans cet habitat.

Par ailleurs, nous avons mis en évidence une différence significative de l'épaisseur de la coquille des œufs entre les trois habitats étudiés ; les coquilles les plus fines étant observées en milieu urbain. Nous avons, de plus, mesuré une corrélation importante et hautement significative entre l'épaisseur de la coquille et le niveau de contamination des plumes des femelles ($r= 0,616$ $p= 0,000$). Il est possible que cette faiblesse de la coquille soit donc en partie à l'origine du faible nombre d'éclosion en milieu urbain.

En revanche, contrairement aux observations de Dauwe et al. (2005), le succès à l'éclosion, qui est le rapport du nombre d'œufs éclos sur la grandeur de ponte ne présente pas de différences significatives entre les trois habitats. Cependant, nous précisons que les niveaux de contamination dans les sites étudiés en Belgique par ces auteurs, sont nettement plus élevés que ceux de notre région d'étude.

Eens et al. (1999) ont, par exemple, mesuré en Belgique des concentrations de $64 \mu\text{g/g}$ de plomb dans les retrices des femelles de Mésange bleue en milieu pollué alors que cette contamination n'est que de $18,51 \mu\text{g/g}$ pour nos Mésanges bleues urbaines.

On aurait du s'attendre à une valeur inférieure du succès à l'éclosion en habitat urbain par rapport à l'habitat forestier témoin, qui s'est pourtant caractérisé par une grandeur de ponte supérieure. En fait, si nous examinons les différences des taux de prédation des œufs entre les trois habitats, 2,78% en urbain - 9,44% en périurbain – 34,8% en forestier, force est de constater que la pression exercée sur les couvées en habitat forestier est, de loin, supérieure à celle des habitats fortement anthropisés. Cette prédation s'exercera également sur les pulli par ailleurs.

Il est clair dans notre cas, que la pression de prédation est le facteur qui est à l'origine de la différence de succès à l'éclosion entre les habitats étudiés. Du reste, nous n'avons trouvé aucun lien entre ce trait et les contaminations par les ETM des tissus de la femelle ou des œufs.

Le nombre de pulli envolés traduit les conditions d'élevage de la nichée. Ce trait est conditionné par la mortalité au nid. Plusieurs facteurs interviennent dans le succès de cette phase de la reproduction : la disponibilité et la qualité des ressources alimentaires, la présence d'espèces concurrentes et la compétition qu'elle induit pour la nourriture, l'état de santé des parents et le degré de leur investissement, l'infestation parasitaire, la pression de prédation au nid, le niveau de contamination des pulli par la pollution.

Selon Lack (1968) et Martin (1987), la disponibilité alimentaire affecte le succès de la reproduction. Chamberlain et al. (1995) ; Hatchwell et al. (1996) ; Holmes et al. (1996) et Krüger (2002) estiment également qu'il est important de noter que le succès reproducteur est largement influencé par l'habitat dans lequel les individus vivent. La pollution par les métaux lourds peut également affecter indirectement le succès de reproduction en réduisant la disponibilité de la nourriture ou en abaissant la qualité des oiseaux nicheurs (Eeva et al. 1997).

Les résultats du suivi des nichées dans les trois habitats d'étude révèlent que le nombre moyen de pulli envolés par nichée est de 3,48 en milieu urbain. Le succès moyen à l'envol, qui représente le rapport du nombre de pulli envolés sur le nombre d'éclosions, est donc de 81,10%.

Dans l'habitat périurbain le nombre moyen de pulli envolés par nichée est de 4,92. Le succès à l'envol est de 90,96 %.

Dans l'habitat forestier le nombre moyen de pulli envolés par nichée est de 3,75, à peine plus élevé qu'en habitat urbain. Le succès à l'envol est de 67,19 %. C'est la valeur la plus faible.

L'analyse statistique a révélé une différence significative du nombre de pulli envolés entre les trois habitats ainsi qu'une différence significative pour le succès à l'envol. Ce trait étant généralement corrélé au nombre de pulli envolés. Nous discuterons plus avant les raisons de cette situation paradoxale.

Le succès de la reproduction représente le rapport du nombre de pulli envolés sur la grandeur de ponte. C'est, en quelque sorte, le bilan définitif du processus de reproduction. Il traduit les conditions qui ont prévalu durant la période de reproduction et révèle les stratégies adoptées, avec plus ou moins de succès, par les parents pour la mener à bien à travers l'allocation d'énergie à leurs différents besoins (entretien, effort de déplacement, défense contre les prédateurs, défense contre les parasites, production de gamètes, lutte contre le froid, nourrissage des jeunes).

Il est également l'expression des diverses pressions environnementales sur les couples reproducteurs et leurs productions (œufs, pulli) : disponibilité des ressources alimentaires, qualité de la nourriture, qualité de l'environnement en rapport à la construction du nid, densité des prédateurs, densité des compétiteurs, intensité du dérangement d'origine naturel ou anthropique, pollution de l'atmosphère, contamination des proies par les polluants organophosphorés et / ou métalliques. Pour ce qui concerne ce dernier point, les pesticides et les métaux lourds sont transmis par la nourriture apportée au nid (Isaksson et Andersson 2007; Sillanpaa et al. 2008). La nourriture est considérée comme le principal facteur de l'influence de l'urbanisation sur les populations d'oiseaux (Vaugoyeau, 2015). La

disponibilité en nourriture est soumise à certaines caractéristiques physiques de l'environnement comme la luminosité ou la température, au même titre que sa qualité (disponibilité en éléments essentiels comme les caroténoïdes ou le calcium). A ce titre, les chenilles consommées par les Mésanges sont moins présentes en ville et elles sont aussi moins riches en caroténoïdes (Isaksson and Andersson, 2007). Il y a aussi moins d'escargots (Lososova et al. 2011) première source de calcium des Mésanges pour la synthèse de la coquille des œufs (Sturkie, 1986; Solomon, 1997; Nys, 2010).

Pour ce qui concerne notre étude, les résultats du suivi des nichées révèlent que le succès moyen est de 65,86 % pour l'habitat urbain, de 80,20 % pour l'habitat périurbain et de 57,70% pour l'habitat forestier qui enregistre le bilan le plus faible.

Ces valeurs s'inscrivent dans la gamme des valeurs observées par ailleurs en Algérie et en Europe (**Tab. 29**). Signalons toutefois le faible score moyen de l'habitat forestier sur 4 années d'étude.

Tableau 29: Paramètres de la reproduction de la Mésange bleue en Europe et en Afrique du nord.

Lieu	Succès de la reproduction(%)	Succès à l'envol (%)	Source
Milieu forestier (Chênaies sempervirentes)			
France (Gard)	73	79	Dias et al. (1994)
Andalousie	71	/	Ismann et al.
Maroc	72.8	83.3	Ismann et al.
Kabylie (Algérie)	65	/	Moali et al. (1992)
El Kala (Algérie)	69	79	Chabi (1998)

El Kala (Algérie)	58.7	65.3	Sakraoui (2000)
Gradient pollution (Belgique)	83,6 – 91,1	92 – 95,6	Dauwe et al. (2005)
Gradient de pollution (Finlande)			
El- Kala-Annaba (Algérie)	64	78	Présente étude
Habitat urbain	65,9	81,1	Présent travail
Habitat Péri urbain	80,2	91	
Habitat forestier	57,7	67,2	

Nous avons signalé la pression de prédation qui a affecté le succès à l'éclosion en milieu forestier. L'examen des taux de prédateurs des pulli calculés sur la base des nichoirs ayant subi une attaque de prédateurs avec disparition de pulli, révèle des taux de prédation de 0,74% en milieu urbain - 13,7% en milieu péri urbain et 25,8 % en milieu forestier témoin. A l'instar des traits liés à la couvée, les nichées subissent, en milieu forestier, une pression de prédation très largement supérieure à celle qui existe dans les milieux anthropisés.

Ce phénomène est parfaitement concevable si l'on tient compte de la nature des milieux étudiés. Les milieux forestiers se caractérisent par la présence de nombreux prédateurs (oiseaux, mammifères, fourmis, reptiles) qui peuvent se déployer quasiment sans contrainte anthropique susceptible de gêner leur quête de proies (exploration de territoires, fouilles de cavités, surveillance des oiseaux, captures des proies, visites répétitives de nichées...). En revanche, en milieu anthropisé, périurbain et urbain, l'environnement manifeste plusieurs indices de présences humaines ou d'animaux domestiques tels les chiens et les chats qui gênent l'action des prédateurs traditionnels des milieux forestiers. Le résultat est que les habitats fortement anthropisés se caractérisent par une pression moindre de prédation qui compense la faiblesse des grandeurs de pontes que l'on y observe, du moins pour ce qui concerne l'investissement énergétique des parents et plus particulièrement celui des femelles.

Par ailleurs, les analyses statistiques ont révélé une corrélation positive entre le succès de la reproduction et la contamination des coquilles par le plomb. Ce résultat n'est pas aussi contradictoire qu'il n'y paraît en premier abord. En effet, les femelles urbaines ont un succès de reproduction plus élevé que les femelles forestières, mais elles produisent aussi des œufs plus contaminés par le plomb.

Par contre une corrélation négative a été révélée entre le nombre de pulli envolés, le succès à l'envol ainsi que succès de la reproduction et la contamination des proies par le plomb (**Tab. 30**). Les proies collectées chez les pulli urbains sont plus contaminées en plomb que les proies « forestières ».

Tableau 30 : *Corrélation entre le nombre de pulli envolés, le succès à l'envol ainsi que succès de la reproduction et la contamination des proies par le plomb.*

	NPe	Senv	SR
PbC		0,257	
<i>p</i>		0,081	
PbP	-0,583	-0,716	-0,667
<i>p</i>	0,023	0,003	0,007

En fait ce résultat est important. Il exprime un lien entre le succès de la reproduction et le degré de contamination des proies. Plus ces dernières sont contaminées, comme en milieu urbain conformément aux mesures de contaminants et aux résultats de l'analyse par ANOVA, et plus le succès de la reproduction est faible. Ce résultat n'est pas en contradiction avec les observations précédentes puisqu'il concerne les nichées non affectées par la prédation.

Une étude avec des Mésanges charbonnière, en Belgique, dans un gradient de pollution ont rapporté des effets significatifs de pollution aux métaux lourds sur l'éclosion, l'envol et le succès global de l'élevage (Janssens et al. 2003). Cependant, les oiseaux peuvent réagir différemment à l'exposition à des polluants. Les résultats d'une espèce ne peuvent pas nécessairement être extrapolés à d'autres espèces, d'où la nécessité de la sélection d'espèces sensibles et d'approches pertinentes dans les travaux de biosurveillance.

Un autre facteur important pouvant déterminer le succès de la reproduction chez la Mésange bleue, réside dans l'état général des femelles. Certaines études chez les femelles soutiennent que les traits sexuels secondaires sont des signaux de la qualité des femelles (Midamegbe, 2010). En établissant un lien entre l'expression du trait et différents traits de qualité de la femelle (date de ponte, taille de ponte, succès reproducteur, survie...) on se rend compte que les femelles qui manifestent des traits morphométriques avantageux (taille des tarses, poids, taille des ailes) se caractérisent par des traits reproductifs meilleurs.

