

Impact de l'urbanisation sur la reproduction d'individus de populations naturelles de mésanges charbonnières (*Parus major*) et mésanges bleues (*Cyanistes caeruleus*)

OSTROWIECKI Hugo



Figure 1 : Mésange charbonnière. ©Frédéric Manas

Stage effectué du 25 mars au 7 juin 2019 au
Laboratoire Evolution Diversité Biologique, bâtiment 4R1 de l'Université Paul Sabatier,
118 route de Narbonne, 31062 cédex, Toulouse, FRANCE

Sous la direction scientifique de Joël White et Philipp Heeb

« Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut en aucun cas engager la responsabilité de l'Entreprise ou du Laboratoire d'accueil »

Table des matières

Introduction.....	3
Matériel et méthodes.....	5
Modèles biologiques étudiés.....	5
Sites d'études.....	7
Suivi de population, mesures et prélèvements.....	8
Méthodes statistiques.....	8
SIG et variable vegcover_ratio.....	9
Résultats.....	10
Date de ponte.....	10
Taille de ponte.....	11
Taille de la nichée.....	12
Poids.....	13
<i>Parus major</i> (général).....	14
<i>Cyanistes caeruleus</i> (général).....	14
<i>Parus major</i> (urbain).....	15
<i>Cyanistes caeruleus</i> (urbain).....	15
Tarse.....	15
<i>Parus major</i> (général).....	16
<i>Cyanistes caeruleus</i> (général).....	16
Aile.....	17
<i>Parus major</i> (général).....	17
<i>Cyanistes caeruleus</i> (général).....	18
<i>Parus major</i> (urbain).....	18
<i>Cyanistes caeruleus</i> (urbain).....	19
Discussion.....	19
Bibliographie.....	22
Annexes.....	27

Remerciements

Je tiens à remercier le CNRS, l'Université Paul Sabatier et le laboratoire de recherche Evolution et Diversité Biologique de Toulouse pour m'avoir permis de faire ce stage. Je remercie plus expressément Joël White et Philipp Heeb pour m'avoir permis de participer à leur projet de recherche. Je tiens à remercier tout particulièrement Joël White pour son aide tout au long du stage, son accompagnement, sa pédagogie, sa grande patience et son agréable compagnie. Je remercie Philipp pour sa bienveillance et sa bonne humeur, et ses conseils qui m'ont aidé dans mon étude lors du stage mais aussi dans ma découverte du monde de la recherche et de mon orientation. Je tiens aussi à remercier chaleureusement Céline Jézéquel pour son aide en SIG, sa patience et sa disponibilité, sans qui ce travail aurait été bien plus long et laborieux. Je remercie enfin de tout mon cœur Claude Boero, pour son accueil, son altruisme, son aide quotidienne, et sans qui ce stage aurait été particulièrement difficile.

Introduction

Certains scientifiques considèrent que nous sommes dans une nouvelle époque géologique durant laquelle les activités anthropiques sur la biosphère seraient devenues une véritable « force géologique », ayant atteint une telle ampleur qu'elles pourraient marquer la lithosphère. Cette époque géologique serait appelée l'Anthropocène¹. Bien que l'Anthropocène ne fut pas reconnu lors du 35^{ème} congrès géologique international, il est clair que les activités humaines transforment intensément les écosystèmes. Ainsi, trois quarts de l'environnement terrestre et environ 66 % du milieu marin ont été significativement modifiés par les activités de l'Homme².

Si les activités humaines affectant la biosphère sont malheureusement nombreuses et très variées (agriculture, dégradation des sols, pêche, pollution,...) et que les tendances négatives de la nature continueront jusqu'en 2050 et au-delà si les modèles politiques actuels n'évoluent pas en proposant un changement transformateur², l'urbanisation fait partie de celles qui sont les plus radicales concernant leurs impacts sur les milieux naturels³. Depuis 1992, les zones urbaines ont plus que doublé². Des études ont par ailleurs estimé la couverture urbaine à 770,000 km²⁴ et la population urbaine à près de 5 milliards d'habitants en 2030⁵. Le changement des habitats naturels est donc devenu un réel problème environnemental et un nouveau challenge pour la gestion de l'environnement⁵. Étudier l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité pour le minimiser dans les années à venir est donc primordial.

L'urbanisation se caractérise par une densité de population accrue et des constructions humaines élevées. La destruction et la fragmentation des habitats naturels sont les principaux effets directs de l'urbanisation⁶. Malheureusement, ce ne sont pas les seules conséquences. Il existe un grand nombre d'effets indirects : pollution de l'air, de l'eau, des sols, modifications des cycles biochimiques⁷, pollution lumineuse et sonore^{8,9}, ou encore une augmentation générale de la température dans les villes¹⁰ (phénomène du *urban heat island*). Les impacts de l'urbanisation ont été étudiés en écologie, notamment en écologie des communautés, et plusieurs phénomènes sont observés : modifications de certaines dynamiques très étudiées comme les dynamiques proies-prédateurs^{11,12} ou hôte-parasite¹³. Par ailleurs, l'urbanisation modifie très significativement l'accès aux ressources alimentaires et la nature même de ces ressources¹⁴. Caractérisée par son ampleur et son intensité comme expliqué plus haut, l'urbanisation n'en est pas moins une des activités humaines les plus homogènes. En effet les villes modifient l'environnement naturel pour répondre uniquement au besoin d'une seule espèce, celle d'*Homo sapiens*. Ainsi les espèces les plus aptes à se développer en ville voient leurs effectifs s'accroître en zone urbaine, au détriment d'autres¹⁵. Cela entraîne une forte diminution de la diversité spécifique dans les communautés urbaines, les écosystèmes urbains étant soumis à la domination de ces espèces généralistes capables de s'adapter au milieu citadin¹⁶.

La classe des *Aves* est une classe ubiquiste et présente en grande abondance dans les villes. Comparés à d'autres vertébrés, les oiseaux sont facilement observables et permettent d'explorer les effets de l'urbanisation sur la biodiversité par des méthodes relativement simples, étant très sensibles aux changements de structure et de composition de leur habitat¹⁷. Dans les communautés aviaires, on retrouve généralement des différences entre le milieu urbain et le milieu rural. En effet, les communautés urbaines sont souvent moins diversifiées que les communautés rurales, bien que leur densité soit plus élevée¹⁶. La perte de cette diversité dans l'avifaune urbaine serait en partie due à un manque d'adaptation dans l'exploitation des ressources (de manière générale les oiseaux urbains seraient plus néophiles que les oiseaux ruraux¹⁸) et dans l'évitement des risques liés aux villes¹⁹. Une étude a même révélé des tendances significatives de différenciations génétiques des

populations urbaines de *Parus major*, comparées à des populations rurales. Cette même étude a révélé une perte de diversité génétique dans les populations urbaines²⁰. De fait, les pressions de sélection entre les villes et la campagne sont sensiblement différentes. Les communautés rurales sont pour leurs parts, soumises plus fortement à la prédation et aux fluctuations de quantité de nourriture présente en fonction des saisons, quand les communautés urbaines sont plus exposées aux pathogènes^{21,22} (densité de population plus importante). Des études ont par ailleurs montré que des poussins ayant grandi en ville (quelque soit leur origine natale), ont des télomères, un biomarqueurs reconnu de la longévité, plus courts²³. La nourriture est plus présente en ville, mais moins qualitative²⁴. L'abondance de nourriture en ville, notamment d'origine anthropique (nourrissage hivernal par exemple) ne serait pas nécessairement un avantage pour les populations aviaires urbaines. L'effet délétère de cette abondance est que les individus les plus faibles pourraient malgré tout survivre et se reproduire, ce qui aurait pour conséquence de modifier artificiellement la sélection naturelle en réduisant le taux de reproduction réussie au printemps suivant²⁵. Effectivement, la plupart des espèces de passereaux ont une productivité inférieure en termes de tentatives de nidification, des tailles de pontes moindres ou des pulli avec des poids plus faibles qu'en milieu rural. En revanche les dates de pontes sont généralement plus précoces en ville qu'en campagne²⁶. Il est reconnu qu'il existe une tendance selon laquelle les femelles ayant des dates de pontes précoces ont plus de chances de réussite pour la reproduction²⁷. L'explication d'une date de ponte plus précoce en ville malgré des qualités de reproduction moins bonnes serait que le *urban heat island effect* mais surtout l'abondance de nourriture humaine améliorerait la condition de la femelle ce qui avancerait la date de ponte. La nourriture non adaptée aux poussins réduirait en revanche leur nombre et leurs conditions²⁶. Par ailleurs, même si le retard sur la date de ponte est délétère pour la réussite de sa reproduction²⁸, une date trop précoce peut l'être aussi. En effet, les poussins se nourrissant de larves vivant dans les feuillus, une certaine synchronisation entre l'éclosion et la phénologie des arbres est nécessaire²⁹. Cela pourrait être une autre explication aux tendances précédentes. Malgré tout, les différences en termes de survie après l'envol entre villes et campagnes ne sont pas significatives³⁰ (bien que les nichées urbaines soient de moins bonne qualité).

L'étude à laquelle mon stage prend part est une étude à long terme et à large échelle (au sein d'un réseau de chercheurs travaillant dans plusieurs grandes villes de France), sur les effets de l'urbanisation sur les populations naturelles d'oiseaux. L'idée est d'étudier l'impact des contraintes exercées par le milieu urbain sur la valeur adaptative des individus, en mesurant notamment certains traits physiologiques, morphologiques et comportementaux ainsi que des mesures de succès de reproduction. Plus précisément, l'objectif est d'examiner la potentielle influence de l'urbanisation sur les interactions hôtes-microbiote intestinal chez les mésanges *Parus major* et *Cyanistes caeruleus*.

L'objectif de ce rapport s'est concentré sur les effets de l'urbanisation sur les phases du cycle de reproduction des mésanges charbonnières et mésange bleues (dates, taille de ponte, couvée, succès de reproduction) ainsi que sur la « qualité » des progénitures (mesures des traits morphologiques). L'étude s'est portée sur des populations présentes le long d'un gradient d'urbanisation dans la région de Toulouse (urbain, péri-urbain et rural). Les résultats traités dans ce rapport sont relatifs à l'année 2019 et ne représentent donc qu'une petite partie des résultats totaux de l'étude présentée ci-dessus. Dans le cadre de mon stage et pour des raisons de temps, l'étude concernant le microbiote ne sera pas abordée dans ce rapport, bien que les prélèvements sur les pulli durant les phases de terrains furent réalisés pour l'étude. De plus, l'étude a pris une dimension supplémentaire en cette année 2019. En effet, contrairement à l'année précédente, une opération de science participative a été mise en place. Des particuliers volontaires (93) habitant dans Toulouse intra-périphérique ont effectué un suivi de nichoir hebdomadaire. Bien que les données apportées soient moins précises

(les participants n'avaient pas le droit de manipuler les oiseaux compte tenu l'arrêté ministériel du 17 avril 1981 -modifié en 2009- relatifs aux oiseaux protégés sur l'ensemble du territoire), l'opération « nichoirs en ville » a deux avantages :

- ◆ augmentation de la taille du jeu de données pour le milieu urbain (les années passées, le nombre de nichoirs ruraux était bien supérieurs au nombre de nichoirs urbains)
- ◆ permet d'affiner le travail d'étude concernant les zones urbaines, en différenciant les nichoirs des parcs urbains et les nichoirs des particuliers

Des travaux ont montré que les parcs urbains pouvaient d'une part, diminuer certains effets de l'urbanisation comme la pollution sonore ou la pollution de l'air à une échelle locale³¹, mais aussi être bénéfique à la diversité faunistique, même si un grand nombre de facteurs doivent être pris en considération, comme la connectivité inter-parcs et entre les parcs et les écosystèmes naturels entourant les villes³¹. La structure et la composition de la végétation sont aussi des facteurs importants à prendre en compte : une structure complexe (plusieurs strates présentes) de végétation et un nombre suffisant de grands arbres sont des facteurs favorisant la diversité aviaire dans les parcs urbains³². Une autre étude appuie ces résultats en relevant une corrélation significative entre la diversité spécifique et la couverture végétale en milieu urbain, mais en prenant compte un aspect supplémentaire : le paysage adjacent au parc. En effet un parc avec une forte densité en bâtiments dans ses alentours aura une diversité aviaire plus faible³³. Le but de ce rapport est donc d'affiner les analyses par rapport à l'année précédente concernant la zone urbaine et d'étudier la potentielle existence d'une différence quelconque entre des nichoirs des parcs urbains et des nichoirs urbains chez des participants.

