



Rapport de stage de Master Environnement

« M1 Ecologie, Biodiversité, Evolution »

Année 2013 – 2014

Etude de l'impact de l'habitat sur l'utilisation des mangeoires par les oiseaux dans le contexte d'un gradient d'urbanisation

Présenté par : COUILLEROT Briec

Le Mardi 10 Juin 2014

Structure d'accueil : Laboratoire Ecologie Systématique et Evolution, CNRS (UMR 8079), Université Paris-Sud.

Equipe : Ecologie des Populations et des Communautés

Directrice de l'institut : Jane Lecomte

Encadrants du stage : Carmen BESSA-GOMES

François CHIRON

Période du stage : 19 Février 2014 au 11 Avril 2014

Enseignant rapporteur : Christian KERBIRIOU

TABLE DES MATIERES

Introduction	4
Matériel et méthodes	7
I - Zone d'étude	7
II - Schéma d'échantillonnage.....	7
1 - Echelle spatiale	7
2 - Echelle temporelle.....	8
III - Pièges photographiques	9
1 - Principe	9
2 - Montage technique.....	9
IV - Analyse des données.....	10
1 - Indépendance et règle de décision	10
2 - Arbre de régression multi-variable (AMR).....	11
3 - Analyse en composantes principales (ACP)	11
Résultats	13
I – Efficacité du dispositif expérimental	13
II – Premiers résultats.....	13
III - Conditions d'utilisation des mangeoires	15
1 - Facteurs « Milieu » et « Température »	15
2 - Facteurs « Jour » et « Site »	16
IV – Degré d'urbanisation et assemblage spécifique	18
1 - Cercle des corrélations	18
2 - Représentation des individus	19

Discussion	22
I - Composantes de l'habitat.....	22
II - Interactions interspécifiques.....	22
III - Limites du protocole expérimental	23
IV - Période d'étude et disponibilité des ressources alimentaires.....	24
Conclusion et perspectives	25
Références bibliographiques	26

INTRODUCTION

Ces dernières dizaines d'années, le processus d'urbanisation n'a cessé d'augmenter en vitesse et en importance. Cette transformation du paysage entraîne de telles modifications structurelles et impacte tant les organismes qui y résident qu'on parle maintenant d'un nouvel écosystème : l'écosystème urbain. Les besoins humains liés à l'établissement d'un espace urbain tels que la modification du paysage, l'anthropisation des cours d'eau ou l'exploitation des ressources naturelles en général affectent non seulement l'écosystème dans lequel une ville est implantée, mais aussi les écosystèmes alentours (Douglas, 1983).

Les biologistes de la conservation se sont traditionnellement intéressés aux écosystèmes sauvages, délaissant les écosystèmes urbains. Pourtant, le concept de biodiversité associé aux écosystèmes urbains peut être très important pour plusieurs raisons. Stimuler la biodiversité urbaine peut se révéler important pour la valeur intrinsèque des espèces qui peuvent y résider, ou bénéficier des services écosystémiques liés aux organismes présents : la présence de certaines espèces d'oiseaux est considérée comme appréciable par les habitants des villes et apportent donc une valeur esthétique à l'espace urbain. Sensibiliser les habitants aux problématiques écologiques semble aussi être un enjeu de la conservation des espèces en milieu urbain : certaines études suggèrent qu'un environnement naturel riche favorise l'intérêt des êtres humains envers la conservation d'un tel environnement (Sebba, 1991 et Rohde et Kendle, 1994 dans Savard et Clergeau, 2000). Ce point de vue bénéfique d'une forte richesse spécifique en milieu urbain n'est pas toujours unanime, certaines études suggèrent plutôt de limiter l'effet de l'urbanisation sur les écosystèmes natifs au lieu de tenter d'augmenter la diversité spécifique en milieu urbain (Adams, 2005).

Lorsqu'on parle de biodiversité, il est crucial d'identifier l'échelle et en l'occurrence, le groupe d'espèces auquel on s'intéresse (Savard, Clergeau, 2000). Les oiseaux sont des organismes relativement faciles à observer et à identifier et sont particulièrement sensibles aux changements structurels de leur habitat (Savard et Clergeau, 2000), ce qui fait des communautés aviaires un choix pratique pour une étude d'abondance et de diversité spécifique en milieu urbain. Considérant la nature des écosystèmes urbains, le degré de modification qu'ils présentent à l'égard de la structure du paysage, des ressources disponibles et des perturbations anthropiques, il est naturel de s'interroger sur la manière dont les oiseaux s'adaptent à un tel milieu.

Des multiples facteurs qui régissent la présence des oiseaux en milieu urbain, la présence de végétation est probablement l'un des plus importants tant elle fournit à la fois ressources alimentaires, zone de déplacements, sites de nidification et/ou de reproduction à de nombreuses espèces. La richesse des espèces végétales retrouvées dans un écosystème urbain est due à plusieurs facteurs desquels il est possible de citer le paysage environnant, et donc la localisation géographique de la ville considérée (Savard et Clergeau, 2000). Dans un écosystème urbain, l'habitat peut être soumis à une fragmentation extrême, et les fragments de végétation naturelle peuvent être trop isolés pour accueillir certaines espèces d'oiseaux (Savard et Clergeau, 2000). A l'inverse, les corridors de végétation en milieu urbain peuvent parfois servir d'interface de mouvement (Clergeau et Burel, 1997) et potentiellement de refuge et de source de nourriture pour les communautés aviaires. De plus, les parcs et espaces verts en milieu urbain semblent avoir un fort effet positif sur la richesse spécifique locale des oiseaux (Tilghman, 1987). La présence de végétation semble jouer un rôle prédominant sur la diversité spécifique des communautés aviaires en milieu urbain : il est suggéré que plus la végétation est importante, plus la richesse spécifique des oiseaux est grande (Hohtola, 1978).

La végétation n'est pas le seul facteur régissant la composition spécifique des communautés aviaires en milieu urbain. L'exposition aux activités urbaines, par exemple, ségrégue artificiellement les espèces les plus néophobes (Blumstein, 2006). Les environnements urbains présentent une saison de croissance plus longue : les températures y sont plus hautes et les précipitations plus importantes. Ainsi, des chercheurs suggèrent que les espèces se reproduisant plusieurs fois dans l'année seront avantagées par rapport aux espèces ne se reproduisant qu'une seule fois, car elles subissent moins de contraintes temporelles vis-à-vis de la reproduction dans un tel milieu (Møller, 2009). Il est possible de suggérer qu'un allongement de la saison de croissance végétale associé à la présence de nourriture apportée par l'Homme augmente la densité des populations aviaires fréquentant les milieux urbains. Il est d'ailleurs suggéré que cet effet positif sur la densité des populations d'oiseaux favorise l'adaptation des espèces les plus résistantes aux effets négatifs de cette densité, à savoir le taux de parasitisme et de prédation (Anderies et al, 2007 ; Møller, 2009).