Nos résultats concernant la morphométrie de la femelle n'ont pas permis de constater de différence inter-habitat concernant la longueur des ailes et le poids des femelles. En revanche les longueurs des tarses ont montré une différence significative entre les trois habitats.

Les analyses de la variance par ANOVA concernant ces résultats, sont rappelées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 15: Différences inter habitat des paramètres morphométriques de la femelle.

Paramètres	AN	HA	KA	P	F
TDF					
<i>Moyenne (cm)</i>	18,047	18,530	19,109	0,005	6,35
<i>Effectif (n)</i>	11	11	14		
<i>Ecart type</i>	1,068	0,584	0,518		

(SD)					
TGF					
Moyenne (cm)	17,547	18,350	19,187	0,000	11,76
Effectif (n)	10	10	15		
Ecart type (SD)	1,258	0,752	0,459		
ADF					
Moyenne (cm)	5,693	5,883	5,733	0,393	0,99
Effectif (n)	8	6	6		
Ecart type (SD)	0,257	0,1722	0,320		
AGF					
Moyenne (cm)	5,750	5,880	5,800	0,600	0,53
Effectif (n)	9	5	6		
Ecart type (SD)	0,252	0,083	0,260		
PF					
Moyenne (g)	10,889	11,070	11,244	0,625	0,48
Effectif (n)	9	6	9		
Ecart type (SD)	0,741	0,752	0,806		

TDF : longueur du tarse droit. **TGF** : longueur du tarse gauche. **ADF**:longueur de l'aile droite. **AGF** : longueur de l'aile gauche. **PF** : poids de la femelle.

On constate que les tarses des femelles de l'habitat forestier témoin sont significativement plus longs que ceux des femelles de l'habitat urbain et périurbain. Notons cependant que la différence n'est que légèrement supérieure à 1 mm, ce qui est faible. Ces traits morphométriques pourraient cependant expliquer les différences observées dans certains traits de la reproduction tels que la grandeur de ponte mais également la capacité à assurer un certain recrutement démographique en dépit d'une pression de prédation particulièrement forte en milieu forestier.

Le même type de mesures a été effectué sur les œufs et les pulli. Les résultats révèlent des différences ténues mais statistiquement significatives dans le volume et le poids des œufs et dans le poids des pulli à J15, c'est-à-dire immédiatement avant l'envol. Là encore ce sont les œufs mesurés dans l'habitat forestier témoin qui affichent le poids le plus lourd par rapport aux œufs urbains et périurbains. De même, les pulli forestiers affichent un poids légèrement plus élevé que dans les milieux fortement anthropisés.

Ces résultats ne sont pas le fruit du hasard. Ils suggèrent un effet clairement déterminé par les conditions générales qui prévalent dans le milieu de vie.

Dans ce cadre, les dosages de contaminants métalliques effectués dans les plumes des femelles, dans la coquille et le contenu des œufs, dans le sang et les organes d'accumulation des pulli (foie-reins), révèlent tous une différence importante de contamination des oiseaux entre l'habitat forestier témoin et les habitats urbain et périurbain.

Les dosages effectués sur les individus en milieu urbain et périurbain révèlent des contaminations surtout par le plomb. Elles peuvent être jusqu'à 9 fois supérieures à celles observées en milieu forestier.

Notons que le milieu périurbain à El-hadjar se caractérise par une contamination au cadmium largement supérieure aux moyennes des habitats urbain et forestier. Cette contamination concerne les œufs et le sang des pulli avec des valeurs 5 et 8 fois supérieures à celles des milieux précédents. Coker et Davis (1980) incriminent les engrais comme étant responsables de cette contamination en milieu agricole. Cette situation correspond parfaitement au site étudié, constitué de vergers et d'exploitations agricoles divers (maraîchages, céréales).

L'habitat forestier n'est pas exempt de contamination par le plomb et le cadmium. Ce dernier est souvent dosé à la limite de détection de l'appareil ; mais le plomb reste présent. Outre la circulation automobile non négligeable que l'on observe aux abords des massifs forestiers, les incendies de forêts, récurrents, contribuent largement à relarguer des ETM dans l'atmosphère (Nriagu, 1980). La quantité relarguée est souvent négligeable, mais elle se retrouve présente dans les tissus des organismes.

De nombreuses études, citées précédemment, réalisées en Europe ou aux Etats-Unis d'Amérique, ont largement contribué à mettre en évidence une contamination, parfois massive, des organismes animaux et végétaux en milieux urbain et industriel. Les émanations des industries en périphérie des zones urbaines et surtout les gaz d'échappement des véhicules automobiles sont les principaux responsables de la pollution de ces zones habitées par l'homme. Les particules et gaz chargés en métaux lourds, se dispersent dans l'atmosphère et se déposent sur le sol, les végétaux et les animaux. Une des principales voies de contamination des oiseaux est d'origine trophique. La Mésange bleue est un oiseau insectivore qui consomme de nombreuses chenilles défoliatrices. Les végétaux offre une surface importante de dépôt de contaminants de l'atmosphère. Soit par lessivage par la pluie, soit par dépôt gravitaire. Ils contaminent alors tous les organismes phytophages qui les consomment, en milieu pollué, dont les insectes ou leurs larves, qui sont consommés à leur tour par les oiseaux insectivores. Cette situation explique probablement les différences de contamination, mise en évidence par nos dosages, entre les trois habitats d'étude.

Par ailleurs, les dosages de contaminants devaient nous permettre d'expliquer une dégradation des performances reproductrices, observées entre les sites étudiés. Cependant, peu de relations claires entre les traits d'histoire de vie de la Mésange bleue et les contaminations par le plomb et le cadmium, nous sont apparues. Ceci nous conduit à suggérer qu'il est possible que le niveau de contamination soit relativement faible pour provoquer une dégradation mesurable des performances de l'espèce étudiée ; et ce, en dépit d'une nette différence de contamination entre les sites. En outre, les légères différences observées entre sites, pour ce qui concerne certains traits morphologiques (poids des œufs, tarse des femelles, poids des pulli) et reproductifs (grandeur de ponte, précocité urbaine de la ponte, succès de la reproduction...) pourraient être dues à une différence de la qualité du milieu de vie (qualité et quantité de la ressource trophique, bruit, luminosité artificielle, dérangement...) plutôt qu'à une action de polluants, dont il faudrait du reste, sur le long terme, continuer à surveiller le niveau de contamination des organismes.



CONCLUSION & PERSPECTIVES



« La science est enracinée dans l'interprétation créatrice. Les chiffres ont un pouvoir de suggestion, de crainte et de réfutation ; en eux-mêmes, ils ne précisent pas la teneur des théories scientifiques. Celles-ci sont élaborées après interprétation des chiffres, mais ceux qui les interprètent sont souvent prisonniers de leur propre raisonnement. Ils croient en leur propre objectivité et ne parviennent pas à percevoir le préjugé qui les incite à choisir une interprétation parmi toutes celles qui pourraient également être compatibles avec les chiffres qu'ils ont relevés. »

**La mal-mesure de l'homme : l'intelligence sous la toise des savants de
Stephen Jay Gould**

CONCLUSION GENERALE

Dans cette étude nous avons réussi à mettre en évidence des différences significatives dans la biologie générale de la Mésange bleue nord-africaine, à travers l'étude de ses traits d'histoire de vie et des mesures morphométriques des femelles reproductrices et des pulli, dans trois situations contrastées par le degré d'anthropisation du milieu.

Conformément aux objectifs visés, les mesures effectuées sur les nichées et durant le processus de la reproduction de l'espèce, ont eu pour sites d'observations un milieu urbain, un milieu périurbain et un milieu forestier. Ce choix a été motivé par l'hypothèse d'une différence de pollution par le plomb entre les trois milieux ; le milieu urbain étant plus pollué que le milieu périurbain et forestier ; ce dernier, faisant office de milieu de référence par son caractère naturel et non pollué. Ces trois situations du degré d'anthropisation de l'environnement, constituent des jalons de niveaux de pollution, le long d'un gradient dont nous avons tenté de caractériser les deux extrêmes et une situation intermédiaire.

Cette approche pourrait sembler simplificatrice, dans la mesure où elle ne tient pas compte des effets de la qualité de l'habitat. En effet, qualité de la nourriture, influence de la lumière nocturne en milieu urbain, nature et influence du bruit, fréquence des contacts avec l'homme, microclimat, structure de l'habitat...seraient, en principe, de nature à exercer une influence sur la biologie générale des organismes ; isolément ou en synergie. Nous avons choisi, dans ce travail, de n'évaluer qu'un facteur parmi tant d'autres : la pollution par les ETM. Ce choix n'est pas fortuit. Il traduit notre préoccupation à en subir les effets, au même titre que le modèle animal étudié.

Nous avons observé que la différence du succès de la reproduction (SR) entre le milieu urbain, périurbain et forestier était surtout imputable à la prédation et au vandalisme. Nous n'avons pas réussi à mettre en évidence l'action directe de contaminants métalliques sur ce THV. De fait, la nature même du milieu, a une influence importante sur les processus de régulation des populations d'oiseaux, en œuvre durant la reproduction. Le milieu forestier est surtout le théâtre de l'action de plusieurs prédateurs des pontes (reptiles – fourmis) et des nichées (mammifères – oiseaux – fourmis) ; alors que dans le milieu urbain c'est surtout l'action anthropique directe sur les nichoirs, cause de la destruction de pontes et de nichées, qui influence, plus faiblement qu'en milieu forestier, le succès de la reproduction.

D'une manière générale on observe des différences détectables et significative entre les niveaux de contamination des tissus biologiques de la Mésange bleue (plumes, organes, œufs) entre les trois milieux. Les oiseaux du milieu urbain étant plus contaminés par le plomb que ceux des milieux périurbain et forestier. Le milieu périurbain se singularise, en outre, par un niveau de contamination par le cadmium, supérieur à celui des autres milieux. Ces différences de contaminations, bien qu'elles aient une action mesurable sur les caractéristiques morphométriques des oiseaux (croissance – dimension des tarse...) et des œufs (épaisseur coquille – volume...) ne semblent pas, dans l'état actuel des connaissances acquises au cours de cette étude, avoir une influence nette sur le bilan reproductif de la Mésange bleue. Pourtant des mesures effectués sur certains paramètres tels que : la date de ponte qui est plus précoce en milieu pollué, la grandeur de ponte plus petite dans le même milieu, les pulli et les femelles ayant des tarse plus grands en milieu forestier faiblement

pollué, militent en faveur d'un effet des polluants. Cependant, rappelons à ce propos que de nombreux autres facteurs, tels que mentionnés plus haut, pourraient intervenir dans la variation de ces paramètres.

Du Reste, les résultats obtenus au terme de cette étude suscitent plusieurs remarques : Sur le plan méthodologique, il est clair que l'approche effectuée sur la base de la sélection de milieux aussi contrastés n'est pas suffisamment pertinente pour caractériser un véritable gradient de pollution. Il aurait plutôt fallu opérer une sélection de milieux urbains, fondée sur une taille décroissante de la zone urbaine et mesurer sur la base d'un critère de degré variable d'urbanisme, les descripteurs biologiques et chimiques, objet de cette étude.