Matériel et méthodes

Modèles biologiques étudiés

Nous étudions dans ce projet des populations de deux espèces distinctes (non inter-fécondes) facilement observables et manipulables de mésanges : la mésange charbonnière (*Parus major*) et la mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*). Elles sont très répandues sur le super-continent eurasiatique et en Afrique du nord³⁴, ont une écologie similaire, et se différencient principalement par leurs morphologies :

- ◆ la mésange charbonnière se caractérise par sa tête noire et ses joues blanches, son manteau et son dos verdâtre (plus clair sur la nuque) ainsi que ses ailes et sa queue sombres, nuancées de bleu. Son ventre jaune est traversé par un bandeau noir medio-ventral aussi appelé « cravate ». Cette « cravate » est très utile pour distinguer le mâle de la femelle, car chez celui-ci le bandeau est plus large et prolongé entre les pattes. Les juvéniles sont plus ternes, et présentent des joues encore jaunes. Le plumage se rapproche de la description ci-dessus et est de meilleure qualité³⁵ lors de la mue post-juvénile (d'Août à Septembre³⁶).
- ◆ La mésange bleue est reconnaissable par sa tête blanche et sa calotte bleue. Les joues sont traversées au niveau des yeux par deux traits bleu sombre à noir. Les ailes bleues encadrent un manteau jaune vert. La partie inférieure du corps est jaune avec une ligne medio-centrale plus fine que chez la mésange charbonnière. En revanche, tout comme chez cette dernière, les juvéniles de *Cyanistes caeruleus* sont plus ternes.

La mue post-juvénile (qui se déroule de Juin à Octobre³⁶) transformera alors le plumage des jeunes qui acquerront progressivement leur plumage d'adulte. La mue dépend de l'âge et sa vitesse varie notamment en fonction du sexe³⁷.

Les deux espèces se différencient aussi par leurs tailles et leurs poids : entre 15 et 22g (et de 23 à 26 cm d'envergure) pour la mésange charbonnière³⁴, contre une masse allant de 9 à 12g (et une envergure allant de 12 à 14cm) pour la mésange bleue³⁴.

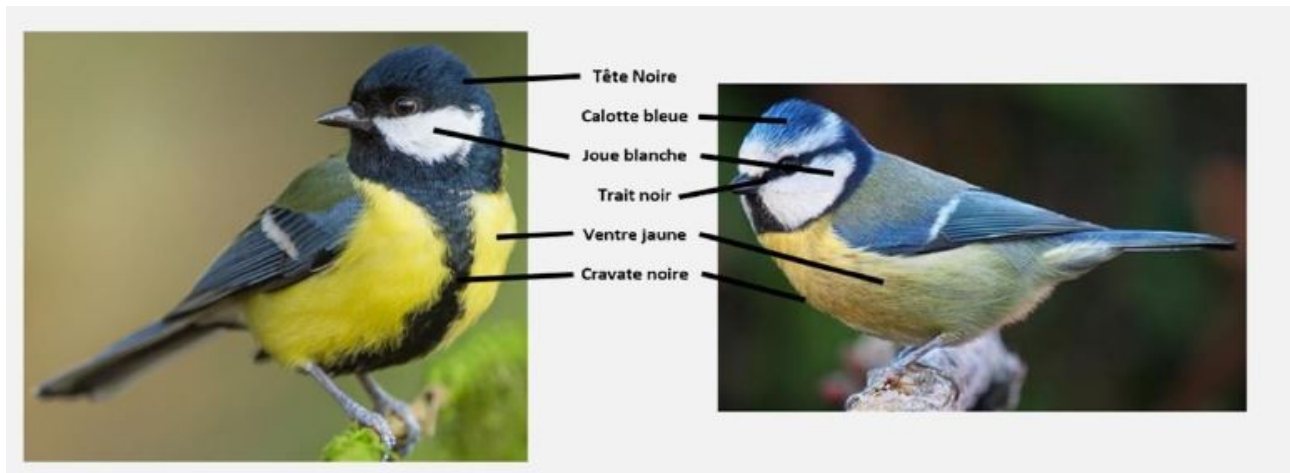


Figure 2: Principales différences morphologiques entre *Parus major* et *Cyanistes caeruleus*, établies par Maxime Legrand lors de son stage en 2018⁵⁸.

Mésange bleue et mésange charbonnière sont deux espèces forestières dont l'optimum écologique est en forêt de feuillus³⁸. Sans être ubiquiste pour autant, elles peuvent malgré tout se développer en forêts mixtes de basse altitude, notamment dans leurs lisières, ou dans les parcs et jardins, y compris en ville³⁹.

Autre similarité : le régime alimentaire. En effet, ces deux mésanges se nourrissent principalement d'insectes et de graines, en fonction de la quantité disponible de ces ressources^{40,41}. Durant la phase de reproduction, leur régime est principalement composé de chenilles se nourrissant de feuilles de chênes⁴², notamment les larves de *Operophtera brumata* et *Tortrix viridana*. Le régime des oisillons est ainsi composé à près de 95 % de ces larves⁴³.

Mésanges charbonnières et mésanges bleues sont aussi similaires par leurs cycles de reproduction. Elles nichent sensiblement de la même façon, et affectionnent les petites cavités pour s'installer³⁴. Les anfractuosités présentes dans les arbres sont généralement les plus utilisées, mais les mésanges peuvent aussi choisir des cavités artificielles, en milieu urbain notamment³⁹. Dans le cadre de cette étude, les nichoirs utilisés (Schwegler 1B - trou 32mm) sont donc adaptés pour les deux espèces. Les nids sont principalement constitués d'une base mousseuse avec une couche supérieure appelée « coupelle », composée de plumes ou tout autres matières douces que les mésanges ont trouvées lors de la nidification (dans le milieu urbain, nous avons observé des coupelles façonnées avec des poils de balles de tennis ou des cheveux). Une fois le nid édifié, les femelles mésanges y pondront leurs œufs : un œuf par jour, le matin, issu de la fécondation de la veille⁴⁴. Une fois la ponte journalière achevée, mâles et femelles s'accoupleront à nouveau puis passeront la journée à se nourrir⁴⁴. Les œufs restent froids pendant la phase de ponte, et le développement embryonnaire ne débutera que lorsque la phase de couvaison sera initiée. Même si un léger décalage survient parfois entre les premiers et derniers œufs pondus, le développement *in ovum* des pulli est relativement synchrone. La période d'incubation dure environ 14 jours^{34,44}, et se distingue par la femelle incubant les œufs et

des aller-retours très fréquents du mâle pour la nourrir. A l'éclosion les petits sont nus, sans duvet ni plumes (seuls de minces poils habillent leurs peaux roses). Lors de leur croissance dans le nid, les parents les alimenteront de manière quasi-continue. La fréquence d'apport de nourriture par les parents dépend d'un *trade-off* entre le coût pour le parent et le bénéfice pour sa progéniture⁴⁵. La nature de la nourriture apportée dépendra quant à elle de l'espèce et de l'âge des poussins⁴⁶. L'envol des pulli survient environ au 21^{ème} jour de l'ontogenèse. Il est possible que les mésanges effectuent des secondes pontes. L'occurrence de ces secondes pontes dépend d'un compromis en terme de temps investi pour la première couvée⁴⁷ mais aussi de sa date de ponte⁴². Il est important de rappeler que les mésanges sont des oiseaux adoptant un système de reproduction majoritairement monogame⁴⁸.

Sites d'études

L'étude est basée sur 3 degrés d'urbanisation, 3 zones groupant plusieurs sites (cartographies en annexe):

- ◆ la zone urbaine, rassemblant les sites du Jardin des plantes (JDP), Jardin japonais (JJ) et l'ensemble des nichoirs issues de l'opération « Nichoirs en ville » (NV)
- ◆ la zone péri-urbaine, constituée d'un seul site d'échantillonnage qu'est l'ENSFEA (campus universitaire agricole) à Auzeville-Tolosane, dans la banlieue Sud-Est de Toulouse (N)
- ◆ la zone rurale, qui rassemblant 3 sites à une trentaine de kilomètres de Toulouse dans le Lauragais (sites Lauragais A, B et C)

Alors que les sites du Lauragais sont trois forêts distinctes, entourées chacune par des exploitations agricoles (agricultures intensives), et sont par conséquent très peu voir pas fréquentées par l'Homme, les sites urbains sont soumis à une présence quasi-constante (bien que fluctuante en fonction de l'heure de la journée) d'humains. Le site de l'ENSFEA est quant à lui, un campus universitaire composé d'un bosquet, de grandes étendues herbacées, encadrées par plusieurs bâtiments dispersés.

Voici à titre indicatif, les effectifs de mésanges charbonnières et bleues, comptabilisés dans notre étude :

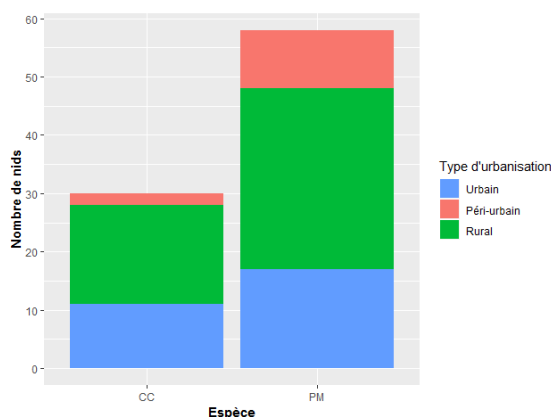


Figure 3: Diagramme en barres représentant le nombre d'individus par espèces pour chacun des degrés d'urbanisation

Suivi de population, mesures et prélèvements

Le suivi des populations de l'étude consistait en la visite des différents sites, de manière régulière (au moins une fois par semaine). Les sites ruraux s'effectuaient généralement en une longue journée de terrain, quand les sites urbains et péri-urbains étaient réalisables en une demi-journée. Lors d'une visite sur un site, l'objectif était d'ouvrir l'ensemble des nichoirs (situés généralement à 2m50 de hauteur), pour vérifier si celui-ci était occupé ou non et, le cas échéant, déterminer à quelle phase du cycle le couple de mésanges se trouvait. Les variables temporelles (les stades du cycle) n'étaient pas les seules variables étudiées : il était aussi question de mesurer les variables quantitatives (taille de ponte, de couvée...). Un suivi régulier était absolument primordial pour récolter un maximum de données.