Dans un contexte où l'urbanisation s'accompagne souvent d'un déclin de la biodiversité, les jardins privés et le nourrissage d'oiseaux granivores aux mangeoires pourraient jouer un rôle important dans la conservation de ces espèces. Les mangeoires sont connues pour contribuer à l'augmentation de la richesse aviaire locale, notamment en ce qui concerne les périodes hivernales où la nourriture est une ressource rare. Toutefois, les effets

respectifs des ressources spontanées telles que la végétation et de l'apport de nourriture par l'homme de manière directe et indirecte, ainsi que les caractéristiques des habitats favorisant l'utilisation de mangeoires par les oiseaux restent largement méconnues. C'est pourquoi dans cette étude, nous proposons d'examiner le rôle de l'habitat sur l'utilisation de mangeoires expérimentales, tant en terme de richesse spécifique que d'abondance spécifique : quelles espèces utilisent les mangeoires, en quelles proportions, et ces deux variables varient-elles en fonction d'un gradient géographique d'urbanisation ?

Il existe de nombreuses méthodes d'observation directe et locale des communautés d'oiseaux telles que l'observation des individus à la mangeoire, la capture au filet ou les points d'écoute, sachant qu'une majorité des espèces d'oiseaux en zone urbaine aux boisements ponctuels est diurne et vocalement active (Bibby et al, 2000 dans Seki, 2010). Cependant, ces techniques se basent sur la connaissance des chants ou des trajectoires de vol, parfois incomplètes ou impossibles à déterminer de manière pratique. De plus, ces techniques peuvent se révéler invasives, ainsi qu'un investissement important en temps et en personnel pour une quantité de données récupérées pas toujours satisfaisante. La méthode du piège photographique appelée «Caméra Trapping» est devenue particulièrement populaire en écologie ces dernières dizaines d'années par sa propension à observer la nature de manière non-invasive avec un investissement temporel négligeable grâce à l'utilisation d'un matériel de bonne qualité et peu coûteux (O'brien et Kinnaird, 2008). Plusieurs études se sont déjà appuyées ce système pour étudier les communautés d'oiseaux dans des cadres variés, tels que l'évaluation de diversité (Seki, 2010) ou encore la prédation des nids (Boulton et Cassey, 2006 ; Bolton et al, 2007). Considérant la nature de cette étude et les contraintes temporelles et spatiales qu'elle implique, c'est cette technique qui a été choisie pour la collecte de données.

MATERIEL ET METHODES

I - Zone d'étude

Cette étude a été menée dans l'Est de la Vallée de Chevreuse, au Nord-Ouest de l'Essonne entre les communes de Gif-sur-Yvette (48°42'13" Nord et 02°07'44" Est) et Bures-sur-Yvette (48°41'51" Nord et 02°09'44" Est) qui se situent entre 56 et 170 mètres d'altitude environ. Ces communes présentent un taux d'urbanisation oscillant entre 60 et 70%, dont 13 à 16% ne sont pas construits. Les 30% d'espaces ruraux correspondent majoritairement à une succession de terrains boisés dont le Bois de la Guyonnerie est un exemple. Le territoire des deux communes est traversé d'Est en Ouest par la rivière l'Yvette, sous-affluent de la Seine très anthropisé.

II - Schéma d'échantillonnage

1 - ECHELLE SPATIALE

Au total, neuf pièges photographiques ont été utilisés pour collecter les données d'abondance et de richesse des différentes espèces d'oiseaux présentes sur le gradient d'urbanisation considéré. Trois caméras ont été disposées dans des jardins appartenant à des particuliers dans la ville de Bures-sur-Yvette (Sites J1, J2 et J3), ces jardins particuliers seront considérés comme zones urbaines par la nature et l'importance des perturbations anthropiques qui les caractérisent. Trois caméras ont été disposées sur le campus de l'université PARIS-SUD-XI à Orsay et à Bures-sur-Yvette dans une zone relativement à l'écart des bâtiments et des voies de circulation, cette zone est considérée comme une interface dans le gradient d'urbanisation considéré. Deux de ces caméras sont disposées dans un endroit légèrement boisé (Sites ESE1 et ESE2), et la troisième caméra est implantée au sein d'un verger présentant une forte diversité d'espèces végétales (Site ESE3). Les trois dernières caméras sont situées sur le campus de l'université PARIS-SUD-XI dans le bois de la Guyonnerie (Sites GUY1, GUY2 et GUY3), cette zone présente un couvert végétal important et est très à l'écart des bâtiments, des voies de circulation et des activités humaines en général : seuls quelques chemins de randonnée le traversent. Chaque groupe de pièges correspond à un niveau d'urbanisation différent : une zone urbaine dense où l'activité humaine est fréquente et omniprésente (J1, J2, J3), une zone d'interface où l'activité humaine est modérée et le couvert végétal relativement homogène (ESE1, ESE2, ESE3), et une zone forestière où l'activité

humaine est assez rare dans l'espace et dans le temps (GUY1, GUY2, GUY3). Ces trois sites forment ainsi un gradient d'urbanisation en termes de structure, de végétation disponible et d'exposition aux perturbations anthropiques (nuisances sonores, nuisances visuelles, présence de prédateurs domestiques...). Enfin, tous les pièges d'un même milieu sont suffisamment éloignés pour considérer les observations indépendantes : Il est considéré dans cette étude que la présence d'un piège dans un milieu donné n'affecte pas les conditions d'exploitation de la mangeoire installée sur un autre piège du même milieu.

2 - ECHELLE TEMPORELLE

Tableau 1 : Période d'échantillonnage des différents pièges photographiques. Entre parenthèses : nombre de jours pendant lesquels le dispositif a réellement fonctionné.

Site	Milieu	Date de début	Date de fin	Durée (Jours)
J1	Urbain	10 Février	5 Mars	24
J2	Urbain	16 Février	18 Mars	31
J3	Urbain	16 Février	12 Mars	25
ESE1	Interface	25 Février	21 Mars	25 (12)
ESE2	Interface	26 Février	31 Mars	34
ESE3	Interface	8 Février	30 Mars	51
GUY1	Boisement	25 Février	21 Mars	28 (25)
GUY2	Boisement	25 Février	21 Mars	28
GUY3	Boisement	25 Février	21 Mars	28

Le protocole expérimental se déroule entre le 8 Février 2014, où le premier piège est installé, et le 26 Février 2014 où le fonctionnement du dernier piège est arrêté. La période de fonctionnement des différents pièges n'est pas synchronisée, avec un maximum de 16 jours de différence dans la date de

début du fonctionnement des pièges, 26 jours de différence dans la date de fin, et 27 jours de différence entre la durée du piège ayant fonctionné le plus longtemps (ESE3) et celui ayant fonctionné le moins longtemps (J1), sans prendre en compte les défauts de fonctionnement constatés après l'expérience (cf. Tableau 1).

Les pièges photographiques sont programmés pour fonctionner de jour : l'intensité de la luminosité ambiante perçue par le capteur de l'appareil photographique détermine automatiquement s'il fait jour ou s'il fait nuit. Des tests ont été effectués pour la capture photographique de nuit, cette dernière a été jugée inutile au regard des données collectées dans ces conditions (cf. I – Efficacité du dispositif expérimental).

III - Pièges photographiques

1 - PRINCIPE

Dans cette étude, la méthode de collecte des données consiste à attirer les différentes espèces d'oiseaux grâce à un distributeur de nourriture et à photographier automatiquement les oiseaux qui visitent cette mangeoire pour évaluer la richesse et l'abondance spécifique des assemblages aviaires le long du gradient d'urbanisation considéré. Le choix de cette méthode permet d'éviter les perturbations dues à la présence d'un observateur humain ainsi que de multiplier drastiquement la quantité de données collectées avec un personnel limité.