L'opération est lourde et complexe. Elle aurait nécessité de sélectionner plusieurs villes et villages de tailles différentes, disposant d'espaces verts suffisants pour placer suffisamment de nichoirs et de réduire sensiblement, par ailleurs, le nombre de variables étudiées. Un plan d'échantillonnage de ce type aurait imposé de travailler sur une échelle géographique importante et l'action simultanée de plusieurs opérateurs sur le terrain. Cependant, il aurait eu le mérite de supprimer un effet zone trop marqué pour certaines variables et permis d'interpréter les résultats sur la seule base des différences des variables mesurées le long du gradient ainsi constitué.

Les dosages des polluants dans les tissus biologiques, les mesures des données morphométriques et des THV entre les trois types de milieu, ont été effectués avec rigueur et beaucoup de précision sur de nombreux sujets. Même si ils ont révélé des différences statistiquement significatives entre les trois types de milieu, ces différences n'en demeurent pas moins faibles. Ce qui témoigne d'une pollution modérée de la zone urbaine étudiée, la ville d'Annaba, par rapport aux autres milieux.

Cette pollution est probablement en évolution constante vers des taux plus importants, dont les effets sur la santé humaine ne seront pas négligeables. Elle ne se cantonnera pas aux seules zones urbaines du fait de la diffusion atmosphérique des particules chargées d'ETM, émises par les véhicules automobiles et les installations industrielles.

La problématique de l'environnement est aujourd'hui le souci majeur de toute politique internationale du fait de l'inquiétude grandissante pour ce qui est des impacts sur les écosystèmes urbains provoquée par les contraintes du développement.

En Algérie, l'extension exagérée des villes et l'urbanisation accélérée et incontrôlée, contribuent activement à l'émergence des pollutions et nuisances. Les atteintes à l'environnement font qu'il y a une plus grande attention sur les dangers que peuvent causer la poussée démographique effrénée et les pollutions urbaines qui leur sont concomitantes.

Cependant, il est inquiétant de constater que les politiques d'urbanisme en vigueur en Algérie et à Annaba en particulier, privilégient une extension verticale de l'habitat, donc sa densification, qui sera automatiquement accompagnée d'une augmentation des flux de circulation automobile et donc, des émissions de polluants métalliques.

Cette situation devrait imposer, à plus ou moins long terme, l'utilisation permanente de moyens précis de surveillance des niveaux de polluants, et la mise en place de mesures rigoureuses de réduction des émissions d'ETM.

Dans l'intervalle, il nous semble utile de formuler un certain nombre de voies de recherche à explorer afin de caractériser les effets à court et moyen terme des polluants métalliques sur les populations animales. D'identifier et de préciser les voies de contaminations.

a) Elaborer le plan d'échantillonnage d'un véritable gradient d'urbanisation prévoyant la sélection de villes de tailles différentes avec la sélection d'un milieu témoin en dehors des axes routiers et indemne de toute activité humaine.

b) Caractériser les milieux urbains par un critère descriptif quantifiable (superficie, densité d'habitations, importance du trafic routier, densité d'habitants...)

c) Effectuer des dosages d'ETM dans les particules atmosphériques pour différencier les niveaux de pollution globale. Les niveaux de pollution atmosphérique par les ETM seraient corrélés à tous les compartiments biologiques des espèces afin de fixer des valeurs de référence.

d) Réaliser un dosage de polluants métalliques sur le feuillage en fonction des saisons. Cette opération permettra d'évaluer le rôle de la pluie dans le lessivage des polluants atmosphériques et leur dépôt sur la végétation, ressource trophique pour les larves d'insectes consommées par les oiseaux durant la période de reproduction. Elle permettra de corréler les épisodes de lessivage des polluants atmosphériques par la pluie et les niveaux de contaminants sur les feuilles et les proies invertébrés qui les consomment.

e) Doser les polluants métalliques dans les proies invertébrés à différents stades de croissance. Ceci permettrait de préciser les périodes de contamination massive des oiseaux en fonction des périodes d'émergences de leurs proies, ainsi que les niveaux de contaminations en fonction de la nature et du stade de développement (larvaire-nymphale-imago) des proies.

f) Explorer l'effet des niveaux de pollutions dans les tissus biologiques des oiseaux sur l'investissement parental durant le nourrissage des jeunes. Vérifier si la contamination des adultes altère leur comportement (nourrissage et sanitation) vis-à-vis de leur nichée.

g) Explorer l'effet des niveaux de pollutions dans les tissus biologiques des oiseaux sur leur capacité à réagir aux endo et exoparasitoses. Cela consisterait à étudier l'influence des effets indirects en s'attachant aux interactions entre contaminants biologiques (parasitisme) et chimiques (ETM), notamment en recherchant si l'exposition aux ETM module les prévalences des parasites.

Les ETM ont des impacts sur le statut immunitaire des animaux et peuvent ainsi moduler le parasitisme (Propst et al. 1999; Tersago et al. 2004). De plus, le parasitisme représente un stress naturel, qui peut être augmenté ou diminué par l'influence de polluants. Une modification des relations hôte/parasite par la pollution peut avoir des conséquences sur les dynamiques respectives des parasites et des hôtes, et sur les cycles parasitaires dans les systèmes. Ceci pourrait avoir des implications pour la gestion de zoonoses affectant l'homme.

Ces pistes d'étude pourraient permettre d'élaborer un programme de biosurveillance des niveaux de polluants atmosphériques, sur la base de mesure de paramètres simples, accessibles, tels des seuils morphométriques de populations cibles, ou de traits d'histoire de vie, issus des travaux de recherche. Elles permettraient de renforcer un réseau de surveillance automatique et d'évaluer en permanence les effets potentiels de divers seuils de pollution par les ETM.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

« Il faut savoir mettre un terme à un travail de thèse. Car une thèse de doctorat n'est pas un aboutissement ; c'est en fait le début d'une carrière faite de questionnements, d'expériences, d'observations et de doute. Tout cela pour espérer ajouter sa petite part de sueur à l'édifice de la connaissance.....»

Brahmia-Benyacoub Zahra

A

Akçakaya H.R. 2001. Linking population-level risk assessment with landscape and habitat models. *Science of the Total Environment* 274: 283-291.

Alberti M., Bostford E. Cohen A. 2001. Quantifying the urban gradient: Linking urban planning and ecology. Dans *Avian conservation and ecology in an urbanizing world*. Kluwer Academic, Boston: J. M. Marzluff, R. Bowman et R. Donnelly eds., pp. 89-115.

Alioua A., Maizi N., Maizi L., Taha A. 2008. Caractérisation de la pollution par le NO₂ à l'aide d'un couplage de technique biologique et physico-chimique dans la région de Annaba Algérie. *Pollut. Atmos.* 50:325-332.

Allen A. P., O'Connor R. J. 2000. Interactive effects of land use and other factors on regional bird distributions. *Journal of Biogeography* 27: 889-900.

Alloway B.J. 1995. *Heavy Metals in Soils*. Blackie Academic and Professional, Glasgow, pp. 368.

Ares J. 2003. Time and space issues in ecotoxicology: Population models, landscape pattern analysis, and long-range environmental chemistry. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 945-957.

B

Badyaev A. V., Etges W. J., Martin T. E. 1996. Ecological and behavioral correlates of variation in seasonal home ranges of Wild Turkeys in the Arkansas Ozarks. *J. Wildl. Manage.* 60.

Bailly J., Scheifler R., Berthe S., Clément-Demange V.A., Leblond M., Pasteur B., Faivre B. 2015. From eggs to fledging: negative impact of urban habitat on reproduction in two tit species. *Journal of Ornithology* pp 1-16.

Banbura J., Lambrechts M., Blondel J., Perret P., Cartan-Son M. 1999. Food handling time of blue tit chicks: Constraints and adaptation to different prey types. *Journal of Avian Biology* 30: 263-270.

Banbura J. Blondel J., Lambrechts M., De Wilde H., Galan M J. 1994. Nestling diet variation in an insular Mediterranean population of blue tits *Parus caeruleus*: effects of years, territories and individuals. *Oecologia* 100: 413-420.

- Baoub R. E., Thévenot M., Aguesse P. 1986.** Dynamique de la population de la Mésange bleue *Parus caeruleus ultramarinus* en chênaies de Mamora et du Moyen Atlas. Bull. institut Scientifique Rabat, 10: 165-183.
- Barba E., Gil-Delgado J.A. 1990.** Seasonal variation in nestling diet of the Great Tit *Parus major* in orange groves in eastern Spain. *Ornis Scan.* 21: 296 -298.
- Barber C., Nowak A., Tulk k., Thomas L. 2010.** Predator exclosures enhance reproductive success but increase adult mortality of piping plovers *Charadrius melodus*. *Avian Conservation and Ecology* 52: 6.
- Battin J. 2004.** When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18: 1482-1491.
- Becker PH. 2003.** Biomonitoring with birds. In: Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG eds Trace metals and other contaminants in the environment 6: 677-736.
- Beissinger S. R., Osborne D. R. 1982.** Effects of urbanization on avian community organization. *Condor* 84: 75-83.
- Benyacoub S. 1993.** Ecologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'El-Kala Nord-Est algérien. Thèse. Univ. Bourgogne Dijon. 287 p.
- Benyacoub S., Boukhroufa M., Brahmia Z. 2000.** Caractéristiques écologiques et valeur patrimoniale du marais du Mellah. Rapport réalisé à la demande de Monsieur le Wali d'El-Tarf. 16 p.
- Benyacoub S., Louanchi M., Baba Ahmed R., Benhouhou S., Boulahbal R., Chalabi B., Haou F., Rouag R., Ziane N. 1998.** Plan directeur de gestion du Parc National d'El-Kala et du complexe de zones humides Wilaya d'El-Tarf. 300 p.
- Berndt R., Winkel W., Zang H. 1983.** Über Legebeginn und Gelegestärke von Kohl- und Blaumeise *Parus major*, *P.caeruleus* in Beziehung zur geographischen Lage des Brutortes. *Vogelwarte*, 32: 46-56.
- Berressem K.G., Berressem H., Schmidt K.H. 1983.** Vergleich der Brutbiologie von Höhlenbrütern in innerstädtischen und stadtfernen Biotopen. *J. Ornithol.* 124: 431-445.
- Bewers J.M., Barry P.J., MacGregor D.J. 1987.** Distribution and Cycling of Cadmium in the Environment", in: Cadmium in the Aquatic Environment, J.O. Nriagu and J.B. Sprague eds., John Wiley and Sons, pp. 1-18.
- Bezzel E. 1985.** Birdlife in intensively used rural and urban environments. *Ornis Fennica* 62, 90-95.
- Biard C., Surai P.F., Møller A.P. 2005.** Effects of carotenoid availability during laying on reproduction in the blue tit. *Oecologia*, 144, 32-44.