Lorsque l'on ouvre un nichoir, plusieurs cas sont possibles :

- ◆ le nichoir est vide : si celui-ci reste vide trop longtemps, le suivi est arrêté à partir de la fin du pic d'occupation des nids (on considère qu'il n'y a plus ou très peu de mésanges en recherche de nichoirs)
- ◆ le nichoir contient un nid abandonné (construit mais plusieurs visites sans changements) : le nichoir est vidé en espérant qu'une autre femelle s'y installe⁴⁴
- ◆ le nichoir contient des œufs froids : on détermine la date de ponte du premier œuf⁴⁴
- ◆ le nichoir contient des œufs chauds : on détermine la taille de la ponte ou la date d'incubation, la femelle démarrant l'incubation très rapidement après la ponte du dernier œuf⁴⁴
- ◆ le nichoir contient des oisillons : on détermine la taille de la couvée et la date d'éclosion en estimant leurs âges⁴⁴

Il est important de noter que lorsque deux dates étaient possibles concernant une des phases du cycle de reproduction (voir l'âge d'un pullus), la date la plus récente ou l'âge le plus jeune était systématiquement choisi. La prise de mesure sur les oisillons s'effectue lorsque ceux-ci ont entre 9 et 15 jours. Les individus sont pesés, mesurés (longueur du tarse et de l'aile). Pour trois d'entre eux choisis au hasard, un prélèvement cloacal est effectué, via l'injection puis récupération de 200µl de PBS (solution saline stérile) à l'aide d'une pipette Gilson P1000 et d'une pointe de 1ml. Les échantillons sont ensuite placés dans des Eppendorf et congelés à -20° en laboratoire. Cette méthode non-invasive a déjà été utilisée dans d'autres études⁴⁹ et permet de récupérer un échantillon du microbiote des individus sans avoir recours à l'euthanasie. Avant 9 jours, les pulli sont trop petits pour que les mesures soient fiables et à plus de 15 jours ceux-ci sont suffisamment développés pour s'envoler, bien que leurs chances de survie soient très faibles à cet âge. Par ailleurs, le cloaque est bien moins accessible pour des pulli âgés ce qui rend les prélèvements cloacaux plus difficiles. La production de données sur le microbiote des individus sera effectuée dans le cadre de l'étude auquel mon stage prend part, mais ne sera pas abordée dans ce rapport.

Méthodes statistiques

Tout le travail abondant les analyses statistiques a été réalisé avec le logiciel Rstudio, version 1.1.463. Lors de ces analyses, plusieurs packages ont été utilisés : ggplot2 pour générer les graphiques, ggrepel, ou encore lmerTest pour la réalisation des analyses.

Pour chaque variable à expliquer, sont appliqués des modèles avec effets mixtes (lme) ou sans effets mixtes (lm) en fonction de la possible dépendance des données pour certaines variables. Pour les analyses concernant les nids, la variable « site » est mise en aléatoire car on considère que tout

les nids d'un même site ne sont pas indépendants. Pour les analyses concernant les oisillons, la variable « nichoir » est mise en aléatoire car on considère que les oisillons d'un même nid ne sont pas indépendants⁵⁰. Ainsi pour chaque variable à expliquer, des variables dites explicatives sont rentrées dans le modèle, ce sont les covariables. Il est possible que des interactions existent entre les covariables, c'est à dire que l'effet d'une variable *b* sur une variable *a*, dépend d'une variable *c* ; *Ex : l'influence de la variable type_site qui représente l'urbanisation sur une variable à expliquer y, va dépendre d'une autre variable telle que l'espèce*. Ainsi pour chaque variable (et donc modèle généré), de possibles interactions vont être testées. Dans le cas où ces interactions ne sont pas significatives, le modèle est relancé sans. Si certaines covariables ne sont pas corrélées à la variable à expliquer, le modèle est « affiné » et relancé sans ces covariables.

La méthode de procédure des analyses est similaire pour chaque variable à expliquer. La première phase correspond à une analyse générale des données, afin de détecter de potentielles différences entre les degrés d'urbanisation, les deux espèces, ou l'influence globale des covariables. Dans un second temps, l'analyse statistique se précise et se porte désormais aux nichoirs urbains uniquement. Il est ici question de détecter de potentielles différences entre les nichoirs urbains correspondant aux parcs (JJ ; JDP) et les nichoirs urbains correspondant aux nichoirs des jardins (NV), ou de manière générale l'influence des covariables sur les variables à expliquer à l'échelle urbaine uniquement. Dans certains cas, l'analyse peut être poussée au-delà et ne se porte que sur les nichoirs des jardins (NV) pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur des nichoirs n'appartenant pas aux parcs.

SIG et variable vegcover_ratio

Les mésanges se nourrissent principalement de chenilles vivant dans les feuillus et notamment les chênes, durant la phase de reproduction^{42,43}. Malgré tout, leur régime alimentaire dépend de la quantité de nourriture disponible^{40,41}, et c'est pourquoi cette année, l'étude prend en compte une nouvelle variable : la couverture végétale arborée. En effet, il pourrait être intéressant de voir, étant donné que la source de nourriture principale des mésanges pendant la phase de notre étude vit dans les arbres feuillus, si la couverture végétale arborée a un impact sur les variables à expliquer. Cela pourrait être un bon indicateur de la nature de la nourriture que les mésanges apportent à leurs petits en fonction de l'urbanisation.

Pour générer cette variable, le service d'information géographique (SIG) a été utilisé. Dans un premier temps, les coordonnées GPS des nichoirs ont été récupérées sur le terrain avec un GPS Garmin Montana 600, pour les sites ruraux, péri-urbains et urbains (JJ et JDP). De part l'impossibilité d'aller chez tout les particuliers de l'opération « Nichoirs en ville », les coordonnées des nichoirs NV ont été obtenues grâce à Google Maps, et aux adresses que les participants ont transmis. Les coordonnées GPS au format GPX ont ensuite été traitées sur le logiciel QGIS version 3.4.1. Le domaine vital des mésanges diffère en fonction des espèces : entre 3305 et 4212 m² pour *Parus major* et entre 2325 et 4459 m² pour *Cyanistes caeruleus*⁵¹. Une couche « buffer » a donc été créée et correspond à un tampon représentant un cercle de 40m de rayon (soit 5024m²) autour de chaque point correspondant à un nichoir. Dans le même temps, une couche BD Ortho V2 recensant des données IGN de 2010 de la couverture végétale arborée en France. L'outil « intersection » a ensuite été utilisé entre la couche « buffer » et la couche BD Ortho, permettant ainsi d'obtenir le pourcentage du domaine vital de chaque nichoir étant recouvert d'arbre. Les données ont ensuite été exportées dans Libre Office Calc, avec l'ensemble du jeu de données récoltées sur le terrain. Il serait intéressant de regarder le ratio de couverture végétale arborée pour plusieurs aires de cercle

en faisant varier le rayon pour une étude plus exhaustive. Malheureusement, le manque de temps n'a pas permis de réaliser de telles analyses.

Il est important de signaler que deux autres variables furent générées grâce à l'outil SIG. En effet, en définissant arbitrairement le centre de Toulouse à Esquirol (43.60031, 1.44396) et en créant un point à ces coordonnées, les distances de chaque nichoir à ce point furent calculées. La première variable générée fut la variable « distance au centre en m », convertie en km par la suite sur LibreOffice Calc pour donner la seconde variable « distance au centre en km ».

Résultats

Pour une présentation des résultats la plus claire possible, nous examinerons les résultats obtenus des analyses statistiques, pour chacune des variables à expliquer, une par une. Pour chacune d'elles, des interactions potentielles entre des covariables ont été testées. Si celles-ci n'étaient pas significatives, elles ne seront pas mentionnées dans ce rapport.

Date de ponte

La date de ponte correspond à la date à laquelle la femelle pond son premier œuf.

Pour l'analyse globale, relative à l'ensemble du jeu de données (tout les sites de l'étude), les covariables inscrites dans le modèle sont : la couverture végétale arborée, l'espèce, le degré d'urbanisation. La variable site est en effet aléatoire car on considère les nids d'un même site comme non-indépendants. Aucune corrélation ne s'est révélée entre la date de ponte et ces covariables d'après ce modèle : la couverture végétale arborée n'influe pas significativement sur la date de ponte, il n'existe pas de différences significatives de date de ponte entre les différents degrés d'urbanisation ou entre les différentes espèces, à l'échelle globale de l'étude. Pour vérifier qu'un des sites n'ait pas une date de ponte significativement différente des autres, un modèle non mixte (plus de variables en effet aléatoire) a été réalisé, avec la date de ponte comme variable à expliquer, et la couverture végétale arborée, l'espèce et les sites en covariables. Aucune différence significative ne s'est distinguée.

Pour l'analyse des nichoirs urbains uniquement, les covariables inscrites dans le modèle sont : la couverture végétale arborée, l'espèce, le type de site urbain (parc ou NV). La variable site est en effet aléatoire car on considère les nids d'un même site comme non-indépendants. Aucune corrélation ne s'est révélée entre la date de ponte et ces covariables d'après ce modèle : la couverture végétale arborée n'influe pas significativement sur la date de ponte, il n'existe pas de différences significatives de dates de ponte entre les différents types de sites urbains ou entre les différentes espèces, à l'échelle urbaine. Pour vérifier qu'un des sites n'ait pas une date de ponte significativement différente des autres, un modèle non mixte (plus de variables en effet aléatoire) a été réalisé, avec la date de ponte comme variable à expliquer, et la couverture végétale arborée, l'espèce et les sites en covariables (le jeu de données étant un « subset » du jeu de données général, ne comprenant que les nichoirs urbains). Aucune différence significative ne s'est distinguée.

Pour l'analyse des nichoirs relatifs à l'opération nichoirs en ville uniquement, les covariables inscrites dans le modèle sont : la couverture végétale arborée, la distance au centre ville en m, l'espèce. Si aucune corrélation significative ne s'est distinguée entre la couverture végétale arborée et la date de ponte, et qu'il n'y a pas d'après ce modèle de différences significatives entre les

espèces concernant la date de ponte pour les nichoirs NV, une tendance pour la distance au centre en m s'est révélée. Effectivement il semblerait que plus l'on s'éloigne du centre ville, plus la date de ponte est précoce (LM, Estimate = -3.243, $F_{1,8} = 3.885$, p-valeur = 0.0842).