2 - MONTAGE TECHNIQUE

Chaque piège est constitué d'un boîtier photographique (Buschnell NatureView CAMHD Max) associé à un distributeur de nourriture en métal (LPO JO0211) remplie avec des boules de graisses. Le boîtier photographique est muni d'un système de déclenchement infra-rouge associé à un capteur de mouvements reliés à un appareil de photographie numérique. L'appareil numérique est alimenté par des piles (Energizer +AA 2000mAh). Le boîtier photographique est protégé par un boîtier en métal (Bushnell CAMLOCKbox) et attaché sur un arbre à 1 à 2 mètres de hauteur pour limiter les perturbations dues aux prédateurs domestiques (Savard et



Figure 1 : Disposition du piège photographique « GUY3 »

Clergeau, 2000). Le distributeur de boules de graisse est disposé sur un autre arbre ou sur une

branche à hauteur de l'objectif et à moins d'un mètre de distance de ce dernier (cf. Figure 1) pour obtenir une définition photographique optimale et ainsi favoriser l'identification des espèces photographiées. L'appareil photographique est réglé pour prendre les photos uniquement le jour, et la date précise de chaque capture photographique est automatiquement

marquée sur la photographie associée. Les données sont automatiquement enregistrées sur une carte SD (SanDisk ULTRA 8GB) puis récupérées toutes les 1 à 3 semaines et importées sur ordinateur. La luminosité des photographies est retouchée grâce à un logiciel de traitement photographique (Apple iPhoto) pour obtenir une qualité suffisante à l'identification des oiseaux piégés.

IV - Analyse des données

1 - INDEPENDANCE ET REGLE DE DECISION

Une fois les données importées et traitées, chaque capture photographique est analysée pour la présence d'espèces d'oiseaux. La présence d'un oiseau sur une photographie est considérée comme une visite de l'espèce en question, le nombre de visites d'une espèce est donc proportionnel au nombre d'individus de cette espèce présents sur la photographie et au nombre de photographies sur lesquelles cette espèce est présente. La caméra est réglée sur un intervalle de capture de 3 secondes, pour ne pas surestimer le nombre de visites d'une espèce, un individu n'est pas compté une deuxième fois s'il est photographié moins d'une minute après sa première visite, considérant que chaque capture consécutive dans un intervalle inférieur à celui-ci correspond à la même visite du même individu. Le dispositif de surveillance numérique utilisé ne permet pas de distinguer les individus d'une même espèce entre eux : il est important de considérer que le comptage n'est pas effectué par individu, mais par espèce : un individu qui revient plusieurs fois dans la journée à un intervalle de temps suffisant sera compté plusieurs fois. Le nombre de visites indépendantes d'une espèce donnée est ici utilisé comme indice de l'abondance locale de cette espèce, avec les biais que cela implique : L'abondance suggérée par les données collectées ne correspond pas à un nombre d'individus pour une espèce donnée mais à la présence relative de cette espèce aux mangeoires.

2 - ARBRE DE REGRESSION MULTI-VARIABLE (AMR)

L'arbre de régression est un outil statistique proposé depuis de nombreuses années (Morgan, Sonquist, 1963) qui a été développé (Breiman et al, 1984) et généralisé sous une forme multi-variable assez récemment (Zhang, 1996). Cette méthode consiste à étudier le comportement d'une variable sous la forme d'un groupement divisif. Dans sa forme multi-variable, les groupes sont séparés sous la contrainte d'une matrice de variables explicatives, contrairement à sa forme uni-variable où une seule variable explicative est impliquée. Cette méthode a déjà été utilisée pour analyser des données en écologie pour ses avantages particuliers : la flexibilité quant au type de variables impliquées (numériques, quantitatives), facilité de construction du modèle, facilité d'interprétation, prise en considération des données manquante pour la variable réponse et les variables explicatives (De'ath et al, 2000). De plus, la nature non-paramétrique de ce modèle statistique permet de l'appliquer à des variables ne suivant pas une distribution normale.

Ce modèle a été appliqué à cette étude en prenant pour variable réponse l'abondance globale des oiseaux observés et pour variables explicatives le site du piège, le type de milieu, le nombre de jours après le début de l'expérience et la température. Le choix des variables explicatives doit permettre de répondre à la question des conditions d'utilisation des mangeoires par les oiseaux, dont le paramètre central de cette étude est le degré d'urbanisation, donc le type de milieu. La température et le jour d'ordre sont, en plus du type de milieu et du site, les facteurs qui semblent à priori les plus importants quant aux conditions d'exploitation des mangeoires.

3 - ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES (ACP)

L'analyse en composantes principales est un outil descriptif permettant d'optimiser la représentation bidimensionnelle d'une matrice composée d'individus et de plus de deux variables quantitatives corrélées entre elles. Dans cette étude, le choix a été fait de représenter le site du piège, ainsi que l'abondance spécifique de plusieurs des espèces observées : Mésange à longue queue (*Aegithalos caudatus*), Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*), Pic épeiche (*Dendrocopos major*), Rouge-gorge (*Erithacus rubecula*), Pinson des arbres (*Fringilla coelebs*), Mésange charbonnière (*Parus major*), Moineau domestique (*Passer domesticus*), Pie bavarde (*Pica pica*), Mésange nonette (*Poecile palustris*) et Sittelle torchepot (*Sitta europaea*). Pour chaque site, cette abondance spécifique n'a pas été représentée pour

toute la période d'échantillonnage mais seulement pour un intervalle correspondant à deux jours avant le pic d'abondance globale maximale observée jusqu'à deux jours après ce pic. Considérant que l'utilisation des mangeoires n'est pas maximale dès leur installation mais à échéance d'une certaine période pendant laquelle les oiseaux prennent connaissance de la ressource, le choix dans la période temporelle analysée permet de limiter le biais dans l'évaluation de l'abondance dû au temps de prospection. Pour chaque site, les espèces n'étant pas observées dans cet intervalle ou observées en quantité négligeable et de manière ponctuelle (une seule apparition) ne sont pas prises en compte. La décision d'analyser en composante principales l'abondance des différentes espèces ainsi que les sites particuliers a pour objectif d'évaluer les corrélations entre l'abondance de chaque espèce et le site d'observation. En d'autres termes, cette analyse descriptive doit permettre de comprendre si le type de milieu est lié à la composition spécifique des espèces d'oiseaux qui utilisent les mangeoires, et si oui, en quelle mesure.

RESULTATS

I – Efficacité du dispositif expérimental

A l'issue du protocole expérimental, 120 000 photographies ont été enregistrées et analysées, parmi lesquelles environ 12 000 observations indépendantes d'oiseaux ont pu être effectuées. Le rendement de données effectives collectées est donc d'environ 10% avec la programmation utilisée. Les raisons d'un aussi faible rendement sont principalement la forte sensibilité du piège photographique aux mouvements en arrière-plan de la végétation, de promeneurs, d'espèces non-aviaires (écureuils roux, chats domestiques) ou aviaires non intéressées par les mangeoires (ex : *Columba palumbus*), aux périodes de forts ensoleillement qui affectent le détecteur infra-rouge, ainsi qu'à la programmation d'un intervalle de capture menant souvent à la photographie répétée d'un individu lors d'une visite. Ces perturbations ont particulièrement affecté le site ESE1 pour lequel la caméra a été victime de dysfonctionnement, ainsi que le site J1 dont l'analyse a été abandonnée car les données récupérées sont trop hétérogènes, de mauvaise qualité et en quantité insuffisante.