- Biard C., Surai P.F., Møller A.P. 2006.** Carotenoid availability in diet and phenotype of blue and great tit nestlings. *J. Exp. Biol.* 209: 1004–1015.
- Blair R.B., Launer A.E. 1997.** Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation.* 80: 113-125.
- Blair R. B. 1996.** Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6:506-519.
- Blair R. B. 1999.** Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity. *Ecological Applications* 9:164-170.
- Blair R.B. 2001.** Creating a homogeneous avifauna. In J. M. Marzluff R. Bowman and R. Donnelly eds., *Avian conservation and ecology in an urbanizing world.* Kluwer Academic, Boston, pp. 459-485.
- Blandine P. 2007.** Apport des traits biologiques des macroinvertébrés dans la caractérisation de la qualité des cours d'eau. Mémoire professionnel. École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg.
- Blondel J., Clamens A., Cramm A., Gaubert H., Isenmann P. 1987.** Population studies on tits in Mediterranean region. *Ardea* 75: 21-34.
- Blondel J., Perret P., Maistre M. 1990.** On the genetically basis of the laying date in an island population of Blue Tit. *J. Evol. Biol* 3; pp 469-475.
- Blondel J., Dias P. C. 1994.** Summer green, evergreen and life history variation in Mediterranean Blue Tits. In Arianoutsou, M. et Groves, R. H. *Plant-Animal Interactions in Mediterranean-Type Ecosystems*, 25-36. Kluwer Publishers. Printed in the Netherlands.
- Blondel J., Dervieux A., Maistre M., Perret P. 1991.** Feeding ecology and life history variation of the blue Tit in Mediterranean deciduous and sclerophyllous habitats. *Oecologia* 88: 9-14.
- Blondel J., Dias P. C., Maistre M., Perret P. 1993.** Habitat heterogeneity and life-history variation of Mediterranean blue tits *Parus caeruleus*. *Auk* 110:511-520.
- Blondel J., Isenmann P. 1979.** Insularité et démographie des mésanges du Genre *Parus*. *Aves. C .R . Acad. Sci. Paris* 289 : 161-164.
- Blondel J., Maistre M., Perret P., Hurtrez-Boussès S., Lambrechts M. 1998.** Is the small clutch size of a Corsican blue tit population optimal? *Oecologia* 117: 80-89.
- Blondel J., Perret P., Anstett M.C., Thébaud C. 2002.** Evolution of sexual size dimorphism in birds: test of hypotheses using blue tits in contrasted Mediterranean habitats. *Journal of Evolutionary Biology* Volume 15, Issue 3, pages 440-450.
- Blus L. J., Henny C. J., Hoffman D. J., Sileo L., Audet D. J. 1999.** Persistence of High Lead

Concentrations and Associated Effects in Tundra Swans captured Near a Mining and Smelting Complex in Northern Idaho. *Ecotoxicology* 8: 125-132.

Boncompagni E., Muhammad A., Jabeen R., Orvini E., Gandini C., Sanpera C., Ruiz X., Fasolo M. 2003. Egrets as monitors of trace-metal contamination in wetlands of Pakistan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 45, 399-406.

Both C., van Asch M., Bijlsma R. G., van den Burg A. B., Visser M. E. 2009. Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations? *J. Anim. Ecol.* 78, 73-83.

Boudeffa K., Brahmia Z., Benyacoub S. 2014. Breeding ecology of the Atlas Pied Flycatcher *Ficedula speculigera* in an old oak *Quercus suber* forest in northeastern Algeria. *Bird Study Volume* 61, Issue1.

Boudouresque C. F., Bernard G., Pergent G., Shili A., Verlaque M. 2009. Regression of Mediterranean sea grasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina* 52: 395-418.

Boulahbal R. 2012. La prédation sur les populations de *Cyanistes caeruleus ultramarinus* Paridae, Aves dans les forêts du nord-est algérien : identité et impact des prédateurs durant la période de reproduction. Thèse Doct. Univ. Annaba. 127p.

Boulinier T., Yoccoz N.G., McCoy K.D., Erikstad K.E., Tveraa T. 2002. Testing the effect of conspecific reproductive success on dispersal and recruitment decisions in a colonial bird: design issues. *J. Appl. Stat.* 29, 509-520.

Bouslama Maamcha Z. 2003. Bioécologie d'une population de Mésange bleue *Parus caeruleus ultramarinus* L. 1758 dans les subéraies de plaine du Nord-est algérien: Ecologie alimentaire et impact de la charge parasitaire sur les conditions morphologiques et physiologiques des poussins. Thèse Doct. Univ. Annaba. 103 p.

Bouslama Z., Lambrechts M., Ziane N., Djenidi R., Chabi Y. 2002. The effect of nest ectoparasites on parental provisioning in a north-African population of the Blue Tit *Parus caeruleus*. *Ibis* 144: 73-78.

Boutin S. 1989. Food supplementation experiments with vertebrates: patterns, problems and future. *Can. J. Zool.* 68: 203-220.

Brahmia Z., Scheifler R., Crini N., Maas S., Giraudoux P., Benyacoub S. 2013. Breeding performance of blue tits *Cyanistes caeruleus ultramarinus* in relation to lead pollution and nest failure rates in rural, intermediate, and urban sites in Algeria. *Environmental Pollution* 174 2013 171-178.

Brisbin I. L. 1993. The Carolina bantam chicken: an experimental approach to life in the feral state. *AMBC News* 10, 4-5.

Brittingham M.C. 1990. Effects of winter bird feeding on wild birds. In: Adams, L.W., Leedy Jr., D.L. Eds., *Wildlife Conservation in Metropolitan Environments*. National Institute for Urban Wildlife, Columbia, MD, pp. 185–190.

Brommer J. E., Rattiste K., Wilson, A. J. 2008. Exploring plasticity in the wild: laying date–temperature reaction norms in the common gull *Larus canus*. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 22, 687–693.

Bryan G. W. 1984. Pollution due to heavy metals and their compounds. In: Kinne, ed. *Marine ecology*. Vol. V. Ocean Management Part 3. Wiley, Chichester, p. 1289-1431.

Burger J. 1993. Metals in avian feathers: Bioindicators of environmental pollution. *Rev. Environ. Toxicol.* 5, 203-311.

Burger J. 1996. Heavy metal and selenium levels in feathers of Franklin’s gulls in interior North America. *Auk*, 113,399-407.

Burger J., Gochfeld M. 1993. Lead and cadmium accumulation in eggs and fledgling seabirds in the New York Bight. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 261-267.

Burger J., Peakall, D. 2003. Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability, and ecological host factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56,110-121.

C

Cam E., Nichols J.D., Sauer J.R., Hines J.E., Flather C.H. 2000. Relative species richness and community completeness: bird and urbanization in the Mid-Atlantic states. *Ecological Applications*, 10, 1196-1210.

Cannon A.R., Chamberlain D.E., Toms M.P., Hatchwell B.J., Gaston K.J. 2005. Trends in the use of private gardens by wild birds in Great Britain 1995-2002. *Journal of Applied Ecology*, 42, 659-671.

Carlsen T.M., Coty J.D., Kercher J.R. 2004. The spatial extent of contaminants and the landscape scale: An analysis of the wildlife, conservation biology, and population modeling literature. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 798-811.

Catterall C.P., Green R.J., Jones, D.N. 1991. Habitat use by birds across a forest-scrub interface in Brisbane: implications for corridors. In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. Eds., *Nature Conservation*. 2: The

Role of Corridors. Surrey and Beatty and Sons Pty Ltd, Chipping Norton, NSW, pp. 247–258.

Chabi Y., Isenmann P. 1997. La reproduction de la Mésange bleue *Parus caeruleus ultramarinus* dans les suberaies *Quercus suber* à trois différentes altitudes en Algérie. *Alauda* 65 1: 154-18.

Chabi Y. 1998. Etude de l'écologie de la reproduction des populations de mésanges *Parus* dans les chênaies du nord-est de l'Algérie. Thèse.doc.univ.Badji Mokhtar. Annaba. 197p.

Chabi Y., Benyacoub S., Isenmann P. Samraoui B. 1995. Breeding Ecology of the Northern –African Blue tit *Parus caeruleus ultramarinus* in two semi-evergreen oak forests in Algeria. *Rev. Ecol. Terre et Vie* 50: 133-140.

Chace J.F., Walsh J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape Urban Plan.* 74:46-69.

Chamberlain D.E., Cannon A.R., Toms M.P. 2004. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. *Ecography* 27: 589-600.

Chamberlain D.E., Vickery J.A., Glue D.E., Robinson R.A., Conway G.J., Woodburn R.J.W., Cannon A.R. 2005. Annual and seasonal trends in the use of garden feeders by birds in winter. *Ibis* 147: 563-575.

Chamberlain D. E., Cannon A. R., Toms, M. P., Leech D. I., Hatchwell B. J., Gaston K. J. 2009. Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. *Ibis*, 151, 1-18.

Chamberlain D.E., Wilson A.M., Browne S.J., Vickery J.A. 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of Skylarks in the breeding season. *J. Appl. Ecol.* 36: 856– 870.

Chandler V.L., Stam M. 2004. Chromatin conversations: mechanisms and implications of paramutation. *Nature Review Genetics* 5, 532-544.

Charmantier A., McCleery R. H., Cole, L. R., Perrins C., Kruuk L. E. B., Sheldon, B. C. 2006. Adaptive phenotypic plasticity in response to climate change in a wild bird population. *Science* 320, 800–803.

Cincotta R.P.a.E.R. 2000. Nature's place: Human population and the future of biological diversity. Population Action International, Washington, D.C.

Chinery M. 1987. Le multiguide nature des insectes d'Europe. Bordas eds. Paris.

- Christians, J. K. 2002.** Avian egg size: variation within species and inflexibility within individuals. - Biol. Rev. Camb. Philos. Soc. 77: 1-26.
- Churcher, P.B., Lawton, J.H., 1987.** Predation by domestic cats in an English village. J. Zool. 212, 439–455.
- Clark A.J., Scheuhammer A.M. 2003.** Lead poisoning in upland foraging birds of prey in Canada. Ecotoxicology 12, 23-30.
- Clergeau P., Jokimäki J., Savard J.P.L. 2001.** Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? Journal of Applied Ecology 38, 1122-1134.
- Clergeau P., Savard J.P.L., Mennechez G., Falardeau G. 1998.** Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. Condor 100, 413-425.
- Clucas B., Marzluff J. M., Kübler S., Meffert P. 2011.** New directions in urban avian ecology: Reciprocal connections between birds and humans in cities. In Perspectives of Urban Ecology W. Endlicher, Ed.. Springer-Verlag, Berlin.
- Cody M.L. 1971.** Ecological aspects of reproduction. Avian Biology I, eds. D.S. Farner, J.R. King et K.C. Parkes, Academic Press, New York 1: 461-512.
- Coker E.G., Davis R.D. 1980.** Cadmium in agriculture, Stevenage laboratory. 112 pages.
- Cowie R.J., Hinsley S.A. 1987.** Breeding performance of blue tits and great tits in suburban gardens. Ardea 75, 81-90.
- Cossa D., Thibaud Y., Romeo M., Gnassia- Barelli M. 1990.** Le mercure en milieu marin, biogéochimie et écotoxicologie. Rapport scientifique et technique IFREMER W 19.
- Cramp S., Perrins C.M. 1993.** Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of Western Palearctic, Vol. VII. Oxford University Press, Oxford. New York.
- Cramp S. 1998.** Cramp's The Complete Birds of the Western Palearctic. Optimedia, Oxford University Press, Oxford, UK.
- Cringan A.T., Horak G.C., 1989.** Proceedings of the Western Raptor Management Symposium and Workshop, National Wildlife Federation, Washington, DC. Effects of urbanization on raptors in the western United States., 219–228.