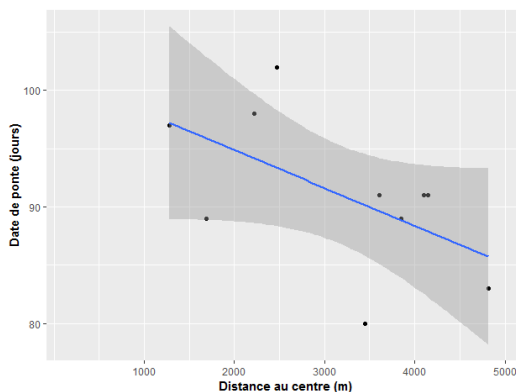


Figure 4 : Nuage de points de la date de ponte en fonction de la distance au centre en m pour les nichoirs NV.

Taille de ponte

La taille de ponte représente le nombre d'œufs présents dans un nid avant l'éclosion.

Pour l'analyse globale, relative à l'ensemble du jeu de données (tout les sites de l'étude), les covariables inscrites dans le modèle sont : la couverture végétale arborée, l'espèce, le degré d'urbanisation et la date de ponte. La variable site est en effet aléatoire car on considère les nids d'un même site comme non-indépendants. En testant les interactions, celle impliquant le degré d'urbanisation et la couverture végétale arborée s'est révélée significative (AOV, $F = 3.6944$, p-valeur = 0.0317097). Cela signifie que l'influence de la couverture végétale arborée influe différemment sur la taille de ponte en fonction du degré d'urbanisation. Pour étudier plus précisément l'influence de ces covariables, il est donc nécessaire de procéder à une analyse par degré d'urbanisation (rural, péri-urbain, urbain). Par ailleurs le modèle a montré des différences significatives entre les espèces concernant la taille de ponte (LME, t-value = -3.923, p-valeur = 0.000187) : les individus *Parus major* ont une taille de ponte moyenne significativement plus faible que les *Cyanistes caeruleus* pour l'analyse globale. Le modèle a distingué une corrélation significative entre la taille de ponte et la date de ponte (LME, Estimate = -0.05752, t-value = -2.012, p-valeur = 0.047924) : plus la date de ponte est tardive plus la taille de ponte est réduite de manière globale. Enfin, les sites ruraux ont des tailles de ponte moyennes significativement plus élevées que les sites urbains et péri-urbain (LME, Estimate = 9.06485, t-value = 3.095, p-valeur = 0.002791).

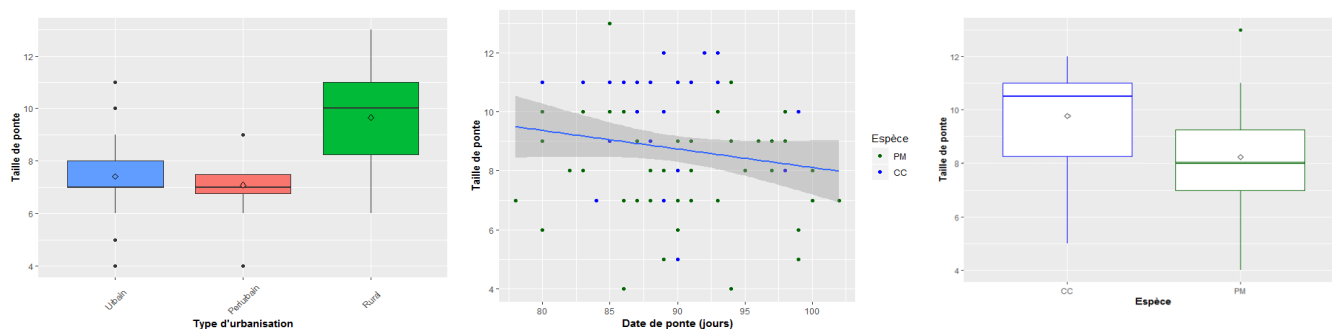


Figure 5: De gauche à droite : Boxplot de la taille de ponte en fonction du degré d'urbanisation ; Nuage de points de la taille de ponte en fonction de la date de ponte ; Boxplot de la taille de ponte en fonction de l'espèce.

L'analyse spécifique aux nichoirs ruraux (effectuée de par la présence de l'interaction mentionnée plus haut), a révélé une corrélation négative entre la taille de ponte et la couverture végétale arborée (LME, Estimate = -6.85834, t-value = -2.520, p-valeur = 0.0156). L'augmentation de la couverture végétale arborée diminuerait la taille de ponte. Des résultats similaires à l'analyse globale concernant les différences entre espèces (LME, t-value = -2.683, p-valeur = 0.0104) et l'anti-corrélation avec la date de ponte (LME, Estimate = -0.07155, t-value = -1.878, p-valeur = 0.0671) sont retrouvés pour l'analyse spécifique aux nichoirs ruraux ; la significativité pour l'anti-corrélation entre date de ponte et taille de ponte ayant diminué (on parlerait plutôt de tendance).

L'analyse spécifique aux nichoirs péri-urbains (effectuée de par la présence de l'interaction mentionnée plus haut), n'a pas révélé, contrairement aux nichoirs ruraux, de corrélation entre la couverture végétale arborée et la taille de ponte (ce qui expliquerait donc l'interaction trouvée en analyse globale). Seule une différence significative de taille de ponte entre les espèces s'est révélée (AOV, $F_{1,10} = 6.253$, p-valeur = 0.03142). Là encore ce résultat est similaire à l'analyse globale. Il est nécessaire de rappeler que le site péri-urbain n'étant composé que d'un seul site, le nombre de données est particulièrement faible, et la comparaison entre espèces est très peu fiable (seulement 2 nids de *Cyanistes caeruleus* sur 20 nichoirs ; pour 10 nids de *Parus major*).

L'analyse spécifique aux nichoirs urbains (covariables = couverture végétale arborée, l'espèce, le type de site urbain ; variable aléatoire = site), n'a pas révélé de corrélation entre la date de ponte ou la couverture végétale arborée et la taille de ponte. Par ailleurs, il n'existe pas de différence significative entre les nichoirs des parcs et les nichoirs NV. Seule une tendance à ce que les *Parus major* aient une taille plus faible que les *Cyanistes caeruleus* (similaire à l'analyse globale bien que moins significative) s'est révélée (LME, t-value = -1.818, p-valeur = 0.0948).

L'analyse spécifique aux nichoirs NV, n'a révélée aucune différence significative, ni corrélation entre les covariables et la taille de ponte. Cela peut être dû au faible nombre de données et ces résultats significatifs sont donc difficilement interprétables.

Taille de la nichée

La taille de la nichée correspond à l'effectif de poussins présents dans un nid après éclosion.

Pour l'analyse globale, relative à l'ensemble du jeu de données (tout les sites de l'étude), les covariables inscrites dans le modèle sont : la couverture végétale arborée, l'espèce, le degré d'urbanisation et la date de ponte. La variable site est en effet aléatoire car on considère les nids d'un même site comme non-indépendants. Le modèle mixte a révélé une anti-corrélation entre la date de ponte (LME, Estimate = -0.12005, t-value = -2.446, p-valeur = 0.01747), la couverture végétale arborée (LME, Estimate = -6.16045, t-value = -3.202, p-valeur = 0.00451) et la taille de la nichée. Par ailleurs, les nids urbains ont une taille de nichée significativement inférieure aux nids ruraux (LME, Estimate = -5.53388, t-value = -4.317, p-valeur = 0.00264).

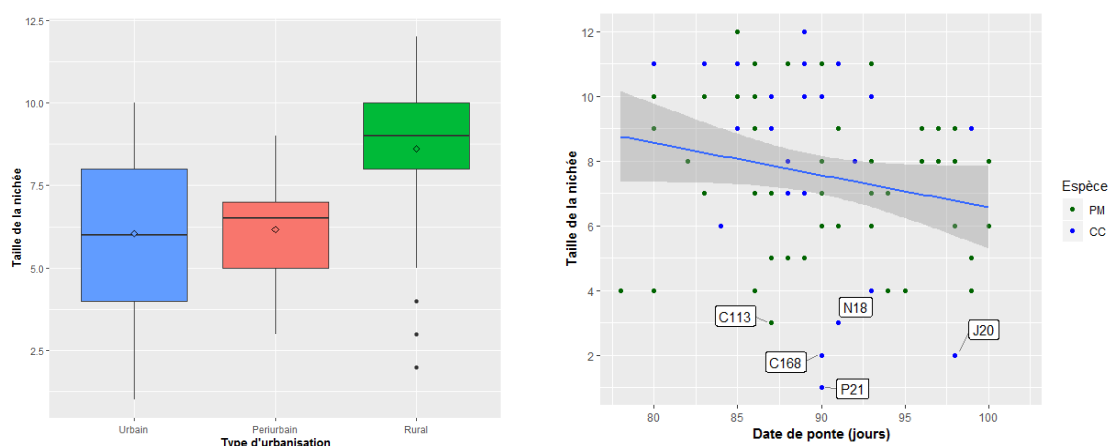


Figure 6: A gauche : Boxplot de la taille de la nichée en fonction du degré d'urbanisation. A droite : Nuage de points de la taille de la nichée en fonction de la date de ponte.

L'analyse spécifique aux nichoirs urbains (covariables = couverture végétale arborée, l'espèce, le type de site urbain ; variable aléatoire = site), n'a révélé qu'une seule anti-corrélation, entre la taille de la nichée et la couverture végétale arborée (LME, Estimate = -5.180, t-value = -2.811, p-valeur = 0.01678). Ces résultats sont similaires à l'analyse globale.

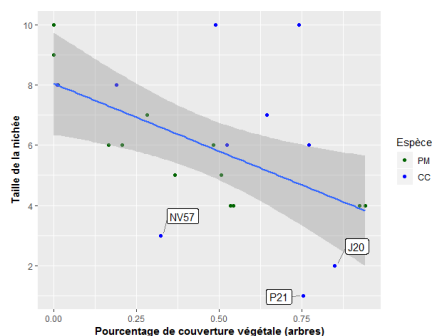


Figure 7 : Nuage de point de la taille de la nichée en fonction de la couverture végétale arborée pour le milieu urbain (résultats similaires à l'analyse globale)

L'analyse spécifique aux nichoirs NV (covariables = couverture végétale arborée, distance au centre en km, espèce, date de ponte), a révélé des anti-corrélations (comme pour les analyses précédentes), entre la date de ponte (LM, Estimate = -0.12401, t-value = -4.184, p-valeur = 0.02488) la couverture végétale arborée (LM, Estimate = -11.06173, t-value = -10.562, p-valeur = 0.00181), et la taille de la nichée.

Poids

Le poids est un indicateur de développement et d'accès à la nourriture de l'individu. Les mésanges charbonnières étant de fait plus lourdes que les mésanges bleues, une différenciation des analyses par espèce était nécessaire. Cela induit qu'il sera impossible de réaliser des analyses spécifiques aux nichoirs NV, le jeu de données par espèce étant de fait trop réduit pour des analyses fiables.

- ◆ Pour l'analyse globale, relative à l'ensemble du jeu de données (tout les sites de l'étude), les covariables inscrites dans le modèle sont : la couverture végétale arborée, l'espèce, le degré d'urbanisation. Le nichoir a été placé en aléatoire, les poussins d'un même nids n'étant pas considérés comme indépendants. Le poids du poussin est fortement corrélé à sa taille et à son âge, c'est pourquoi l'âge et le tarse ont été inscrits en covariables dans le modèle (pour que les résultats soient plus fiables et le modèle plus complet).