Aucune photographie prise de nuit n'a conduit à l'identification d'oiseaux : les clichés obtenus concernent des mouvements de végétation, de mammifères (rongeurs, renards) et très rarement d'oiseaux qui passent sans s'arrêter sur la mangeoire.

Le nombre de visites pour lesquelles la photographie n'a pas permis d'identification est extrêmement faible avec seulement 27 oiseaux non identifiables, soit 0.23% d'échec dans l'identification.

II – Premiers résultats

Les résultats d'abondance et de richesse ont été regroupés dans une matrice pour faciliter la comparaison entre les valeurs aux différents sites et en différents points du gradient d'urbanisation. Les dates et périodes de fonctionnement des différents pièges ne sont pas les mêmes, c'est pourquoi il est impossible de comparer les valeurs brutes d'abondance obtenues à chacun d'eux. Pour faciliter cette analyse, l'abondance a été transformée en indice d'abondance. Cet indice d'abondance prend en compte le nombre de jours pendant lesquels chaque piège a fonctionné, il permet de comparer de manière cohérente les abondances obtenues entre les différents sites.

L'indice d'abondance (IA) est calculé selon l'expression suivante :

$$IA = \frac{\text{Abondance au site } x}{\text{Nombre de jours de fonctionnement du piège au site } x}$$

Tableau 2 : Indices d'abondances et richesses spécifiques totales d'oiseaux observées à chaque mangeoire.
En violet : les données du site J1 ne sont pas analysées, cf. I. En gras : valeurs remarquables. Les espèces observées à moins de 10 occasions tous sites confondus ne sont pas représentées mais sont prises en compte pour le calcul de l'indice d'abondance totale et de richesse spécifique.

	Urbain			Interface			Boisement			
Espèce	J1)	J2	J3	ESE1	ESE2	ESE3	Guy1	Guy2	Guy3	Total
<i>Aegithalos caudatus</i>		3,68		1,92	3,68	6,04				15,31
<i>Cyanistes caeruleus</i>	X	3,77	12,16	36,67	7,26	15,39	1,44	4,82	13,18	94,70
<i>Dendrocopos major</i>				1,83	9,21	2,45	0,80	2,79	0,54	17,61
<i>Erithacus rubecula</i>	X	0,23	1,00	0,33	0,09	0,02	4,24			5,91
<i>Fringilla coelebs</i>		0,03	0,16			0,22				0,41
<i>Lophophanes cristatus</i>			2,00							2,00
<i>Parus major</i>	X	2,90	5,96	34,92	16,29	19,29	5,72	48,75	36,43	170,27
<i>Passer domesticus</i>		6,35	49,08			0,02				55,45
<i>Pica pica</i>	X			0,58		3,96				4,54
<i>Poecile palustris</i>			0,16	0,33	1,03	2,80	2,40	7,75	7,46	21,94
<i>Psittacula krameri</i>						4,45				4,45
<i>Sitta europaea</i>					1,47	5,43			2,46	9,37
Indice d'abondance total	X	17,19	71,00	76,58	39,21	60,35	14,88	64,18	60,07	403,47
Indice d’abondance moyen		44,09		58,71			46,37			
Richesse α	5	8	9	7	8	11	6	5	5	19
Richesse γ	11			12			8			

Les analyses des photographies enregistrées mettent en évidence des différences importantes quant aux abondances et richesses spécifiques entre les différents milieux ainsi qu'entre les différents pièges d'un même milieu. Les mangeoires installées en milieux boisé semblent attirer un nombre d'espèces assez limité dont l'abondance est toujours largement dominée par la mésange charbonnière (*Parus major*) (cf. Tableau 2). Les mangeoires installées en interface du gradient d'urbanisation montrent une tendance à attirer une communauté aviaire relativement riche, en particulier pour le site ESE3, verger dont la végétation est très diverse et fournie ; ce milieu semble largement dominé par la mésange

charbonnière (*Parus major*) et la mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) (cf. Tableau 2). En milieu urbain, la communauté aviaire attirée par les mangeoires expérimentales semble montrer une richesse relativement importante avec un indice d'abondance spécifique relativement faible. Toutefois, le moineau domestique (*Passer domesticus*) domine l'utilisation des mangeoires expérimentales de jardins avec une très forte abondance spécifique, notamment au site J3 (cf. Tableau 2).

Le milieu « interface » semble posséder un plus fort indice d'abondance que les deux autres points du gradient d'urbanisation, ainsi qu'une plus forte richesse γ (cf. Tableau 2). Le milieu « urbain » semble présenter un indice d'abondance relativement équivalent à celui du milieu « boisement », ce premier présente toutefois une richesse γ supérieure, sachant que cette richesse est probablement sous-évaluée en raison du manque de données au site J1. Ces résultats peuvent suggérer une différence dans l'utilisation des mangeoires en termes de quantité et de qualité des visiteurs en fonction du milieu évalué, des tests doivent toutefois être effectués pour attester du caractère significatif de ces différences.

III - Conditions d'utilisation des mangeoires

Les conditions d'utilisation des mangeoires par les oiseaux ont été testées à l'aide d'un arbre de régression multi-variable. L'objectif de ce test est de déterminer quels paramètres influent sur la manière dont les communautés aviaires utilisent les mangeoires : la quantité de visiteurs et la richesse spécifique de ces derniers à un site donné varient-elles en fonction du milieu ? Du piège au sein de ce milieu ? Du jour d'ordre à partir duquel le piège a été installé ou encore de la température ? Le milieu et le site faisant partie des variables explicatives de ce modèle de régression multi-variable, cette analyse doit permettre de préciser les suggestions émises précédemment (cf. II), c'est-à-dire de déterminer si les différences d'abondance et de richesse observées entre les sites et les milieux sont effectivement significatives.

1 - FACTEURS « MILIEU » ET « TEMPERATURE »

La température et le type de milieu n'apparaissent pas dans l'arbre de régression multi-variable (cf. Figure 2). L'analyse statistique semble suggérer que les facteurs « milieu » et « température » ne sont pas discriminatoires et ne permettent pas de ségréger l'abondance et la richesse observée en plusieurs groupes : ils n'expliquent pas de manière significative la variance observée dans les valeurs d'abondance et de richesse. Toutefois, le facteur « milieu » est une des composantes intrinsèques du facteur « site », il convient donc d'examiner la

propension du facteur « site » à générer un tri divisif avant de statuer sur l'impact du milieu dans l'utilisation des mangeoires.

2 - FACTEURS « JOUR » ET « SITE »

Seuls les facteurs « jour » et « site » apparaissent en tant que variables explicatives significatives dans l'arbre de régression multi-variable généré par le modèle (cf. Figure 2), ce qui pourrait suggérer une influence significative de ces facteurs sur l'utilisation des mangeoires expérimentales, en termes de richesse et d'abondance. Toutefois, l'ordre d'apparition de ces facteurs dans les nœuds de l'arbre est à prendre en compte : plus le nœud auquel un facteur est associé se situe loin de la racine de l'arbre, moins il catégorise la variable réponse.