Cresswell W., McCleery R. 2003. How great tits maintain synchronisation of their hatch date with food supply in response to long-term variability in temperature. *Journal of Animal Ecology* 72: 356-366.

Cramp S. 1998. Cramp's The Complete Birds of the Western Palearctic. Optimedia, Oxford University Press, Oxford, UK.

Croci S., Butet A., Clergeau P. 2006. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor* 1102: 223-240.

Croci S., Butet A., Clergeau P. 2007. Role of the landscape on the distribution pattern of animal along a gradient of urbanisation. IALE International Congress, Wageningen, Netherlands.

D

Dadci W. 2005. Etude de la structure génétique de deux populations de Mésange bleue *P. caeruleus ultramarinus* dans le Nord-Est algérien. MSc thesis. Univ. Badji Mokhtar. Annaba.

Dauwe T., Janssens E., Pinxten R., Eens M. 2005. The reproductive success and quality of blue tits *Parus caeruleus* in a heavy metal pollution gradient. *Environ Pollut.* 136: 243-51.

Dauwe t., Janssens E., Kempnaer B., Eens M. 2004. The effect of heavy metal exposure on egg size, eggshell thickness and the number of spermatozoa in blue tit *Parus caeruleus* eggs. *Environmental Pollution* Volume 129, Issue 1, Pages 125-129.

Dauwe T., Bervoets L., Blust R., Pinxten R., Eens M. 2000. Can excrements and feathers of nestling songbirds be used as a biomonitor for heavy metal pollution? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39, 541-546.

Dauwe T., Bervoets L., Janssens E., Pinxten R., Blust R., Eens M. 2002. Great and blue tit feathers as biomonitors for heavy metal pollution. *Ecological Indicators* 1, 227-234.

De Belair G. 1990. Structure, fonctionnement et perspectives de gestions de quatre éco-complexes lacustres et marécageux El-Kala, Est algérien Thèse doc. Univ Montpellier 193p.

Debieche T.H. 2002. Evolution de la qualité des eaux salinité, azote et métaux lourds sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Thèse de doctorat. Univ. de Franche comté. 199p.

Degernes LA. 2008. Waterfowl toxicology: A review. *Veterinary Clinics of North America: Exotic Animal Practice* 11: 283-300.

Denmark A. 2002. Guidance document on cadmium and its compounds. HELSINKI commission

Baltic Marine Environment Protection Commission. 51.

Denneman W.D., Douben P.E.T. 1993. Trace metals in primary feathers of the Barn Owl *Tyto alba guttatus* in The Netherlands. *Environ. Pollut.* 82, 301-310.

Deny C., Schmidt H. 1998: Insect communities on experimental mugwort *Artemisia vulgaris* L. plots along an urban gradient. *Oecologia* 113: 269–277.

Despois J. 1949. L'Afrique du Nord. Collection « Colonies et Empires ». P.U.F., Paris, 624 pages.

DeWitt J. C., Millsap D. S., Yeager R. L., Heise S. S., Sparks D. W., 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.

Dhondt A. A. 1987. Reproduction and survival of polygynous and monogamous Blue Tit *Parus caeruleus*. *Ibis* 129: 327- 334.

Dhondt A. A., R. Eyckerman, R. Moermans, Hubl J. 1984. Habitats and laying date of the Great and Blue tit, *Parus major* and *P. caeruleus*. *Ibis* 126: 388-397.

Dias P. C. 1994. Adaptation et maladaptation des Mésanges bleues dans les mosaïques d'habitats méditerranéens : l'hypothèse Source-Puits. Thèse d'université. Univ. Montpellier II. p 232.

Dirksen S., Boudewijn T.J., Slager L.K., Mes R.G., Vanschaick M.J.M., Devoogd P. 1995. Reduced breeding success of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in relation to persistent organochlorine pollution of aquatic habitats. *Environmental Pollution* 88 2, 119-132.

Doligez B, Cadet C, Danchin E, Boulinier T. 2003. When to use public information for breeding habitat selection? The role of environmental predictability and density dependence. *Anim Behav* 66:973–988.

Donovan T. M., Jones P. W., Annand E. M. Thompson F.R. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology*, 78: 2064-2075.

Dumouchel J.R., 1975. Dictionary of Development Terminology. McGraw-Hill, New York, NY.

E

Eens M., R. Pinxten R. F. Verheyen R. Blust Bervoets L. 1999. Great and blue tits as indicators of heavy metal contamination in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 4:81-85.

Eeva, T., Belskij, E., Kuranov, B., 2006. Environmental pollution affects genetic diversity in wild bird populations. *Mutation Research* 608, 8-15.

Eeva T., Ahola M., Lehtikoinen E., 2009. Breeding performance of blue tits *Cyanistes caeruleus* and great tits *Parus major* in a heavy metal polluted area. *Environmental Pollution* 157, 3126-3131.

Eeva T., Lehtikoinen E. 2000. Pollution and breeding success in wild birds. *Nature* 403: 851-852.

Eeva T., Hakkarainen H., Koivunen V. 2003. Population densities of forest birds in a heavy metal pollution gradient. - *Avian Science* 2: 227-236.

Eeva T., Lehtikoinen E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success of the great tit *Parus major* and the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* in an air pollution gradient. *Oecologia* 102, 312-323.

Eeva T., Lehtikoinen E. 1996. Growth and mortality of nestling great tits *Parus major* and pied flycatchers *Ficedula hypoleuca* in a heavy metal pollution gradient. *Oecologia* 108, 631-639.

Eeva T., Ojanen M., Rasanen O., Lehtikoinen E., 2000. Empty nests in the great tit *Parus major* and the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* in a polluted area. *Environmental Pollution* 109, 303-309.

Emlen J.T. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* 76, 184-197.

Evans K., Gaston K., Sharp S., McGowan A., Hatchwell B. 2009. The effect of urbanisation on avian morphology and latitudinal gradients in body size. *Oikos* 118, 251-259.

Evans K.L., Newson S.E., Gaston K.J., 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151, 19-39.

F

Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Systemat.* 34:487-515.

Fairbrother A., Wenstel R., Sappington K., Wood W. 2007. Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 68, 145-227.

Forbes V.E., Forbes T.L. 1997. *Ecotoxicologie. Théorie et applications.* INRA, Paris, France.

Francis CD., Ortega CP., Cruz A. 2011. Vocal frequency change reflects different responses to anthropogenic noise in two subspecies of tyrant flycatchers. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 278: 2025–2031.

Frochot B., 1979. Augmentation de la densité des mésanges par pose de nichoirs artificiels dans une succession écologique. *Bulletin de l'organisation internationale de lutte biologique contre les animaux et les plantes nuisibles, section régionale ouest paléarctique, Bull. org. int. de lutte biologique contre les animaux et les plantes nuisibles, section régionale ouest paléarctique, 2-3 :405-410.*

Fuller R. A., Warren P. H., Gaston K. J. 2007. Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biol. Lett.* 3, 368-370.

Fumanal B. 2007. Caractérisation des traits biologiques et des processus évolutifs d'une espèce envahissante en France: *Ambrosia artemisiifolia* L. thèse de Doctorat. Université de Bourgogne. 306 p.

Furness R.W. 1993. Birds as monitors of pollutants. In: Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. Eds., *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman and Hall, London, pp. 86-143.

G

Gaillard JM., Yoccoz NG. 2007. Temporal variation in survival of mammals: a case of environmental canalization. *Ecology* 84 12, 3294-3306.

Garcia-Fernandez A., Motas-Guzman M., Novas I., Maria-Mojica P., Luna A., Sanchez-Garcia J.1997. Environmental exposure and distribution of lead in four species of raptors in southeastern Spain. *Arch Environ Contam Toxicol* 33:76-82.

Garcia-Navas V., Sanz J.J. 2010. Flexibility in the Foraging Behavior of Blue Tits in Response to Short-Term Manipulations of Brood Size. *Ethology*. Volume 116, pages 744-754.

Garret G. G. 2000. Natural sources of metals to the environment. *Human, Ecological Risk Assessment* 66: 945-963.

Gavareski C.A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor* 78, 375-382.

Germaine S.S., Rosenstock S.S., Schweinsburg R.E., Richardson W.S. 1998. Relationships among breeding birds, habitat, and residential development in greater Tucson, Arizona. *Ecol. Appl.* 8, 680-691.

Gil Delgado J. A., Lopez J., Barba E. 1992. Breeding ecology of Blue tit *Parus caeruleus* in eastern Spain: a comparison with other localities with special reference to corsica. *Ornis Scand* 23: 444-450.

Gill F. Donsker D. Eds. 2014. IOC World Bird List v4.3.

Gochfeld M., Saliva J., Lesser F., Shukla T., Bertrand D., Burger J. 1991. Effects of color on cadmium and lead levels in avian contour feathers. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20:523-526.

Gould S. J. 2002. The structure of evolutionary theory. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

Green, R.J., Catterall, C.P., Jones, D.N., 1989. Foraging and other behavior of birds in subtropical and temperate suburban habitats. *Emu* 89, 216-222.

Grether G.F. 2005. Environmental change, phenotypic plasticity, and genetic compensation. *The American Naturalist* 166, E115-E123.

Grieco F. 2001. Short-term regulation of food-provisioning rate and effect on prey size in Blue Tits, *Parus caeruleus*. *Anim. Behav.*, 62: 107-116.

Grimm N.B., Grove J.M., Pickett S.T.A., Redman C.L., 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* 50, 571–584.

H

Haggard W.H. 1990. Urban Weather. *Int. J. Environ. Stud.* 36, 73-82.

Halfwerk W, Bot S, Buix J, van der Velde M, Komdeur J. 2011. Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 14549–14554.

Hahn E., Hahn K., Stoepler M. 1993. Bird feathers as bioindicators in areas of the German Environmental Specimen Bank—bioaccumulation of mercury in food chains and exogenous deposition of atmospheric pollution with lead and cadmium. *Science of the Total Environment*, 139140, 259-270.

Hamilton Naturalists' Club. 2006. Habitats of Hamilton and Halton: Glossary. [En ligne].
<http://www.hamiltonnature.org/habitats/glossary.htm>. [2006].

Harris L. 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology*, 2: 2-4.

Harrison P.A., Luck G.W., Feld C.K., Sykes M.T. 2010. Assessment of ecosystem services. In: Settele J., Penev L., Georgiev T., Grabaum R., Grobelnik V., Hammen V., Klotz S., Kotarac M., Kühn I. eds. *Atlas of Biodiversity Risk*: 8-9. Sofia: Pensoft Publishers.

Haskell D. G., Knupp A. M., Schneider M. C. 2001. Nest predator abundance and urbanization. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. pp 243-258.

Hatchwell B.J., Chamberlain D.E., Perrins C.M. 1996. The reproductive success of blackbirds *Turdus merula* in relation to habitat structure and choice of nest site. *Ibis* 138: 256–262.

Haywood S., Perrins C.M. 1992. Is clutch size in birds affected by environmental conditions during growth? *Proceedings of the Royal Society of London*; 249, 195-197.