Parus major (général)

Le modèle a ainsi révélé une corrélation positive entre la couverture végétale arborée et le poids (LME, Estimate = 1.75961, t-value = 3.201, p-valeur = 0.00239). Cela signifie que plus la couverture végétale arborée sera élevée autour des nids plus le poids des poussins sera élevé aussi. La variable pulli est en effet aléatoire car on considère les pulli d'un même nid comme non-indépendants. Par ailleurs, une analyse concernant les sites et non les degrés d'urbanisation a montré qu'il existait une tendance à ce que les sites du Lauragais A (LME, Estimate = 1.27622, t-

value = 1.992, p-value = 0.05273) et C (LME, Estimate = 1.30207, t-value = 2.008, p-value = 0.05090) aient des moyennes de poids supérieures aux sites urbains et péri-urbains. Le site du Lauragais B aurait pour sa part une moyenne de poids significativement supérieure aux sites péri-urbains et urbains (LME, Estimate = 2.13898, t-value = 3.104, p-value = 0.00332).

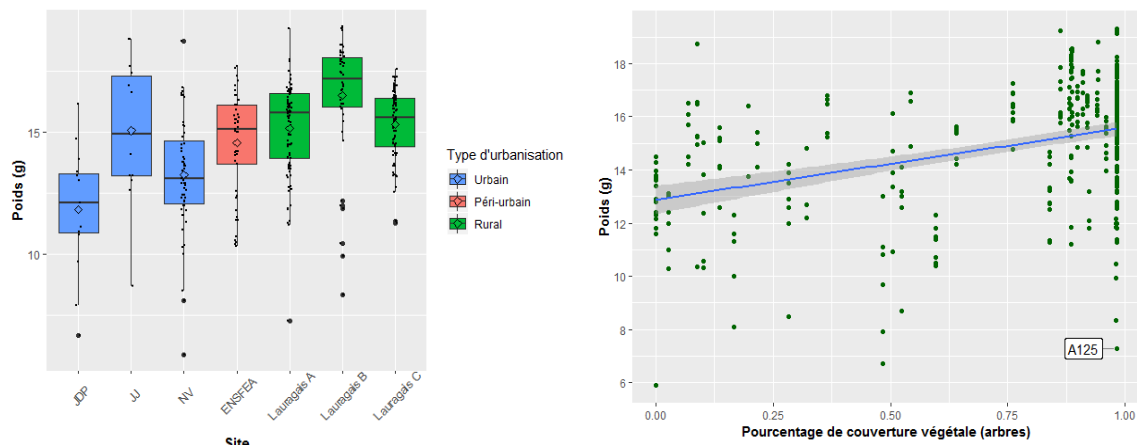


Figure 8: A gauche : Boxplot du poids en fonction des sites pour les *Parus major*. A droite : Nuage de points du poids en fonction de la couverture végétale arborée pour les *Parus major*.

Cyanistes caeruleus (général)

Le modèle a ainsi relevé des différences significatives entre les différents degrés d'urbanisation (AOV, $F = 4.1428$, p-value = 0.03147).

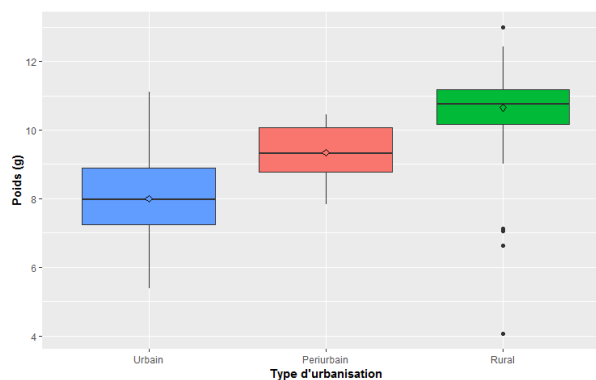


Figure 9 : Boxplot du poids en fonction des degrés d'urbanisation pour les *Cyanistes caeruleus*.

- ◆ L'analyse spécifique aux nichoirs urbains comprend les covariables couverture végétale arborée, l'espèce, le type de site urbain, tarse, âge; variable aléatoire = nichoirs).

Parus major (urbain)

Le modèle a révélé des différences significatives entre les types de sites urbains. Ainsi les nichoirs NV ont des moyennes de poids significativement inférieures aux parcs (LME, Estimate = -1.15832, -2.297, p-value = 0.0416). Aucune autre corrélation ou différence n'a été relevée.

Cyanistes caeruleus (urbain)

Le modèle n'a révélée aucune corrélation ou différence significative. Malgré tout, il est nécessaire de rappeler que cela peut être dû à un manque de données, le nombre de nichoirs occupé par des mésanges bleues en ville étant relativement faible (11 en tout, dont 5 NV).

Tarse

La longueur du tarse est un indicateur de la croissance structurelle de l'individu. Les mésanges charbonnières étant de fait plus grandes que les mésanges bleues, une différenciation des analyses par espèce était nécessaire. Cela induit qu'il sera impossible de réaliser des analyses spécifiques aux nichoirs NV, le jeu de données par espèce étant de fait trop réduit pour des analyses fiables.

- ◆ Pour l'analyse globale, relative à l'ensemble du jeu de données (tout les sites de l'étude), les covariables inscrites dans le modèle sont : la couverture végétale arborée, l'espèce, le degré d'urbanisation. Le nichoir a été placé en aléatoire car on considère que les poussins d'un même nichoir ne sont pas indépendants. La longueur du tarse du poussin est fortement corrélée à son âge, c'est pourquoi l'âge a été inscrit en covariable dans le modèle (pour que les résultats soient plus fiables et le modèle plus complet). Étant donné que la mesure du tarse s'effectue à l'aide d'un pied à coulisse, et qu'il y avait deux personnes différentes qui se sont chargés de la tâche, il peut y avoir des biais au niveau de la prise de mesure. Pour prendre en compte l'effet observateur, la variable observateur a été rajoutée au modèle.

Parus major (général)

Le modèle a révélé une différence significative entre les moyennes de longueur de tarse entre les différents degrés d'urbanisation. Effectivement, les sites urbains auraient une moyenne de longueur de tarse significativement inférieure aux sites péri-urbains et urbains (LME, Estimate = -3.96449, t-value = -2.308, p-valeur = 0.025022). Il y aurait par ailleurs une interaction entre l'âge et le degré d'urbanisation (AOV, F = 4.4652, p-valeur = 0.01652). Cela signifie que la croissance des pulli diffère en fonction du degré d'urbanisation. Enfin, une corrélation positive entre la couverture végétale arborée et la longueur du tarse est significative d'après le modèle (LME, Estimate = 1.066215, t-value = 2.202, p-valeur = 0.033249).

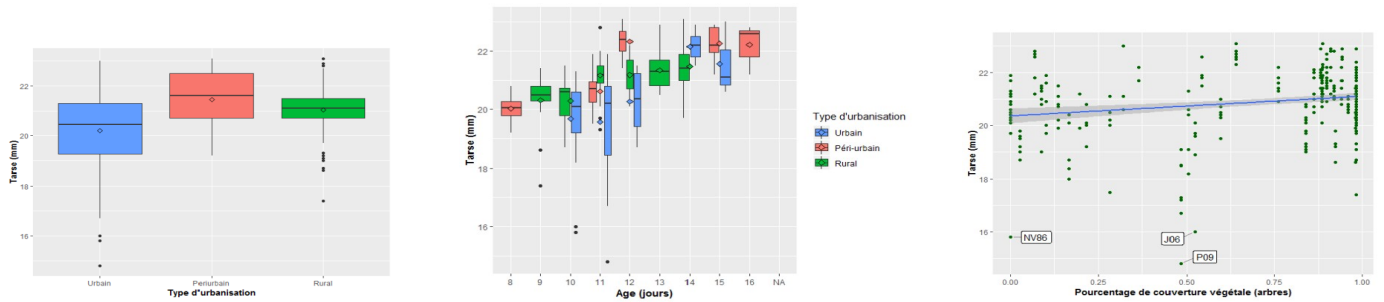


Figure 10: De gauche à droite : Boxplot de la longueur du tarse en fonction du degré d'urbanisation ; Boxplot de la longueur du tarse en fonction de l'âge en prenant en compte le degré d'urbanisation ; Nuage de points de la longueur du tarse en fonction de la couverture végétale arborée ; pour les *Parus major* (analyse globale)

Cyanistes caeruleus (général)

Le modèle a pour les mésanges bleues révélé une tendance de différence concernant les longueurs moyennes de tarse entre les degrés d'urbanisation. En effet, les sites ruraux, aurait une longueur plus importante que les sites urbains et péri-urbains (LME, Estimate = 3.4765, t-value = 1.816, p-valeur = 0.0845).

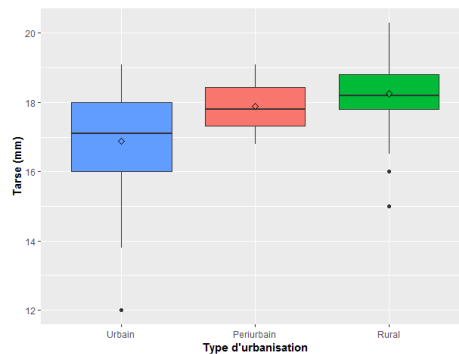


Figure 11 : Boxplot de la longueur du tarse en fonction du degré d'urbanisation pour les *Cyanistes caeruleus* (analyse globale)

- ◆ L'analyse spécifique aux nichoirs urbains comprend les covariables couverture végétale arborée, l'espèce, le type de site urbain, observateur, âge; variable aléatoire = nichoirs).

Pour les deux espèces, aucune différence ou corrélation significative ne s'est distinguée des modèles. Cela peut être du au faible nombre de données et ces résultats significatifs sont donc difficilement interprétables.

Aile

La longueur de l'aile est un indicateur du développement d'un individu. La croissance de celle-ci est retardée par rapport au tarse. Les mésanges charbonnières étant de fait plus grandes que les mésanges bleues, une différenciation des analyses par espèce était nécessaire. Cela induit qu'il sera impossible de réaliser des analyses spécifiques aux nichoirs NV, le jeu de données par espèce étant de fait trop réduit pour des analyses fiables.

- ◆ Pour l'analyse globale, relative à l'ensemble du jeu de données (tout les sites de l'étude), les covariables inscrites dans le modèle sont : la couverture végétale arborée, l'espèce, le degré d'urbanisation. Le nichoir a été placé en aléatoire car on considère que les poussins d'un même nid ne sont pas indépendants. La longueur de l'aile du poussin est fortement corrélée à son âge, c'est pourquoi l'âge a été inscrit en covariable dans le modèle (pour que les résultats soient plus fiables et le modèle plus complet). Étant donné que la mesure de l'aile s'effectue à l'aide d'une règle, et qu'il y avait deux personnes différentes qui se sont chargées de la tâche, il peut y avoir des biais au niveau de la prise de mesure. Pour prendre en compte l'effet observateur, la variable observateur a été rajoutée au modèle.