En l'occurrence, le facteur « site » apparaît en première position sur l'arbre de régression (cf. Figure 2), c'est donc la variable explicative la plus prépondérante dans la matrice des variables explicatives intégrées au modèle. Cependant, il est important de vérifier les modalités du facteur qui permettent de générer le premier nœud de l'arbre : le premier groupe est formé des sites ESE2, GUY1 et J2, et le deuxième groupe des sites ESE1, ESE3, GUY2, GUY3, J3 (cf. Figure 2). Si le type de milieu dans lequel les mangeoires expérimentales se situent influait de manière significative sur l'utilisation de ces mangeoires en termes d'abondance et de richesse, les modalités du facteur « site » formant des groupes distinctifs seraient regroupées par type de milieu (ex : ESE1, ESE2, ESE3 forment un groupe ; J1, J2, J3 forment un autre groupe). Or, les modalités du facteur site sont ici regroupées de manière hétérogène en ce qui concerne le milieu auxquels elles correspondent : ESE2, GUY1 et J2 forment un groupe alors que ces modalités correspondent à trois types de milieux différents (urbain, interface et boisement), il en va de même pour le deuxième groupe formé par (ESE1+3), (GUY2+3) et J3. Il est donc possible de considérer, que si le site du piège influe de manière significative sur l'utilisation des mangeoires par les oiseaux, aucun effet significatif du milieu n'est suggéré par l'analyse statistique.

Le facteur jour apparaît en deuxième position sur l'arbre de régression multi-variable généré par le modèle (cf. Figure 2). La part de variance observée dans l'abondance et la richesse aviaire locale aux mangeoires est donc moins expliquée par le jour d'ordre après l'installation du piège que par le site du piège. Le facteur « jour » apparaît d'abord aux rangs 2 et 3 de l'arbre à partir de la racine, divisant l'arbre pour des modalités respectives de 7.5 et

gu



gu

IV – Degré d'urbanisation et assemblage spécifique

L'analyse statistique n'a pas mis en évidence une influence du milieu sur la richesse spécifique et l'abondance globale des oiseaux observés aux mangeoires. L'analyse en composantes principales (ACP) doit ici permettre de comprendre si le milieu influe ou non sur l'abondance spécifique des oiseaux utilisant les mangeoires expérimentales, c'est-à-dire la forme que prend l'assemblage aviaire selon différents degrés d'urbanisation.

L'ACP a été effectuée de manière à représenter l'abondance des différentes espèces en relation avec les sites, donc indirectement avec le type de milieu (urbain, interface, boisement).

1 - CERCLE DES CORRELATIONS

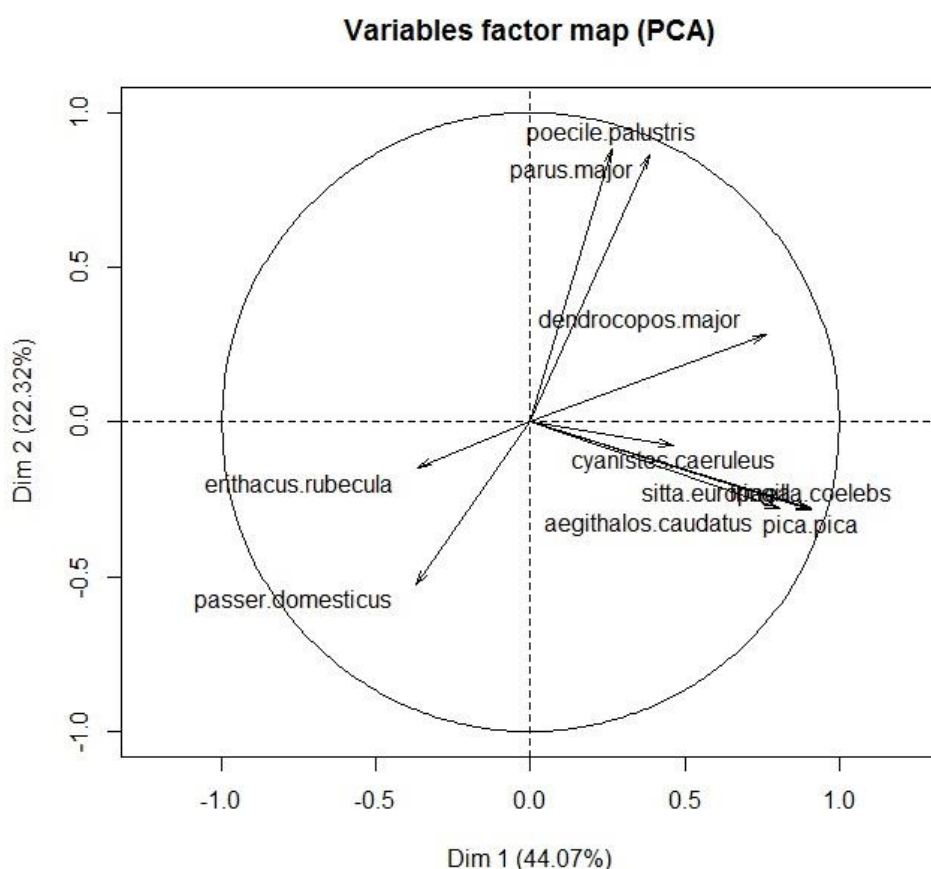


Figure 3 : Cercle de corrélation de l'analyse en composantes principales (ACP). Variables représentées : abondances spécifiques des espèces autour du pic d'abondance de chaque site.

L'analyse en composante principale effectuée a permis de représenter 44,07% et 22,32% soit 66,39% de l'inertie des données sur les deux axes retenus (cf. Figure 3), ce qui constitue une représentation correcte du nuage de points. L'abondance de la mésange nonnette (*Poecile palustris*) est fortement corrélée avec l'abondance de la mésange charbonnière (*Parus major*), ces deux variables semblent fortement corrélées de manière positive à la Dimension 2 (cf. Figure 3). L'axe horizontal (Dimension 1) constitue un axe d'opposition entre, d'une part, l'abondance de la mésange nonnette, de la mésange charbonnière et du pic épeiche (*Dendrocopos major*), et d'autre part les abondances de la mésange à longue queue (*Aegithalos caudatus*), la pie bavarde (*Pica pica*), le pinson des arbres (*Fringilla coelebs*), la sittelle torchepot (*Sitta europaea*) et la mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) dans une moindre mesure. Les abondances de ces dernières espèces contribuent fortement (modérément pour la mésange bleue) à la formation de l'axe horizontal et semblent fortement corrélées entre elles. L'abondance du pic épeiche contribue aussi fortement à la formation de l'axe horizontal (cf. Figure 3). Enfin, l'abondance du rouge-gorge (*Erithacus rubecula*) est représentée à 83% par la dimension 3, et celle du moineau domestique (*Passer domesticus*) est représentée à 60% par la dimension 5 et à 28% par la dimension 4 (cf. Annexe 1), ces deux variables ne contribuent donc que faiblement aux deux axes retenus pour la représentation graphique de l'analyse en composantes principales.

2 - REPRESENTATION DES INDIVIDUS

Pour comprendre ce qui lie les variables d'abondances spécifiques aux différents sites et donc aux différents milieux, il faut se référer à la représentation dite « des individus » (ici, les différents sites) de l'analyse en composantes principales. Dans cette représentation, les points correspondant aux individus sont interprétés comme ceux correspondant aux variables : tous deux sont corrélés aux facteurs, c'est-à-dire aux axes sur lesquels est projeté le nuage de points multidimensionnel initial. Grâce à cette propriété, en superposant les axes des représentations « en variables » et « en individu », les liens entre les différents sites et abondances spécifiques deviennent faciles à observer.