Hinsley S.A., Hill R.A., Bellamy P.E., Harrison N.M., Speakman J.R., Wilson A.K., Ferns P.N. 2008: Effects of structural and functional habitat gaps on breeding woodland birds: working harder for less. *Landscape Ecology* 23: 615-626.

Hohtola E. 1978. Differential changes in bird community structure with urbanisation: a study in central Finland. *Ornis Scand.* 9, 94-99.

Holmes R. T., Marra P. P., Sherry T. W. 1996. Habitat-specific demography of Black-throated Blue Warblers *Dendroica caerulescens*: implications for population dynamics. *Journal of Animal Ecology* 65: 183-195.

Hope B.K. 2005. Performing spatially and temporally explicit ecological exposure assessments involving multiple stressors. *Human and Ecological Risk Assessment* 11, 539-565.

Hörak P. 1993. Low fledging success of urban Great Tits. *Ornis Fenn.* 70: 168–172.

Hornfeldt B., Nyholm N.E.I. 1998. Breeding performance of Tengmalm's owl in a heavy metal pollution gradient. *J Appl Ecol* 33: 377–386.

Hueber D., Kerbachi QA. 2004. Mediterranean Environmental Technical Assistance Programme.

Hutton M. 1983. Sources of cadmium in the environment. *Ecotoxicology and environmental safety* 7, 9-24.

I

Isaksson C., Andersson S. 2007. Carotenoid diet and nestling provisioning in urban and rural great tits *Parus major*. *J. Avian Biol.* 38: 564–572.

Isaksson C., Johansson A., Andersson S. 2008. Egg yolk carotenoids in relation to habitat and reproductive investment in the great tit, *Parus major*. *Physiol. Biochem. Zool.* 81: 112–118.

Isenmann P. 1987. Geographical variation in clutch size: the example of the Blue Tit *Parus caeruleus* in the mediterranean area. *Vogelwarte* 34: 93-99.

Isenmann P., Alès E., Moreno O. 1990. The timing of breeding and clutch size of Blue Tits *Parus caeruleus* in an evergreen Holm oak habitat in Southern Spain. *Rev. Ecol. Terre et Vie*, 45: 177-181.

Isenmann, 1997. La mésange bleue. Masson Eds.

J

Jagannath A., Shore R.F., Walker L.A., Ferns P.N., Gosler A.G. 2008. Eggshell pigmentation indicates pesticide contamination. *J. Appl. Ecol.*, 45, 133 – 140.

Janssens E., Dauwe T., Bervoets L., Eens M. 2002. Inter- and intraclutch variability in heavy metals in feathers of great tit nestlings *Parus major* along a pollution gradient. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 43, 23-329.

Janssens E., Dauwe T., Pinxten R., Eens M. 2003. Breeding performance of great tits *Parus major* along a gradient of heavy metal pollution. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22, 1140-1145.

Jerzak L. 1995. Breeding ecology of an urban Magpie *Pica pica* population in Zielona Góra SW Poland. *Acta orn.* 29: 123-133.

Jokimaki J. 1992. Rovaniemen kaupunkilinnusto Summary: Effects of Urbanization on the Structure of Breeding Bird Assemblages in Rovaniemi. Lapin maakuntamuseo, PS-värisuora, Kemi, Finland.

Jokimaki J. and Suhonen J. 1993. Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: A biogeographical comparison. *Ornis Fenn.* 70, 71-77.

Jones D. N., Reynolds S. J. 2008. Feeding birds in our towns and cities: a global research opportunity. *Journal of Avian Biology*, 39, 265 – 271.

K

Kabata-Pendias A., Pendias H. 2001: Trace elements in soils. 3rd Ed. Boca Raton, London, New York, CRC Press. 413 pp.

Kallander H. 1976. Data on the breeding biology of the Blue Tit, *Parus caeruleus* and the Marsh Tit, *P. palustris* in southwest Scania. *Var Fagelvarld*, 35: 1 -7.

Kapustka L.A., 2008. Limitations of the current practices used to perform ecological risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4, 290-298.

Kapustka L.A., Galbraith H., Luxon M., Yocum J. 2001. Using landscape ecology to focus ecological risk assessment and guide risk management decision-making. *Toxicology and Industrial Health* 17, 236-246.

Kempnaers B., Adriaensen B., Van Noordwijk A. J., Dhondt A. A. 1969. Genetic Similarity, Inbreeding and Hatching Failure in Blue Tits: Are Unhatched Eggs Infertile? *Proceedings: Biological Sciences*. Vol. 263, No. 1367, pp. 179-185.

Koivula K., Broggi J., Päckert M., Martens J., Kvist L. 2011. A multi-gene approach reveals a complex evolutionary history in the *Cyanistes* species group – *Molecular Ecology* 20: 4123-4139.

Korte F., 1983. Ecotoxicology of cadmium: General overview. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 7, 3-8.

Krachler M., Zheng J., Fisher D., Shotyk W. 2008. Atmospheric inputs of Ag and Tl to the Arctic: Comparison of a high resolution snow pit AD 1994-2004 with a firn AD 1860-1996 and an ice core previous 16,000 yr. *Sci. Total Environ.* 399, 78 - 89.

Kruger O. 2002. Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: common buzzard *Buteo buteo* and *Accipiter goshawk gentilis*. *Ecography* 25, 523–532.

L

Lack D. 1947. The significance of clutch size. *Ibis*. 89 : 302 – 352.

Lack D. 1950. The breeding seasons of European birds. *Ibis* 92, 288–316.

Lack D. 1971. Ecological isolation in birds. Blackwell, Oxford.

Lack D. 1954. The natural regulation of animal numbers. Claredon, London.

Lack D. 1968. Ecological adaptations for breeding in birds. Blackwell, Oxford.

Lambrechts M.M, Dias P. 1993. Differences in the onset of laying between island and mainland Mediterranean Blue Tits: phenotypic plasticity or genetic differences? *Ibis* 135:451-455.

Lambrechts M.M., Blondel J., Maistre M., Perret P. 1997. A single response mechanism is responsible for evolutionary adaptive variation in a bird's laying date. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 94, 5153-5155.

Lancaster R.K., Rees W.E. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology* 57, 2358-2368.

Le Morrison M. L., Marcot, B. G., Mannan, R. W. 1992. Wildlife-habitat relationships: concepts and applications. University of Wisconsin Press. Madison, Wisconsin.

Levengood JM. 2003. Cadmium and lead in tissues of Mallards *Anas platyrhynchos* and Wood Ducks *Aix sponsa* using the Illinois River USA. *Environ Pollut.* 122: 177-81.

Lifjeld J.T., Slagsvold T. 1986. The function of courtship feeding during incubation in the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*. *Animal Behaviour* 34: 1441-1453.

Lide D.R. 1999. CRC Handbook of Chemistry and Physics 88TH Edition 2007-2008. CRC Press, Taylor , Francis, Boca Raton, FL, p. 4-54.

Lindström J. 1999. Early development and fitness in birds and mammals. *Trends Ecol Evol* 14 : 343-348.

Llacuna S., Gorriz A., Sanpera C., Nadal J. 1995. Metal accumulation in three species of passerine birds *Emberiza cia*, *Parus major*, and *Turdus merula* subjected to air pollution from a coal-fired power plant. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28, 298-303.

Lososová Z., Horsák M., Chytrý M., Čejka T., Danihelka J., Fajmon K. 2011. Diversity of Central European urban biota: effects of human-made habitat types on plants and land snails. *Journal of Biogeography*, 386, 1152-1163.

Luniak M. 1981. The birds of the park habitats in Warsaw. *Acta Ornithol.* 18, 335-370.

Lyon B.E. & Montgomerie R.D. 1987. Ecological correlates of incubation feeding: a comparative

study of high Arctic finches. *Ecology*, 68, 713–722.

M

Maas S., Scheifler R., Benslama M., Crini N., Lucot E., Brahmia Z., Benyacoub S., Giraudoux P. 2010. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution* 158, 2294-2301.

Maizi A. Alioua et Tahar A. 2012. «Jumelage des bio-indicateurs et d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air pour la détection de la pollution par le SO₂ dans la région de Annaba Algérie», *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, volume 16 2012 numéro 2 : 149-158.

Major R.E., Gowing G., Kendal C.E. 1996. Nest predation in Australian urban environments and the role of the pied currawong, *Strepera graculina*. *Australian Journal of Ecology*. Volume 21, Issue 4, pages 399–409.

Martin, T. E. 1987. Food as a limit on breeding birds: A life-history perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 453-487.

Martin T. E. 1992. Landscape considerations for viable populations and biological diversity. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 57: 283-291.

Martin T.E. 1993. Nest predation among the vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *Am. Nat.* 141, 897-913.

Marzluff J.M. 2005. Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosyst* 8:157-177.

Marzluff J.M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R ed Chapter 2, 19-49.

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.

Marzluff J.M., Bowman R., Donnelly R. 2001. A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. Dans *Avian conservation and ecology in an urbanizing world* . Kluwer Academic, Boston: J. M. Marzluff, R. Bowman et R. Donnelly eds., pp. 1-17.

Mateo R., Estrada J., Paquet J. Y., Riera X., Domínguez L., Guitart R., Martínez-Vilalta A. 1999. Lead shot ingestion by marsh harriers *Circus aeruginosus* from Ebro delta, Spain. *Environ. Pollut.* 104:435-

Mateo R., Green A.J., Lefranc H., Baos R., Figuerola J. 2007. Lead poisoning in wild birds from southern Spain: a comparative study of wetland areas and species affected, and trends over time. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66 1, 119-26.

Matz A. C., Parsons K. C. 2004. Organochlorines in black-crowned night-heron *Nycticorax nycticorax* eggs reflect persistent contamination in northeastern US estuaries. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 46, 270-74.

Mac Arthur R. H. 1972. *Geographical ecology: patterns in the distribution of species.* Harper and Row, New York, New York, USA.

Mac Latchy D. L., Kawauchi H., Easles, J. G. 1992. Stimulation of hepatic 58-deiodinase activity in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* by pacific salmon growth hormone. *Comp. Biochem. Biophys.* 101, 689-691.

Mahler B.J., Van Metre P.C., Callender E. 2006. Trends in metals in urban and reference lake sediments across the United States, 1970 to 2001. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 93-104.

MC Intyre N.E. 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Ann Entomol Soc Am.* 93: 825-835.

McCleery R. H., Perrins C. M. 1998. Temperature and egg-laying trends. *Nature* 391, 30-31.

McLaughlin M.J., Singh B.R. 1999. Cadmium in soil and plants. In M.J. McLaughlin, B.R. Singh eds., *Cadmium in Soils and Plants.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 1-9.

McKinney M. L., Lockwood J. L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450-453.

McKinney M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 10, 883-890.

McKinney M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 3, 247-260.

Merilä J., Wiggins D.A. 1997. Mass loss in breeding blue tits - the role of energetic stress. *J. Anim. Ecol.* 66: 452-460.

Midamegbe A. 2010. Sélection sexuelle et les traits des femelles : la mésange bleue comme modèle d'étude. Montpellier. Université de Montpellier 2 : thèse de doctorat, Biologie des organismes.206p.