Parus major (général)

Le modèle a révélé une corrélation significative entre la couverture végétale arborée et la longueur de l'aile (LME, Estimate = 4.1466, t-value = 2.933, p-valeur = 0.00519). Aucune différence significative entre les différents degrés d'urbanisation ne s'est distinguée.

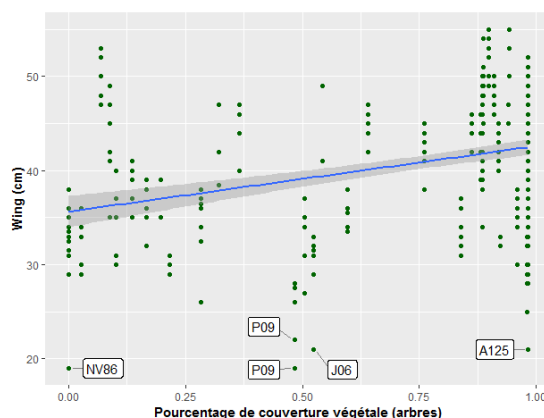


Figure 12 : Nuage de point de la longueur de l'aile en fonction de la couverture végétale arborée, pour les *Parus major* (analyse globale).

Cyanistes caeruleus (général)

Le modèle a révélé une différence significative de la longueur de l'aile en fonction des différents degrés d'urbanisation. En effet, les sites ruraux ont une moyenne de longueur d'aile significativement plus élevée que les sites urbains et péri-urbains (LME, Estimate = 8.03803, t-value = 2.532, p-valeur = 0.0204).

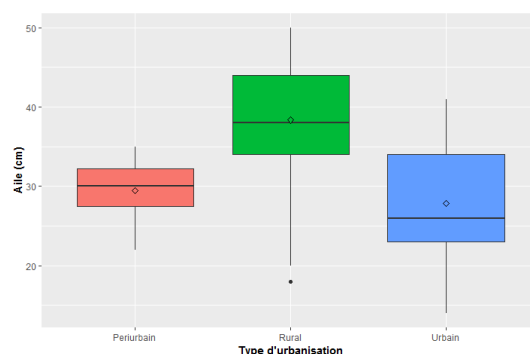


Figure 13 : Boxplot de la longueur de l'aile en fonction du degré d'urbanisation pour les *Cyanistes caeruleus* (analyse globale).

- ◆ L'analyse spécifique aux nichoirs urbains comprend les covariables couverture végétale arborée, l'espèce, le type de site urbain, observateur, âge; variable aléatoire = nichoirs).

Parus major (urbain)

Le modèle a révélé une corrélation positive significative entre la couverture végétale arborée et la longueur de l'aile chez les mésanges charbonnières urbaines (LME, Estimate = 15.0468, t-value = 2.367, p-valeur = 0.040115). Par ailleurs, une interaction s'est révélée significative entre l'âge et le type de site urbain (AOV, F = 10.2380, p-valeur = 0.0092384). Cela signifie que la vitesse de croissance de l'aile chez les mésanges charbonnières en milieu urbain varie en fonction du type de site urbain. Malheureusement le nombre de données insuffisant ne nous permet pas d'étudier ces variations en fonction des types de sites urbains.

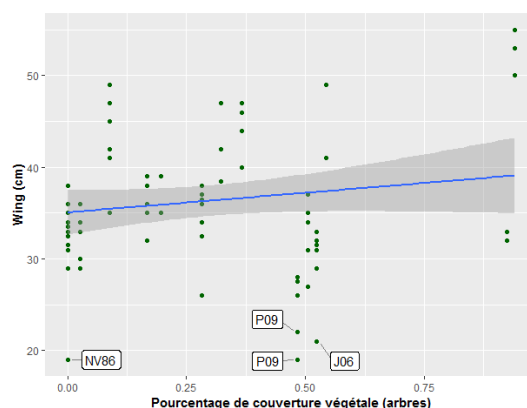


Figure 14 : Nuage de points de la longueur de l'aile en fonction de la couverture végétale arborée, pour les *Parus major* urbaines.

Cyanistes caeruleus (urbain)

Aucune différence significative ne s'est distinguée des modèles pour les mésanges bleues urbaines concernant la longueur de l'aile. Cela peut être dû au faible nombre de données et ces résultats significatifs sont donc difficilement interprétables.

D'autres variables tel que l'occupation, le taux d'éclosion, taux de mortalité entre l'éclosion et la date des mesures ou encore le taux d'envol auraient pu être considérées dans l'analyse statistique. Pour des contraintes de temps, ce ne sera pas le cas.

Discussion

L'objectif était donc d'étudier l'impact de l'urbanisation sur le cycle de reproduction des mésanges (bleues et charbonnières) et sur les caractéristiques morphologiques des poussins. Nos résultats ont montré des différences entre les degrés d'urbanisation concernant la taille de ponte et la taille de nichée (quelque soit l'espèce). Les sites ruraux présentent des tailles de ponte et de nichée plus élevées que les sites urbains. D'un point de vu morphologique, les poussins ruraux ont en moyenne, quelque soit l'espèce, un poids supérieur et une longueur de tarse supérieure par rapport aux poussins urbains. Les pulli de mésanges bleues rurales ont par ailleurs une longueur d'aile plus importante que les pulli urbains, ce qui n'est pas le cas des mésanges charbonnières chez qui cette différence n'est pas significative. Hormis cette «non significativité » pour la longueur de l'aile chez les mésanges charbonnières qui reste inexplicée, ces résultats corroborent les études passées concernant l'impact de l'urbanisation sur les populations aviaires²⁶. Un des paramètres fondamentaux pouvant expliquer ces différences observées est l'alimentation²⁶. Comme expliqué en introduction, la nourriture est certes plus abondante en ville mais de moindre qualité^{16,24}. Le fait que la nourriture soit de moins bonne qualité pourrait être un facteur expliquant ces différences entre milieu rural et milieu urbain, surtout pour les caractéristiques morphologiques des pulli. Un moyen de tester cette hypothèse serait de comparer l'apparence des œufs entre les sites ruraux et urbains. En effet, la présence de tâches rouges sur les coquilles des œufs des mésanges indique un déficit en calcium dans l'alimentation (les tâches rouges seraient issues du catabolisme de l'hémoglobine)⁵². Malgré tout, d'autres facteurs entrent sûrement en compte pour expliquer ces différences, comme le stress physiologique¹⁶, très présent chez les oiseaux à cause du bruit ou de la présence d'infrastructures d'origine anthropique⁵³. Il est nécessaire de signaler que la présence de l'Homme seule n'aurait en réalité pas d'impact sur le niveau de stress des mésanges⁵³ et que ce n'est donc pas un facteur qui peut expliquer ces différences en fonction du degré d'urbanisation.

Un résultat semble en revanche un peu paradoxal. En effet, des études ont montré que la date de ponte est généralement plus précoce dans les villes qu'en campagne²⁶. Pour causes : le *urban heat island effect*¹⁰ et la quantité de nourriture abondante qui mettraient la femelle dans des conditions favorables de ponte plus tôt qu'en campagne. Les analyses menées l'année dernière avaient corroboré ces postulats avec une avance de 7 à 8 jours en moyenne dans les dates de ponte pour les mésanges urbaines par rapport aux mésanges rurales. Pourtant, d'après les analyses menées lors de ce travail, il n'y a pas de différences significatives entre le milieu rural et le milieu urbain concernant la date de ponte. Cela peut peut-être s'expliquer pas la météorologie intrinsèque à l'année 2019. En effet, un climat plus doux au printemps aurait diminué les différences de température entre la campagne et la ville dues au *urban heat island effect*. Les mésanges citadines n'auraient donc pas bénéficié des conditions favorables de ponte plus tôt que les mésanges rurales cette année, les températures étant aussi élevées dans le Lauragais. Pour vérifier cette hypothèse, il faudrait comparer les températures sur la période mars-mai entre 2018 et 2019 et vérifier qu'il y a

bien une différence significative de température entre ces années. Cela serait un argument fort qui appuierait l'idée que la température est un facteur important du déclenchement de ponte chez les mésanges. Une autre possibilité est un changement au niveau du comportement de l'Homme, notamment en terme d'éclairage public. En effet, la photopériode est un facteur important du déclenchement de la phase de reproduction chez les oiseaux⁵⁴. Ainsi, une modification de l'éclairage public sur l'année 2019 pourrait potentiellement avoir un impact sur les mésanges urbaines et leurs cycles de reproduction, en réduisant les « conditions favorables » de ponte, avec une photopériode plus courte ou moins intense. Il faut néanmoins rappeler que les indices du début de la reproduction sont nombreux et qu'il est difficile de quantifier l'impact de chacun sur le déclenchement de la ponte. Par conséquent les conclusions seront nécessairement partielles. Quoi qu'il en soit, nos résultats montrent que la couverture végétale arborée n'influe pas significativement sur la date de ponte et ne serait donc pas un déclencheur de la ponte. Cela peut sembler un peu paradoxal, la nourriture principale des mésanges à cette période se développant principalement dans les arbres. Nous reviendrons sur ce résultat plus tard. Malgré tout, l'étude de la date de ponte est fondamentale pour les suivis de population aviaires, celle-ci étant un bon indicateur de la réussite de la reproduction²⁷ (les résultats des analyses statistiques sont d'ailleurs cohérents avec ce postulat, la taille de ponte étant anti-corrélée à la date de ponte, tout comme la taille de la nichée), mais aussi parce qu'il existe des divergences quant à la capacité des oiseaux à s'adapter aux changements climatiques. En effet, certaines études tendent à montrer que le pic d'abondance des arthropodes dans les arbres avançant avec les hausses de températures, des populations d'oiseaux ont vu leurs dates de ponte avancer sur les dernières années^{55,56}. Cependant, d'autres analyses sur des populations différentes ont montré des résultats contraires²⁹ : la date de ponte n'a pas avancé contrairement au pic d'abondance des arthropodes dans les arbres. La date de ponte serait donc aussi un potentiel problème écologique dans les années à venir pour les populations d'oiseaux, avec le changement climatique. Son étude n'en est que plus fondamentale. Une amélioration supplémentaire des analyses de ce rapport serait de rajouter la date de ponte dans les modèles étudiant la morphologie des pulli pour savoir si celle-ci influence la qualité de ceux-ci.