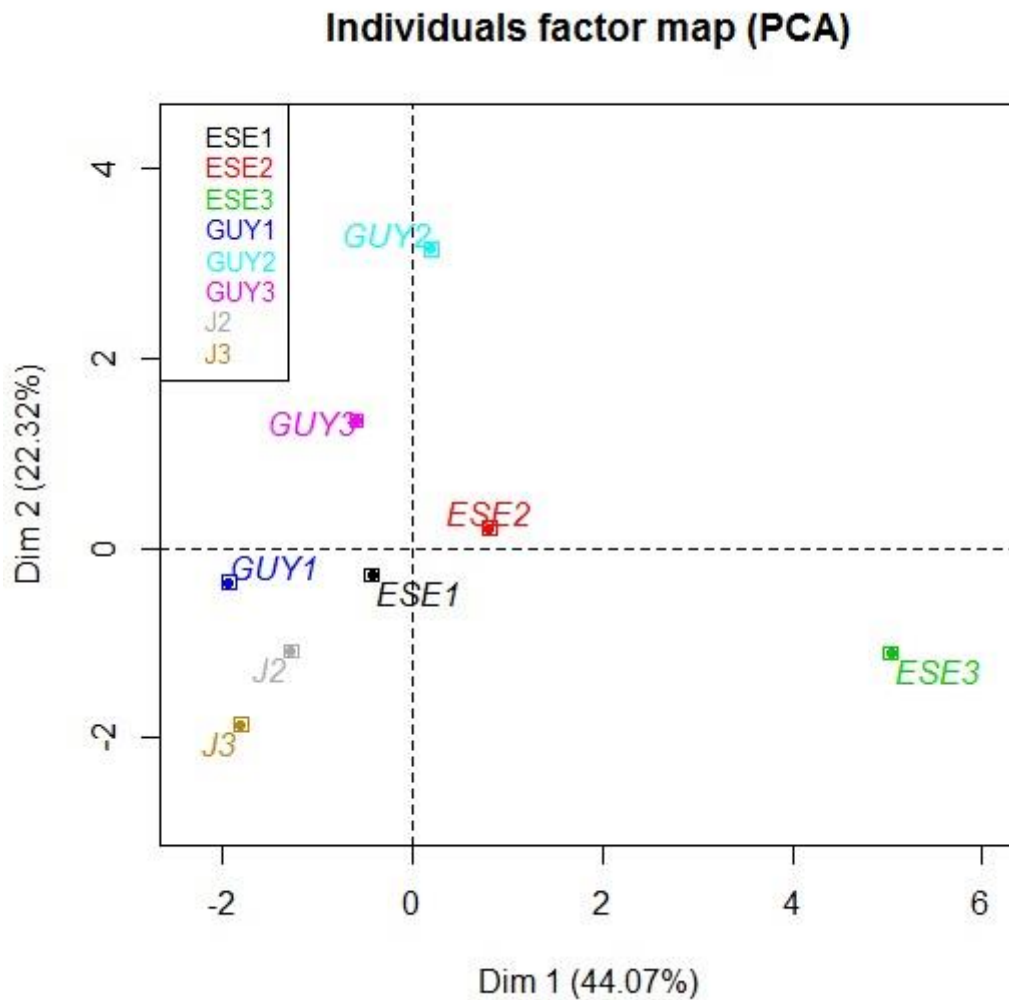


Figure 4 : Représentation graphique des individus de l'analyse en composantes principales

Les sites J2 et J3 sont en corrélation négative avec les deux axes retenus, ces deux sites sont relativement bien corrélés à l'abondance spécifique de *Passer domesticus* et dans une moindre mesure, à celle de *Erithacus rubecula* (cf. Figure 4). Les sites GUY1, GUY2 et GUY3 sont globalement corrélés positivement à l'axe 2 et négativement à l'axe 1, le site GUY2 étant positivement très corrélé à l'abondance spécifique de *Parus major* et de *Poecile palustris* (cf. Figure 4). Les sites ESE1 et ESE2 contribuent très faiblement à la formation des axes 1 et 2 : ils sont très mal représentés par les axes retenus. Le site ESE3 est lui très corrélé positivement avec l'abondance spécifique de *Pica pica*, *Sitta europaea*, *Fringilla coelebs* et *Aegithalos caudatus* (cf. Figure 4).

En considérant les sites de manière séparée, on peut constater à l'aide de cette analyse en composantes principales que la communauté aviaire est assez différente selon les sites investigués. Les sites GUY, c'est-à-dire le milieu « boisement », sont corrélés positivement à l'axe 1 ; les sites J, soit le milieu « urbain », sont corrélés de manière négative à cet axe ; quant aux sites ESE, à savoir le milieu « interface », la corrélation est très faible avec l'axe 1 (cf. Figure 4). L'axe 1 semble donc séparer les milieux et former un gradient d'anthropisation. Toutefois, la corrélation avec l'axe 1 observées pour les sites GUY1 et ESE3 ne permet pas d'affirmer que le gradient d'urbanisation est extrêmement marqué dans la manière dont sont distribuées les différentes espèces d'oiseaux utilisant les mangeoires. En d'autres termes, cette représentation des données semble suggérer un lien, bien que modéré, entre le degré d'urbanisation et la composition de l'assemblage aviaire utilisant les mangeoires.

DISCUSSION

De nombreuses études montrent que la richesse spécifique des communautés aviaires est corrélée négativement avec le degré d'urbanisation, et/ou que la densité de ces communautés est au contraire positivement corrélée avec le degré d'urbanisation (Pitelka, 1942; Emlen, 1974; Guthrie, 1974; Walcott, 1974; Tilghman, 1987). Les résultats de cette étude ne semblent pas appuyer les conclusions des recherches précédemment citées : aucun lien entre l'abondance globale, la richesse spécifique et le degré d'urbanisation n'a été mis en évidence par l'analyse statistique des données.

I - Composantes de l'habitat

Lorsqu'il s'agit d'examiner le rôle de l'habitat sur l'utilisation de ressources spatialement très ponctuelles, le choix de ne prendre en compte qu'un gradient global d'urbanisation dans la caractérisation des différents habitats testés peut être trop limitatif. Le degré d'urbanisation doit être appréhendé comme un facteur composite intégrant de nombreuses notions : structure, végétation, perturbations, et tous ces facteurs se déclinent en types et quantités variables. Des études ont déjà montré l'impact du type de végétation et de sa densité sur les assemblages aviaires en zone urbaine (Tilghman et al, 1987; Mills et al, 1989; Sandström et al, 2006). D'autres études montrent une influence de certaines des perturbations liées à la présence de l'homme (présence, bruit) sur la composition et la densité des assemblages d'oiseaux en milieu urbain (Jokimäki, Suhonen, 1998; Crooks et al, 2004; Slabbekoorn et al, 2009; Francis et al, 2009; Francis et al, 2011). Dans cette étude, les caractéristiques de chaque site n'ont pas été prises en compte de manière approfondie : densité exacte de végétation, richesse végétale, zones de nidification dues aux structures anthropiques et naturelles, niveau de bruit dû à l'activité humaine ou encore fréquence de visite par l'homme. La prise en compte de ces paramètres pourrait permettre d'affiner la pertinence du degré d'urbanisation présenté et de comprendre de manière plus approfondie l'impact des différentes composantes du paysage urbain sur les communautés d'oiseaux.