Miles C., Elvidge C.D., Nemani R.R., Running S.W. 2003. Assessing the impact of urban land development on net primary productivity in the southeastern United States. *Remote Sens Environ.* 86:401-410.

Mills G.S., Dunning J.B., Bates J.M. 1989. Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor.* 91:416-428.

Mineau P. 2005. A review and analysis of study endpoints relevant to the assessment of “long term” pesticide toxicity in avian and mammalian wildlife. *Ecotoxicology*, 14 2005, pp. 775-799.

Moali A., Akil M., Iseemann P. 1992. Modalités de la reproduction de deux populations de Mésange bleue *Parus caeruleus ultramarinus* en Algérie. *Rev. Ecol.*, 47: 313-318.

Mochizuki M., Hondo R., Kumon K., Sasaki R., Matsuba H. , Ueda F. 2002. Cadmium contamination in wild birds as an indicator of environmental pollution. *Environmental Monitoring and Assessment.* 73, 229-35.

Mols C.M.M., Visser M.E. 2007. Great Tits *Parus major* Reduce Caterpillar Damage in Commercial Apple Orchards. *PLoS ONE* 22: e202.

Moreno J. 1989. Energetic constraints on uniparental incubation in the Wheatear *Oenanthe oenanthe* L. *Ardea* 77: 107-115.

Morera M., Sanpera C., Crespo S., Jover L., Ruiz X. 1997. Inter- and intraclutch variability in heavy metals and selenium levels in Audouin's gull eggs from the Ebro Delta, Spain. *Arch Environ Contam Toxicol.* 33:71-75.

Mörtberg U.M., Balfors B., Knol W.C. 2007. Landscape ecological assessment: A tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *Journal of Environmental Management* 8, 457-470.

Mullarney K., Svensson L., Zetterstrom D., Grant P.J. 2004. Le guide ornitho. Delachaux et Niestlé. 399 p.

Munday T. L. 2006. The search for the reasons causing feet abnormalities in the cape wagtail *Motacilla capensis*.master of science zoology. University of johannesburg. 133p.

Murray B. G. Jr. 2000. Measuring annual reproductive success in birds. *Condor* 102:470–473.

N

Naef-Daenzer B., Keller L.F. 1999. The foraging performance of great and blue tits *Parus major* and *Parus caeruleus* in relation to caterpillar development, and its consequences for nestling growth and fledgling weight. *Journal of Animal Ecology* 68, 708-718.

Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M., Revenga C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308, 405-408.

Nilsson S.G. 1984. The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica* 15: 167-175.

Nour N., Matthysen E., Dhondt A. 1993. Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography*, 16: 111-116.

Nriagu J. O. 1980. "Cadmium in the Atmosphere and in Precipitation," *Cadmium in the Environment*, Part 1, *Ecological Cycling*, John Wiley, Sons, pages 71-114.

Nyholm N.E.I. 1998. Influence of heavy metal exposure during different phases of the ontogeny on the development of Pied Flycatchers, *Ficedula hypoleuca*, in natural populations. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35, 632-637.

Nys Y., Hincke M.T., Hernandez-Hernandez A., Rodriguez-Navarro A.B., Gomez-Morales J., Jonchere V., Garcia-Ruiz J.-M., Gautron J. 2010. Structure, propriétés et minéralisation de la coquille de l'œuf : rôle de la matrice organique dans le contrôle de sa fabrication. *Inra Prod. Anim.*, 232, 143-154.

O

O'Connor R.J., Morgan R.A. 1982. Some effects of weather conditions on the breeding of the Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* in Britain, *Bird Study*, 29:1, 41-48.

P

Pain D.J., Amiard-Triquet, C. 1993. Lead poisoning of raptors in France and elsewhere. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 25, 183-192.

Pais I., Benton J. 2000. *The Handbook of Trace Elements*. St. Lucie Press, Boca Raton, FL.

Papp Z., Bortolotti G. R., Sebastian M., Smits J. E. G. 2007. PCB congener profiles in nestling tree swallows and their insect prey. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 52, 257-

63.

Part T, Doligez B. 2003. Gathering public information for habitat selection: prospecting birds cue on parental activity. *Proc. R. Soc. B.* 270: 1809–1813.

Partecke J, Van't Hof T, Gwinner E. 2004. Differences in the timing of reproduction between urban and forest European blackbirds *Turdus merula*: result of phenotypic flexibility or genetic differences? *Proc R Soc Lond B* 271:1995–2001.

Patton M.Q. 1990. *Qualitative evaluation and research methods* 2nd ed.. Newbury Park, CA: Sage, 532 pp.

Payne R.B. 1977. The ecology of brood parasitism in birds. *Annu Rev Ecol Syst* 8:1-28.

Partecke J., Van't Hof T., Gwinner E. 2004. Differences in the timing of reproduction between urban and forest European blackbirds *Turdus merula*: result of phenotypic flexibility or genetic differences? *Proceedings of the Royal Society B* 271: 1995-2001.

Perret P. 2003. Variation in Blue tit breeding performance across gradients in habitat richness. *Ecology* 84: 3033-3043.

Perrins C.M. 1965. Population fluctuations and clutch-size in the Great Tit, *Parus major* L. *J. Anim. Ecol.* 34: 601–647.

Perrins C.M. 1979. *British Tits*. Collins, London.

Pfister C. 1998. Patterns of variance in stage-structured populations: Evolutionary predictions and ecological implications. *Proceeding of the National Academy of Sciences of USA* 95, 213-218.

Pickett S.T.A., Wu J., Cadenasso M.L. 1999. Patch dynamics and the ecology of disturbed ground: A framework for synthesis. Pages 707-722 in Walker LR, ed. *Ecosystems of the World: Ecosystems of Disturbed Ground*. Amsterdam: Elsevier Science.

Propst D.L. 1999. *Threatened and endangered fishes of New Mexico*. New Mexico Game and Fish Technical Report 1. Santa Fe, New Mexico. 84 pp.

R

Ramade F. 2007. *Introduction à l'écotoxicologie*. Editions Tec, Doc. Lavoisier, Paris.

Ramade F. 1992. *Précis d'écotoxicologie*, Dunod, 1992 ISBN 2-225-82578-5.

- Recher H.F., 1972.** The vertebrate fauna of Sydney. *Proc. Ecol. Soc. Aust.* 7, 79–87.
- Redig P.T., Arent L. 2008.** Raptor toxicology. *Veterinary Clinics of North America Exotic Animal Practice* 11:261-282.
- Ricklefs R. E. 1991.** Structures and transformations of life histories. *Functional Ecol.* 5:174-183.
- RIFFELL S. K., GUTZWILLER K. J., ANDERSON S. H. 1996.** Does repeated human intrusion cause cumulative declines in avian richness and abundance? *Ecological Applications*, 6: 492-505.
- Robb G. N., McDonald R. A., Chamberlain D. E., Bearhop S. 2008.** Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 476-484.
- Robertson R.A., Hutto R.L. 2006.** A framework for understanding ecological traps and an evaluation for existing evidence. *Ecology* 87: 1075-1085.
- Roff D.A. 2002.** Life history evolution. Sinauer Associates Inc, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Rosenberg K.V., Terrill S.B., Rosenberg G.H. 1987.** Value of suburban habitats to desert riparian birds. *Wilson Bull.* 99, 642–654.
- Rothstein S.I. 1990.** A model system for coevolution: avian brood parasitism. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 481-508.
- Rutz C. 2008.** The establishment of an urban bird population. *J. Anim. Ecol.*, 77: 1008–1019.
- Roméo M., Siau Y., Sidoumou Z., Gnassia-Barelli M. 1999.** Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania. *The Science of the Total Environment* 232: 169-175.

S

- Saha M.H., Sahaheen N., Jaffar M., 2006.** Characterisation, source identification and apportionment of selected metals in TSP in an urban atmosphere. *Environmental monitoring and assessment* 114, 573-587.
- Saino N., Ambrosini R., Martinelli R., Møller A.P. 2002.** Mate fidelity, senescence in breeding performance, and reproductive trade-offs in the barn swallow. *Journal of Animal Ecology*, 71,309–319.

Sakraoui F. 2000. Contribution à l'étude de l'écologie alimentaire des poussins de la Mésange bleue *Parus caeruleus ultramarinus* dans les chênaies sempervirentes du Parc National d'El-Kala Nors-est algérien : Caractérisation taxonomique et estimation de la richesse en eau des proies. Thèse de magistère. Univ. Annaba pp 61.

Sanz J.J. 2002: Climate change and breeding parameters of great and blue tits throughout the western Palaearctic. *Global Change Biology* 8: 409–422.

Sauvajot R.M., Buechner M., Kamradt D.A., Schonewald C.M. 1998. Patterns of human disturbance and response by small mammals and birds in chaparral near urban development. *Urban Ecosyst.* 2:279-297.

Scheifler R., de Vaufleury A., Coeurdassier M., Crini N., Badot P.M. 2006. Transfer of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in a soil-plant-invertebrate food chain: A microcosm study. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25, 815-822.

Schjørring S., Gregersen J., Bregnballe T. 1999. Prospecting enhances breeding success of first-time breeders in the great cormorant, *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Anim. Behav.* 57, 647–654.

Schlaepfer M.A., Runge M.C., Sherman P.W. 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 474-480.

Schmidt K.H. 1984. Friihjahrsternperaturen und Legebeginn bei Meisen *Parus*. *J Om* 125: 321-:331.

Schneider David E., Fall Michael W. 1970. "The role of bird management in fire protection" *Bird Control Seminars Proceedings*. Paper 194.

Seltzer P. 1946. Le climat d'Algérie. Alger pp: 219.

Semadi A., Decormis L. 1986. Influence de la pollution fluorée sur la végétation de la région de Annaba Algérie. *Rev. Pollu. Atmos.* Avril-Juin 1993, 113-121.

Sillanpää S., Salminen J.-P., Lehikoinen E., Toivone, E., Eeva T. 2008. Carotenoids in a food chain along a pollution gradient. *Sci. Total Environ.* 406:247–255.

Shih-Chieh H., Fei-Jan L., Woei-Lih I, Tswen Y.T. 2003. Spatial distribution of cadmium over a cyclonic eddy in the southern East China Sea. *Journal of Marine Systems* 39: 153-166.

Simon U., Kübler S., Böhner J. 2006. Analysis of breeding bird communities along an urban-rural

gradient in Berlin, Germany by Hasse Diagram Ordination. *Urban Ecosystems* 10, 17-28.

Slabbekoorn H, Yeh P, Hunt K. 2007. Sound transmission and song divergence: a comparison of urban and forest acoustics. *Condor*. 109:67-78.

Slagsvold T.1982. Clutch size variation in passerine birds: the nest predation hypothesis. *Oecologia Berlin* 54:159-169.

Slagsvold T, Sandvik J, Rofstad G, Lorentsen O, Husby M. 1984. On the adaptive value of intraclutch egg-size variation in birds. *Auk* 101:685-697.

Smart Growth Network. 2006. Green Development Literature Search: Glossary of Terms.

Smith P.N., Cobb G.P., Godard-Coding C., Hoff D., McMurry S.T., Rainwater T.R., Reynolds K.D. 2007. Contaminant exposure in terrestrial vertebrates. *Environmental Pollution* 150, 41-64.