Le but de ces analyses était aussi lorsque c'était possible, de comparer les types de sites urbains. Aucune différence ne s'est distinguée des modèles concernant la date de ponte, la taille de ponte, taille de la nichée. Il semblerait donc que les parcs n'aient pas particulièrement d'influence sur les mésanges concernant leurs cycles de reproduction par rapport au milieu urbain général. Cela pourrait être dû au fait que la structure ou la nature végétale ne sont pas assez proche du milieu naturel rural (avec lequel des différences avaient été observées) ou que l'environnement alentours (très urbanisé, les parcs étant en plein centre ville, cf. annexe) annule ou réduise le potentiel effet bénéfique des parcs sur le cycle de reproduction. Les résultats sont légèrement différents pour les variables concernant les traits morphologiques des pulli et contredisent quelque peu les résultats (et conclusions) précédents. En effet, les pulli des parcs sont plus lourds, bien qu'équivalent aux pulli des nichoirs NV concernant la longueur du tarse ou de l'aile. Cela peut indiquer que les parcs sont plus favorables pour l'apport nutritionnel que le milieu urbain en général. Cela peut être dû au fait que les parcs sont des lieux fréquentés par beaucoup d'Hommes et que le nombre de déchets et de nourriture disponible y est potentiellement plus grand. La qualité nutritionnelle de la nourriture est certainement plus faible comme pour l'ensemble du milieu urbain^{16,24}, mais encore plus quantitative. Une autre possibilité est que la présence d'arbres en plus grande densité offre un plus grand nombre de chenilles que dans le reste du milieu urbain, même si cela dépend de la nature des arbres et de la structure végétale des parcs. Nous aborderons ce point ci-après. Il est nécessaire de rappeler que le nombre de nids occupés en ville étant très faible (28 nids tout site confondus), la création de sous jeux de données pour séparer les espèces ou les types de sites urbains ont rendu les jeux de données de ces analyses spécifiques particulièrement réduits. Cela compromet la fiabilité des résultats et la justesse des conclusions qu'ils impliquent.

Les résultats concernant la couverture végétale arborée, une variable particulièrement intéressante à étudier comme expliqué précédemment, sont paradoxaux. Effectivement, si la couverture végétale influe positivement sur le poids des pulli, la longueur du tarse ou de l'aile (ce qui est cohérent avec le postulat que la couverture végétale serait une source de nourriture importante pour les mésanges), celle-ci est anti-corrélée à la taille de ponte ou la taille de la nichée. Par ailleurs, comme mentionné plus haut, la couverture végétale n'influe pas sur la date de ponte ce qui est paradoxal étant donné que la principale source de nourriture des mésanges pendant cette période de l'année se développe sur les arbres. Cela est incohérent et explicable par moult raisons. En premier lieu, la couche SIG qui a permis de générer cette variable date de 2010, et il est possible qu'elle ne reflète pas exactement la réalité de l'année 2019 concernant la couverture arborée. Une analyse similaire avec une couche plus récente est recommandée. Un autre point est l'information portée par cette couche: il s'agit de la quantité d'arbres mais pas de la qualité. Effectivement les arbres les plus bénéfiques pour l'apport de nourriture des mésanges sont les chênes⁵⁷. Il faudrait ainsi faire une analyse prenant en compte à minima, le type de feuillage des arbres (caduque ou persistant) entourant les nids, au mieux les espèces. Enfin, l'analyse de ce rapport ne prend pas en compte la qualité des végétaux (« santé »), la structure végétale, l'existence ou non de réseaux végétaux, ou encore de l'environnement alentours au nichoir. Pour ce dernier point, il faudrait réaliser ces analyses statistiques pour des cercles autour des nichoirs de rayons différents pour évaluer l'impact de la couverture végétale à grande et moins grande proximité des nichoirs.

De manière générale, les études statistiques de ce rapport ont comme faiblesse principale le manque de données. L'idéal serait d'accroître le nombre de nichoirs disponibles, notamment dans les parcs urbains ou pour l'opération « nichoirs en ville ». De même, une analyse spécifique à une espèce (ex : *Parus major* qui semble plus abondante que *Cyanistes caeruleus*) serait préférable pour rendre la manipulation de données et les conclusions aux analyses statistiques plus simples (même si cela réduirait le jeu de données). Le manque de temps a aussi été une contrainte, ne permettant pas de traiter toutes les variables à expliquer, ou de réaliser les analyses avec plus de profondeur.

Bibliographie

1. Lewis, S. L. & Maslin, M. A. Defining the Anthropocene. *Nature* **519**, 171–180 (2015).
2. Brondizio, E. S., Settele, J., Diaz, S. & Ngo, H. T. *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science- Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. (IPBES, 2019).
3. Alberti, M. Eco-evolutionary dynamics in an urbanizing planet. *Trends Ecol. Evol.* **30**, 114–126 (2015).
4. Angel, S., Parent, J., Civco, D. L., Blei, A. & Potere, D. The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000–2050. *Prog. Plan.* **75**, 53–107 (2011).
5. Seto, K. C., Güneralp, B. & Hutyrá, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **109**, 16083–16088 (2012).
6. Er, K. B. H., Innes, J. L., Martin, K. & Klinkenberg, B. Forest loss with urbanization predicts bird extirpations in Vancouver. *Biol. Conserv.* **126**, 410–419 (2005).
7. Grimm, N. B. *et al.* Global Change and the Ecology of Cities. *Science* **319**, 756–760 (2008).
8. Fuller Richard A, Warren Philip H & Gaston Kevin J. Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biol. Lett.* **3**, 368–370 (2007).
9. Kempenaers, B., Borgström, P., Loës, P., Schlicht, E. & Valcu, M. Artificial Night Lighting Affects Dawn Song, Extra-Pair Siring Success, and Lay Date in Songbirds. *Curr. Biol.* **20**, 1735–1739 (2010).
10. Rizwan, A. M., Dennis, L. Y. C. & Liu, C. A review on the generation, determination and mitigation of Urban Heat Island. *J. Environ. Sci.* **20**, 120–128 (2008).
11. Sorace, A. High density of bird and pest species in urban habitats and the role of predator abundance. *Ornis Fenn.* **79**, 60--71 (2002).
12. Rodewald, A. D., Kearns, L. J. & Shustack, D. P. Anthropogenic resource subsidies decouple predator–prey relationships. *Ecol. Appl.* **21**, 936–943 (2011).

13. Calegario-Marques, C. & Amato, S. B. Urbanization Breaks Up Host-Parasite Interactions: A Case Study on Parasite Community Ecology of Rufous-Bellied Thrushes (*Turdus rufiventris*) along a Rural-Urban Gradient. *PLOS ONE* **9**, e103144 (2014).
14. 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).
15. McKinney, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* **127**, 247–260 (2006).
16. Chace, J. F. & Walsh, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. *Landsc. Urban Plan.* **74**, 46–69 (2006).
17. Savard, J.-P. L., Clergeau, P. & Mennechez, G. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landsc. Urban Plan.* **48**, 131–142 (2000).
18. Tryjanowski, P. *et al.* Urbanization affects neophilia and risk-taking at bird-feeders. *Sci. Rep.* **6**, 28575 (2016).
19. Sol, D., González-Lagos, C., Moreira, D., Maspons, J. & Lapiedra, O. Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecol. Lett.* **17**, 942–950 (2014).
20. Perrier, C. *et al.* Great tits and the city: Distribution of genomic diversity and gene–environment associations along an urbanization gradient. *Evol. Appl.* **11**, 593–613 (2018).
21. Robb, G. N., McDonald, R. A., Chamberlain, D. E. & Bearhop, S. Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Front. Ecol. Environ.* **6**, 476–484 (2008).
22. Bichet, C. *et al.* Urbanization, Trace Metal Pollution, and Malaria Prevalence in the House Sparrow. *PLOS ONE* **8**, e53866 (2013).
23. Salmón P., Nilsson J. F., Nord A., Bensch S. & Isaksson C. Urban environment shortens telomere length in nestling great tits, *Parus major*. *Biol. Lett.* **12**, 20160155 (2016).
24. Isaksson, C. & Andersson, S. Carotenoid diet and nestling provisioning in urban and rural great tits *Parus major*. *J. Avian Biol.* **38**, 564–572 (2007).
25. Plummer, K. E., Bearhop, S., Leech, D. I., Chamberlain, D. E. & Blount, J. D. Winter food provisioning reduces future breeding performance in a wild bird. *Sci. Rep.* **3**, 2002 (2013).

26. Chamberlain, D. E. *et al.* Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. *Ibis* **151**, 1–18 (2009).
27. Perrins, C. M. The Timing of Birds' Breeding Seasons. *Ibis* **112**, 242–255 (1970).
28. Barba, E., Gil-Delgado, J. A. & Monros, J. S. The Costs of Being Late: Consequences of Delaying Great Tit *Parus major* First Clutches. *J. Anim. Ecol.* **64**, 642–651 (1995).
29. Visser, M. E., Noordwijk, A. J. van, Tinbergen, J. M. & Lessells, C. M. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* (1998).
30. Ausprey, I. J. & Rodewald, A. D. Postfledging Survivorship and Habitat Selection Across a Rural-to-Urban Landscape GradientSupervivencia Posterior al Emplumamiento y Selección de Hábitat en un Gradiente de Paisaje Rural a Urbano. *The Auk* **128**, 293–302 (2011).
31. Bolund, P. & Hunhammar, S. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.* **29**, 293–301 (1999).
32. Sandström, U. G., Angelstam, P. & Mikusiński, G. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landsc. Urban Plan.* **77**, 39–53 (2006).
33. Carbó-Ramírez, P. & Zuria, I. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landsc. Urban Plan.* **100**, 213–222 (2011).
34. Olioso, G. *Les mésanges*. (Delachaux et Niestlé, 2011).
35. Pap, P. L., Barta, Z., Tökölyi, J. & Vágási, I. C. Increase of feather quality during moult: a possible implication of feather deformities in the evolution of partial moult in the great tit *Parus major*. *J. Avian Biol.* **38**, 471–478 (2007).
36. Flegg, J. J. M. & Cox, C. J. The moult of British Blue Tit and Great Tit populations. *Bird Study* **16**, 147–157 (1969).
37. Merilä, J. Post-juvenile body moult in the Blue Tit *Parus caeruleus*: influence of age and nestling history. *Bird Study* **45**, 353–360 (1998).
38. Van Balen, J. The significance of variations in body weight and wing length in the Great Tit, *Parus major*. *Ardea* **55**, 1--59 (1967).
39. Ortais, L. *Influence of urbanization on host-gut microbiota interactions in Great tits (Parus major)*. 28 (Laboratoire EDB, CNRS, 2016).

40. Van Balen, J. Population fluctuations of the great tit and feeding conditions in winter. *Ardea* **55**, 143--165 (1980).
41. Vel'ký, M., Kaňuch, P. & Křištín, A. Food composition of wintering great tits (*Parus major*): habitat and seasonal aspects. *Folia Zool.* **60**, 228–236 (2011).
42. Verboven, N., Tinbergen, J.M., Verhulst, S., Centre for Terrestrial Ecology (NIOO / CTE) & Animal Population Biology. Food, reproductive success and multiple breeding in the Great Tit *Parus major*. *Ardea* **89**, 387–406 (2001).
43. Gosler, A. *The great tit*. (Hamlyn, 1993).
44. Perret, P. Suivi de la phénologie de la reproduction de la mésange bleue *Parus caeruleus*. (2004).
45. Nur, N. Feeding frequencies of nestling blue tits (*Parus caeruleus*): costs, benefits and a model of optimal feeding frequency. *Oecologia* **65**, 125–137 (1984).
46. Cowie, R. J. & Hinsley, S. A. Feeding Ecology of Great Tits (*Parus major*) and Blue Tits (*Parus caeruleus*), Breeding in Suburban Gardens. *J. Anim. Ecol.* **57**, 611–626 (1988).
47. Lindén, M. Reproductive Trade-Off between First and Second Clutches in the Great Tit *Parus major*: An Experimental Study. *Oikos* **51**, 285–290 (1988).
48. Björklund, M. & Westman, B. Adaptive advantages of monogamy in the great tit (*Parus major*): an experimental test of the polygyny threshold model. *Anim. Behav.* **34**, 1436–1440 (1986).
49. White, J. *et al.* Sexually transmitted bacteria affect female cloacal assemblages in a wild bird. *Ecol. Lett.* **13**, 1515–1524 (2010).
50. Daudin, J.-J., Robin, S. & Vuillet, C. *Statistique inférentielle : idées, démarches, exemples*. (Rennes : Société française de statistique, Presses universitaires de Rennes, 1999).
51. Naef-Daenzer, B. Patch time allocation and patch sampling by foraging great and blue tits. *Anim. Behav.* **59**, 989–999 (2000).
52. Gosler, A. G., Higham, J. P. & James Reynolds, S. Why are birds' eggs speckled? *Ecol. Lett.* **8**, 1105–1113 (2005).