II - Interactions interspécifiques

Le principe même de « communauté » aviaire implique la présence de plusieurs espèces réunies dans un même écosystème, ce qui signifie qu'elles partagent des ressources et de l'espace. La composition aviaire d'un milieu urbain ne semble pas être liée à celle des

écosystèmes adjacents (Clergeau, Jokimäki, 2001), mais il est suggéré que les oiseaux d'un même milieu urbain peuvent interagir entre eux de manière significative (Parsons, Major, 2006). Il est envisageable que la présence de certaines espèces dans la composition aviaire réelle des sites influe sur la manière dont les mangeoires sont exploitées. Dans cette étude, des interactions interspécifiques ont été observées au niveau des mangeoires à plusieurs reprises pendant le déroulement de l'expérience. Lors de phases d'observation directe des mangeoires, plusieurs individus de l'espèce *Sitta europaea* ont montré une tendance à monopoliser les mangeoires et à écarter des individus de l'espèce *Cyanistes caeruleus* et *Parus major*. De plus, l'analyse des photographies a parfois suggéré que certaines espèces relativement massives (*Pica pica*, *Psittacula krameri*) dissuadaient des individus appartenant à des espèces plus frêles d'utiliser les mangeoires. Considérant ce genre d'interaction, il est légitime de s'interroger sur l'impact de la composition spécifique de la communauté aviaire elle-même sur l'utilisation des mangeoires. Une étude approfondie sur les interactions probables entre les différentes espèces locales permettrait de les prendre en compte pour limiter le biais dans l'évaluation de la relation entre le degré d'urbanisation et la richesse et l'abondance spécifique des oiseaux utilisant les mangeoires.

III - Limites du protocole expérimental

Tous les oiseaux ne recherchent pas les ressources aux mêmes endroits de la stratification verticale. Certaines espèces utilisent les mangeoires mais sont parfois observées au sol pendant leur recherche de nourriture (ex : Mésange bleue), d'autres espèces passent leur temps quasi-exclusivement au niveau du sol ou proche de celui-ci (ex : Accenteur mouchet). Or, la disposition des pièges utilisée dans cette étude met l'accent sur les espèces dont la recherche de nourriture s'effectue à une altitude toujours supérieure à 1 mètre et souvent plus haut. Cette limite dans la disposition de la mangeoire expérimentale implique que les espèces cherchant la nourriture à proximité du sol sont largement négligées. Lorsque la mangeoire est utilisée, une quantité importante de miettes tombent au sol, parfois par fragments entiers lorsque les boules de nourriture sont trop réduites pour être retenues par la mangeoire grillagée ou lorsqu'un oiseau de taille importante (*Pica pica*, *Psittacula krameri*) les fractionnent. Installer un deuxième piège photographique dont le champ de vision serait orienté vers le sol en dessous de chaque mangeoire permettrait de moins sous-évaluer la richesse et l'abondance spécifique des communautés aviaires concernées par l'exploitation des mangeoires. D'autres limites de cette étude sont associées à la configuration du piège

photographique : certains individus appartenant à des espèces telles que *Pica pica* sont trop volumineux pour s'accrocher efficacement aux mangeoires grillagées. De cette inaptitude résulte que l'individu, incapable de vol stationnaire, doit faire des allers retours entre la mangeoire et le sol ou une branche solide. Ces allers retours provoquent un biais dans l'estimation de l'utilisation de la mangeoire par de telles espèces. A une visite réelle peuvent correspondre plusieurs visites dans l'interprétation des photographies : l'abondance de l'espèce est alors surévaluée. L'utilisation de mangeoires à plateau au lieu de mangeoires grillagées suspendues pourrait éviter ce genre de biais.

IV - Période d'étude et disponibilité des ressources alimentaires

L'étude a été menée pendant la période de mi-Février à fin Mars (cf. Tableau 1). Dans l'hémisphère Nord, cette période correspond à la fin de l'Hiver. Cette période a été caractérisée par une fin d'hiver relativement douce dans la zone d'étude, c'est donc pendant une période de transition Hiver-Printemps que l'étude a été effectuée. Il est tout à fait possible que certaines espèces migratrices ou partiellement migratrices n'aient pu être observées aux mangeoires. En climat tempéré, le printemps est caractérisé par un apport naturel important de ressources alimentaires via un développement rapide et massif de la végétation ; cet apport contraste avec la pauvreté de la végétation présente lors de la période Hivernale. Ce manque de nourriture hivernal pour les communautés aviaires est la raison pour laquelle de nombreuses études s'intéressent au nourrissage des oiseaux pendant l'Hiver (Brittingham, Temple, 1988; Jokimäki, Clergeau 2002; Martinson, Flaspohler, 2003; Fuller et al, 2008). Il est possible que l'établissement d'une étude sur une période aussi tardive et relativement chaude provoque un phénomène de compétition entre la nourriture disponible aux mangeoires et celle fournie par la végétation déjà développée. Une étude menée plus tôt dans l'année, ou à une échelle temporelle plus large (annuelle ou plus) serait plus à même de montrer la propension des mangeoires expérimentales à attirer la communauté aviaire locale.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'objectif de cette étude était d'évaluer l'impact de l'habitat sur l'utilisation des mangeoires par les oiseaux le long d'un gradient d'urbanisation. Cette étude a compris la mise en place d'une stratégie d'échantillonnage, d'un dispositif expérimental original et l'analyse de nombreuses données. Avec un succès d'identification photographique quasiment total et une quantité de données très importante obtenue en un temps réduit, la méthode du piège photographique semble être adaptée pour mener ce genre d'étude. Des modifications sont toutefois à considérer, telles que la prise en compte des espèces proches du sol et une meilleure gestion des paramètres environnementaux dans la programmation et la disposition du piège (exposition lumineuse, mouvements végétaux...).

Les premières conclusions de cette étude sont que le gradient d'urbanisation ne semble pas affecter la richesse ni l'abondance des oiseaux utilisant les mangeoires, mais semble en revanche avoir un impact sur la composition spécifique des communautés observées. Ces hypothèses devront cependant être renforcées par de nouvelles études menées sur une échelle temporelle et spatiale plus large.

A ce stade de l'étude de l'impact de l'habitat sur l'utilisation des mangeoires par les oiseaux, il serait pertinent de caractériser de manière plus exhaustive les différents habitats testés : structure, abondance et richesse végétale, présence d'endroits propices à la nidification, niveau de perturbations sonores, propension de l'habitat à fournir un abri pour la reproduction et contre la prédation, etc. Une meilleure définition du gradient d'urbanisation permettrait de mieux comprendre la façon dont les composantes de l'écosystème urbain influent sur l'utilisation des ressources spontanées par les communautés aviaires. Cette meilleure compréhension serait un atout important dans la résolution de problématiques de conservation des espèces aviaires dans un milieu urbain toujours en expansion.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adams, L. Urban wildlife ecology and conservation: a brief history of the discipline. *Urban Ecosystems* 8, 139–156 (2005).