Snell-Rood E.C. 2012. An overview of the evolutionary causes and consequences of behavioural plasticity. *Animal Behaviour*. Volume 85, Issue 5, Pages 1004-1011.

Snow D.W., Perrins C.M. 1998. The birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Oxford University Press. 1832 p.

Society for Conservation Biology 18th annual meeting, 2004. SCB annual meeting 2004. Columbia University.

Solomon S.E. 1997. Egg and Eggshell Quality. Iowa State University Press, Ames, Iowa.

Solonen T. 2001. Breeding of the Great Tit and Blue Tit in urban and rural habitats in southern Finland. *Ornis Fenn*. 78: 49–60.

Solonen T., Hildén M. 2014. Breeding phenology in Great and Blue Tits *Parus* spp.: are urban populations more resistant to climate change than rural ones? *Ornis Fennica* 91:209-219. 2014.

Sorace A., Formichetti P., Boano A., Andreani P., Gramegna C. , Mancini L. 2002. The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. *Environmental Pollution*. 118, 89-96.

Stearns S. C. 1976. Life history tactics: a review of ideas. *Quarterly Review of Biology* 51:3-47.

Stearns S.C., Kawecki T.J. 1994. Fitness sensitivity and canalization of life-history traits. *Evolution* 48, 1438-1450.

Steenhout A. 2012. An ecosystemic approach of complexity in the field of environment and health: Scientific assessment, addressing vulnerabilities and the potential for action. aes.ues-eus.eu/aes2012/steenhout_UES2011.pdf. European Meetings on Cybernetics and Systems Research > EMCSR 2012 > Symposium Q. How to manage human organisations in a crisis context. Open Conference Systems @ Mind at Focus, EMCSR 2012.

Sturkie P.D. 1986. Body fluids: Blood. In: Sturkie, P.D Ed, *Avian Physiology*. 4th ed., Springer-Verlag, Berlin, pp: 102–120.

Styrsky J. D., Eckerle M. P., Thompson C. F. 1999. Fitness related consequences of egg mass in nestling house wrens. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 266, 1253-1258.

Swiergosz R., Sawicka-Kapusta K., Nyholm N.E.I., Zwolinska A., Orkisz A. 1998. Effects of environmental metal pollution on breeding populations of Pied and Collared Flycatchers in Niepolomice forest, Southern Poland. *Environmental Pollution* 102, 213-220.

T

Tannenbaum L.V. 2005. A critical assessment of the ecological risk assessment process: a review of misapplied concepts. *Integrated environmental assessment and management*. 1, 66-72.

Tavecchia G., Pradel R., Lebreton J.D., Johnson A.R., Mondain-Monval J-Y. 2001. The effect of lead exposure on survival of adult mallards in the Camargue, southern France. *J Appl Ecol*. 38: 1197-207.

Tersago K., De Coen W., Scheirs J., Vermeulen K., Blust R., Van Bockstaele D., Verhagen R. 2004. Immunotoxicology in woodmice along a heavy metal pollution gradient. *Environ.Pollut.*1323:385–394.

Thompson P. S., Greenwood J. J. D., Greenway K. 1993. Bird in European gardens in the winter and spring of 1988-1989. *Bird Study*, 40: 120-134.

Threlfall B. Law, T. Penman P.B. 2011. Banks Ecological processes in urban landscapes: mechanisms influencing the distribution and activity of insectivorous bats *Ecography*, 34 2011, pp. 814–826.

Thornton I. 1992. Sources and pathways of cadmium in the environment. In: *Cadmium in the human environment: toxicity and carcinogenicity*. Lyon, International Agency for Research on Cancer:149-162 IARC Scientific Publications, No. 118.

Tilghman N.G. 1987. Characteristics of Urban Woodlands Affecting Breeding Bird Diversity and Abundance. *Landscape and Urban Planning*, 14, 481-495.

Tilman D., Reich P.B., Knops J., Wedin D., Mielke T., Lehman C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294, 843-845.

Tinbergen J.M., Boerlijst M.C. 1990. Nestling weight and survival in individual great tit *Parus major*. *Journal of Animal Ecology* 59, 1113-1127.

Topal M., Ozdemir M., Aksakal V., Yıldız N., Doğru U. 2004. Determination of the best non linear function in order to estimate growth in Morkaraman and Awassi lambs. *Small Rumin. Res.* 55, 229-232.

Toubal, O. 1986. Phytoécologie, Biogéographie et dynamique des principaux groupements végétaux du massif de l'Edough Algérie nord-orientale. Cartographie au 1/25000. Thèse de doctorat de 3^e cycle. Univ. Grenoble, 109p.

Travers M., Clinchy M., Zanette L., Boonstra R., Williams T.D. 2010. Indirect predator effects on clutch size and the cost of egg production. *Ecol Lett* 13:980–988.

Tsipoura N., Burger J., Feltes R., Yacabucci J., Mizrahi D., Jeitner C., Gochfeld M. 2008. Metal concentrations in three species of passerine birds breeding in the Hackensack 487 Meadowlands of New Jersey. *Environ Resear* 107: 218-228.

Tweit R.C., Tweit J.C. 1986. Urban development effects on the abundance of some common resident birds of the Tucson area of Arizona. *Am. Birds* 40, 431–436.

V

Vallès I., Camacho A., Ortega X., Serrano I., Blàzquez S., Pérez S. 2009. Natural and anthropogenic radionuclides in airborne particulate samples collected in Barcelona Spain. *Journal of Environmental Radioactivity* 100, 102-107.

Van Straalen N. 2003. Ecotoxicology becomes Stress Ecology. *Environmental Science , Technology* 37: 324A-329A.

Vaugoyeau M. 2015. Les effets maternels en tant que médiateurs des changements globaux : Comparaison de populations à différents niveaux d'urbanisation. Thèse de doctorat. Université Pierre et Marie Curie ED 227 iEES Paris / Ecophysiologie évolutive EPE. 206p.

Veerle J., Dauwe T., Rianne P., Lieven R., Ronny B., Marcel E. 2004. The importance of exogenous

contamination on heavy metal levels in bird feathers. A field experiment with free-living great tits, *Parus major*. *J Environ Monit.* 6:356-360.

Visser M.E., Adriaensen F., van Balen J.H., Blondel J., Dhondt A.A., van Dongen S., du Feu C., Ivankina E.V., Kerimov A.B., de Laet J., Matthysen E., McCleery R., Orell M., Thomson D.L. 2003. Variable responses to large-scale climate change in European *Parus* populations. *Proceedings of the Royal Society B* 270: 367-372.

Visser M. E., van Noordwijk A. J., Tinbergen J. M., Lessells C. M. 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits *Parus major*. *Proc. R. Soc. B* 265, 1867–1870.

Visser E., Adriaensen F., van Balen J.H., Blondel J., Dhondt A.A., van Dongen S., du Feu Chris, V. Ivankina E., A.B. Kerimov, Jenny de Laet, Matthysen E., McCleery R., Orell M., Thomson D.L. 2003 Variable responses to large-scale climate change in European *Parus* populations. *Proc. R.Soc. B* 270, 367–372.

Vitousek P. M., D'Antonio C. M., Loope L. L., Rejmanek M., R. Westbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 1-16.

W

Walcott C.F. 1974. Changes in bird life in Cambridge, Massachusetts from 1860 to 1964. *Auk* 91, 151-160.

Wali M.L. 1987. The structure, dynamics, and rehabilitation of drastically disturbed ecosystems. In: Khoshoo T.N., ed. *Perspectives in environmental management*. New Delhi, India: Oxford and IBH Publishing, 163-183.

Walker C.H. 1983. Pesticides and birds-mechanisms of selective toxicity. *Agric. Ecosys. Environ.* 9: 211-226.

Wang Y. P., Chen S. H., Jiang P. P., Ding P. 2008. Black-billed Magpies *Pica pica* adjust nest characteristics to adapt to urbanization in Hangzhou, China. *Can. J. Zool.* 86: 676–684.

Warren S.D., Holbrook S., Dale D., Whelan N., Elyn M., Grimm W., Jentsch A. 2007. Biodiversity and a heterogeneous disturbance hypothesis: evidence from military training lands. *Restoration Ecology* 154.

Wayland M., Wilson L.K., Elliott J.R., Miller J.E., Bollinger T., McAdie M., Langelier K., Keating J., Froese J.M.W. 2003. Mortality, morbidity, and lead poisoning of eagles in western Canada 1986-

1998. *J. Raptor Res.* 37, 8-18.

Wayland M., Bollinger T. 1999. Lead exposure and poisoning in bald eagles and golden eagles in the Canadian prairie provinces. *Environ. Pollut.* 104, 341-350.

Wayland M., Neugebauer E., Bollinger T. 1999. Concentrations of lead in liver, kidney, and bone of bald and golden eagles. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 267-272.

White P.S., Jentsch A. 2001. The search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics. *Progress in Botany* 63, 399-449.

Winkel W., 1997. Long-term trends in reproductive traits of tits *Parus major*, *P. caeruleus* and Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca*. *J Avian Biol* 28:187–190.

WHO 1992. Cadmium—Environmental aspects. Environmental Health Criteria No.135. World Health Organisation WHO, The International Programme on Chemical Safety IPCS. Geneva.

Wren C.D., Nygård T., Steinnes E. 1994. Willow ptarmigan *Lagopus lagopus* as a biomonitor of environmental metal levels in Norway. *Environ Pollut* 85: 291-2950.

Wu J.C., Maguire G., Riley G., Lee A., Keator D., Tang C., Fallon J., Najafi A. 1997. Increased dopamine activity associated with stuttering. *Neuroreport.*; 8:767–770.

Y

Yahner R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology*, 2: 333-339.

Z

Zandt H., Strijkstra A., Blondel J., van Balen, H. 1990. Food in two Mediterranean Blue Tit populations: Do differences in caterpillar availability explain differences in timing of the breeding season? In Blondel, J., Gosler, A., Lebreton, J-D. , McCleery, R. eds *Population Biology of Passerine Birds, An Integrated Approach*. NATO ASI Series G, Vol. 24: 145–155. Springer-Verlag, Berlin.

Zang H. 1980. Der einfluß der Höhenlage auf siedlungsdichte und brutbiologie höhle-brütender singvögel in Harz. *Journal für Ornithologie*, 121: 371-386.

Zemmouli L. 1995. Contribution à l'étude de l'écologie de la mésange bleue dans le nord-est algérien : phénologie de la reproduction et caractérisation du régime alimentaire des pulli. *Mem. Ing. univ. Annaba*. 30 p.

Ziane N., Chabi Y. 2008. Ecologie de la reproduction de la Mésange bleue *Cyanistes caeruleus ultramarinus* dans un habitat caducifolié: caractérisation du régime alimentaire et inventaire des écoparasites. Revue Synthèse n°17, Janvier. P14-24.

Ziane N. 1993. Ecologie de la reproduction de la mésange bleue dans le nord-est de l'Algérie. Mem.Ing.Univ.Annaba 30 p.

Ziane N., Chabi Y., Lambrechts M.M. 2006. Breeding performances of blue tit *Cyanistes caeruleus ultramarinus* in relation to habitat richness of oak forest patches in north-eastern Algeria. Acta Ornithologica. 41: 163-169.