53. Corsini, M., Dubiec, A., Marrot, P. & Szulkin, M. Humans and Tits in the City: Quantifying the Effects of Human Presence on Great Tit and Blue Tit Reproductive Trait Variation. *Front. Ecol. Evol.* **5**, (2017).
54. Rowan, W. On Photoperiodism, Reproductive Periodicity, and the Animal Migrations of Birds and Certain Fishes. *Boston Soc. Nat. Hist.* (1926).
55. Winkel, W. & Hudde, H. Long-Term Trends in Reproductive Traits of Tits (*Parus major*, *P. caeruleus*) and Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca*. *J. Avian Biol.* **28**, 187–190 (1997).
56. McCleery, R. H. & Perrins, C. M. temperature and egg-laying trends. *Nature* **391**, 30 (1998).
57. Wilkin, T. A., King, L. E. & Sheldon, B. C. Habitat quality, nestling diet, and provisioning behaviour in great tits *Parus major*. *J. Avian Biol.* **40**, 135–145 (2009).
58. Legrand, M. *Initiation à la recherche en biologie*. 11 (Laboratoire EDB, CNRS, 2018).

Annexes

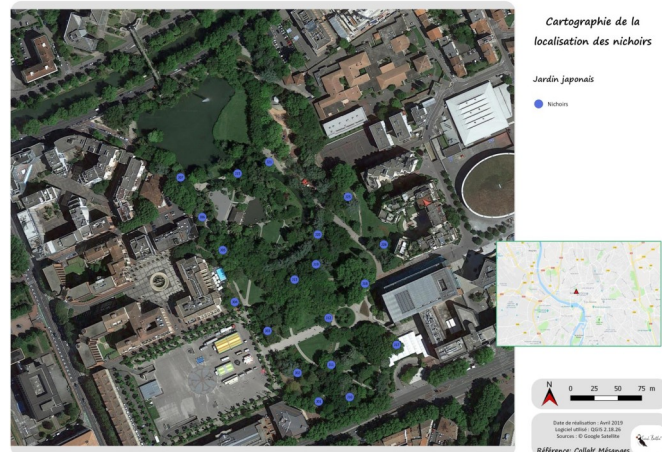


Figure 15 : Cartographie de la localisation des niohirs du jardin japonais (JJ). ©Sarah Berthe

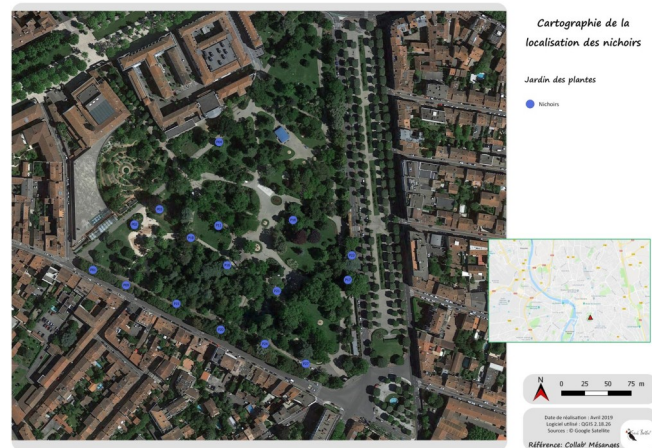


Figure 16 : Cartographie de la localisation des niohirs du jardin des plantes (JDP). ©Sarah Berthe

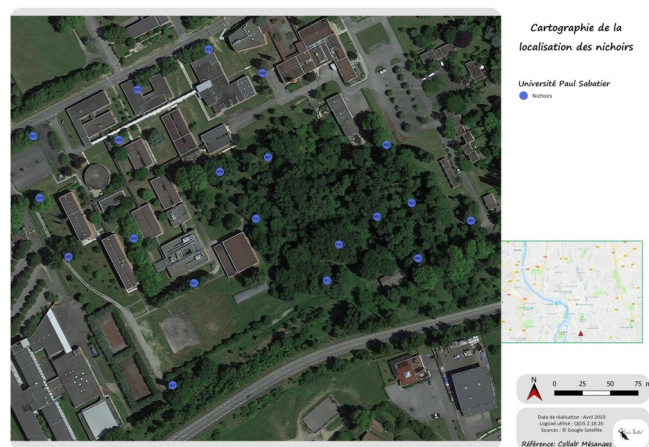


Figure 17 : Cartographie de la localisation des niohirs de l'ENSFEA. ©Sarah Berthe

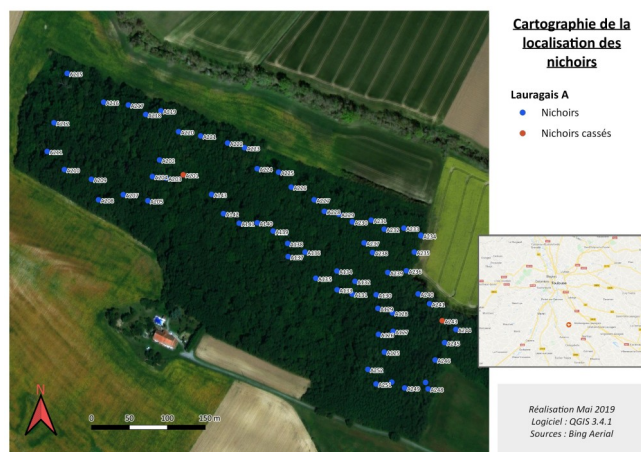


Figure 18 : Cartographie de la localisation des nichoirs du Lauragais A. ©Hugo Ostrowiecki

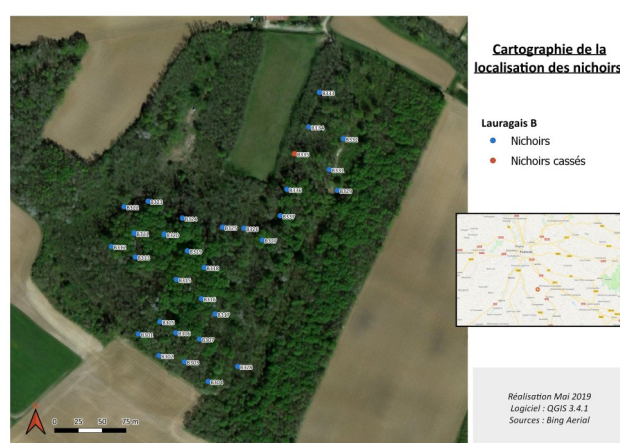
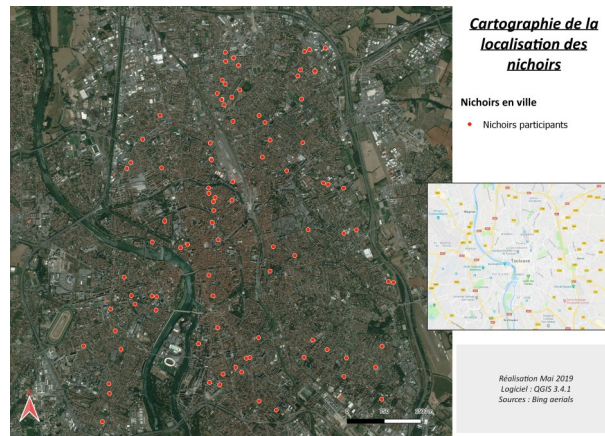


Figure 19 : Cartographie de la localisation des nichoirs du Lauragais B. ©Hugo Ostrowiecki



Figure 20 : Cartographie de la localisation des nichoirs du Lauragais C. ©Hugo Ostrowiecki



**Figure 21 : Cartographie de la localisation des nichoirs de l'opération « Nichoirs en ville » (NV).
©Hugo Ostrowiecki**



Figure 22 :Une ponte de 7 œufs de mésange charbonnière. ©Maxime Legrand



Figure 23 :Nichée de 5 oisillons à J+1 après l'éclosion. ©Maxime Legrand

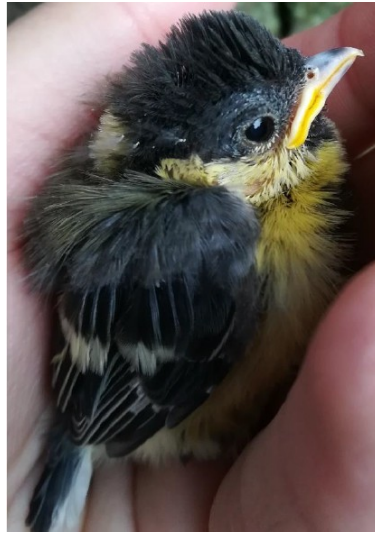


Figure 24 : Oisillon de mésange charbonnière à J+15 après l'éclosion. ©Maxime Legrand



Figure 25 : Logo de l'opération « Nichoirs en ville »

L'urbanisation fait partie des activités anthropiques les plus radicales concernant les milieux naturels. Elle se caractérise principalement par une densité de population accrue et constructions humaines élevée. Des études ont estimé la couverture urbaine à 770 000 km² et la population urbaine à près de 5 milliards d'habitants en 2030. Face à une telle ampleur, l'étude de son impact sur la biodiversité est crucial.

Dans ce rapport, l'objectif est d'étudier les effets de l'urbanisation sur les phases du cycle de reproduction des mésanges charbonnières (*Parus major*) et bleues (*Cyanistes caeruleus*) ainsi que sur les caractéristiques morphologiques des poussins. Dans la mesure du possible, grâce à une opération de science participative, il sera essayé d'étudier au sein même du milieu urbain, de potentielles différences entre les parcs et les nichoirs des participants de l'opération.

Des effets de l'urbanisation ont été observés. Les sites ruraux ont des tailles de pontes et de nichées plus importantes, et des poussins plus grands et lourds que les sites urbains. Ces résultats sont en adéquation avec des études similaires. Les différences entre les parcs et les nichoirs des participants ne se sont pas révélées souvent significatives faute d'un jeu de données suffisant. Accroître le nombre de nichoirs en ville serait bénéfique pour les études futures.

[keywords] = Urbanisation ; *Parus major* ; *Cyanistes caeruleus* ; Reproduction ; Ecologie aviaire ; Biodiversité ; Traits de vie ; Ville ; Ecosystèmes urbains ; Gradient urbain-rural ; Végétation urbaine