Anderies, J. M., Katti, M. & Shochat, E. Living in the city: resource availability, predation, and bird population dynamics in urban areas. *J. Theor. Biol.* 247, 36–49 (2007).

Bolton, M., Butcher, N., Sharpe, F., Stevens, D. & Fisher, G. Remote monitoring of nests using digital camera technology. *Journal of Field Ornithology* 78, 213–220 (2007).

Boulton, R. & Cassey, P. An inexpensive method for identifying predators of passerine nests using tethered artificial eggs. *New Zealand Journal of Ecology* 30, 377–385 (2006).

Blumstein, D. T. Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal Behaviour* 71, 389–399 (2006).

Breiman, L. *Classification and regression trees*. (Chapman & Hall, 1993).

Brittingham, M. C. & Temple, S. A. Avian disease and Winter Bird Feeding. *The Passenger Pigeon* 50, 195–203 (1988).

Clergeau, P. & Burel, F. The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning* 38, 37–43 (1997).

Clergeau, P., Jokimäki, J. & Savard, J.-P. L. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes?: Urban bird diversity and landscape context. *Journal of Applied Ecology* 38, 1122–1134 (2002).

Crooks, K. R., Suarez, A. V. & Bolger, D. T. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115, 451–462 (2004).

De'ath & Fabricius. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81, 3178–3192 (2000).

Douglas, I. Book reviews : Douglas, I. 1983: The urban environment. London: Edward Arnold. 229 pp. 9.95. *Progress in Physical Geography* 9, 146–149 (1985).

Emlen, J. T. An Urban Bird community in Tucson Arizona: Derivation, Structure, Regulation. *The Condor* 76, 184–197 (1974).

Foster, R. J. & Harmsen, B. J. A critique of density estimation from camera-trap data. *The Journal of Wildlife Management* 76, 224–236 (2012).

Francis, C. D., Ortega, C. P. & Cruz, A. Noise Pollution Changes Avian Communities and Species Interactions. *Current Biology* 19, 1415–1419 (2009).

Francis, C. D., Ortega, C. P. & Cruz, A. Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *Plos One* (2011).

Fuller, R. A., Warren, P. H., Armsworth, P. R., Barbosa, O. & Gaston, K. J. Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages: Garden bird feeding and avian assemblages. *Diversity and Distributions* 14, 131–137 (2008).

Guthrie, D. A. Suburban Bird Populations in Southern California. *American Midland Naturalist* 92, 461–466 (1974).

Hohtola, E. Differential Changes in Bird community Structure with Urbanisation: A Study in Central Finland. *Ornis Scandinavia* 9, 94–100 (1978).

Jokimäki, J., Clergeau, P. & Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L. Winter bird communities in urban habitats: a comparative study between central and northern Europe. *Journal of Biogeography* 29, 69–79 (2002).

Jokimäki, J. & Suhonen, J. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39, 253–263 (1998).

Martinson, T. J. & Flaspohler, D. J. Winter bird feeding and localized predation on simulated bark-dwelling arthropods. *Wildlife Society Bulletin* 31, 510–516

Mills, S. G., Dunning, John B & Bates, J. M. Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *The Condor* 91, 416–428

Møller, A. P. Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. *Oecologia* 159, 849–858 (2009).

Morgan, J. N. & Sonquist, J. A. Problems in the Analysis of Survey Data, and a Proposal. *Journal of the American Statistical Association* 58, 415–434 (1963).

O'Brien, T. G. & Kinnaird, M. F. A picture is worth a thousand words: the application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International* 18, (2008).

Parsons, H., Major, R. E. & French, K. Species interactions and habitat associations of birds inhabiting urban areas of Sydney, Australia. *Austral Ecology* 31, 217–227 (2006).

Pitelka, F. A. High population of Breeding Birds within an Artificial Habitat. *The Condor* 44, 172–174 (1942).

Sandström, U. G., Angelstam, P. & Mikusiński, G. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77, 39–53 (2006).

Savard, J.-P. L., Clergeau, P. & Mennechez, G. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48, 131–142 (2000).

Seki, S.-I. Camera-trapping at artificial bathing sites provides a snapshot of a forest bird community. *Journal of Forest Research* 15, 307–315 (2010).

Slabbekoorn, H. & Halfwerk, W. Behavioural Ecology: Noise Annoys at Community Level. *Current Biology* 19, R693–R695 (2009).

Tilghman, N. G. Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban Planning* **14**, 481–495 (1987).

Walcott, C. F. Changes in Bird Life in Cambridge, Massachusetts From 1860 to 1964. *Auk* **91**, 151–160 (1974).

Zhang, H. Classification trees for multiple binary responses. *Stanford University Department of Statistics, technical report NO. 184* (1996).

ANNEXE 1 : Tableau de corrélations Facteurs-Variables de l'analyse en composantes principales

	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5
aegithalos.caudatus	0.8072261	-0.2804567	0.038072236	-0.50486472	0.067749124
cyanistes.caeruleus	0.4633729	-0.0752299	-0.695028892	0.11875705	-0.450625921
dendrocopos.major	0.7648849	0.2823314	0.009081272	-0.45136525	0.256974992
erithacus.rubecula	-0.3651965	-0.1460026	0.830567643	0.08236983	-0.226614956
fringilla.coelebs	0.9068373	-0.2806013	0.181126020	0.25210197	0.022643858
parus.major	0.3848036	0.8654465	-0.181016368	0.25504972	0.004059549
passer.domesticus	-0.3684192	-0.5253038	-0.318010773	0.28477310	0.605119578
pica.pica	0.9082078	-0.2849030	0.162729888	0.25621316	-0.006396308
poecile.palustris	0.2633775	0.8850129	0.242606725	0.16964599	0.231302210
sitta.europaea	0.9068373	-0.2806013	0.181126020	0.25210197	0.022643858

Résumé Cette étude tente d'améliorer la compréhension de l'impact de l'habitat sur l'exploitation des mangeoires par les communautés aviaires dans le contexte d'un gradient d'urbanisation. Les communautés aviaires locales d'un groupe de communes françaises ont été étudiées entre Mars et Avril à l'aide d'un dispositif de piège photographique associé à des distributeurs de nourriture pour oiseaux. L'abondance, la richesse et la composition de l'avifaune observée aux mangeoires a été comparée entre différents sites correspondant à différents degrés d'urbanisation. Le protocole expérimental a permis d'observer 12000 visites d'oiseaux tous sites confondus. Les résultats n'ont pas mis en évidence de différence entre l'abondance et la richesse spécifique aux mangeoires entre les sites quel que soit leur degré d'urbanisation. Les observations ont cependant suggéré une différence dans la composition spécifique des communautés aviaires exploitant les mangeoires selon le gradient d'urbanisation.

Abstract This study aims at better understanding the impact of habitat on bird feeders use by avian communities in the context of an urbanization gradient. Local avian communities in a group of several French towns were studied between March and April using a camera-trapping method associated with experimental bird feeders. The abundance, specific richness and composition of the bird community were compared between different sites corresponding to different urbanization levels. The experimental protocol allowed me to gather 12000 bird visit observations at the feeders. The results didn't show any difference between abundance and specific richness at the bird feeders between the different sites regardless of the urbanization level. However, the observations suggested a difference in the specific composition of avian communities using the bird feeders depending on the urbanization level.