



HAL
open science

Caractérisation des communautés d'oiseaux et de chauves-souris dans les parcs urbains d'Aix-en-Provence

Cécile H Albert, Cédric Cabrera, Elsa Marty, Lucile Verdier

► To cite this version:

Cécile H Albert, Cédric Cabrera, Elsa Marty, Lucile Verdier. Caractérisation des communautés d'oiseaux et de chauves-souris dans les parcs urbains d'Aix-en-Provence. *Ecologia mediterranea*, 2021, 47 (1), pp.17-33. 10.3406/ecmed.2021.2117 . hal-03325250

HAL Id: hal-03325250

<https://amu.hal.science/hal-03325250>

Submitted on 24 Aug 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Caractérisation des communautés d'oiseaux et de chauves-souris dans les parcs urbains d'Aix-en-Provence

Characterisation of bird and bat communities in the urban parks of Aix-en-Provence

Cécile H. ALBERT^{1,*}, Cédric CABRERA^{1,*}, Elsa MARTY^{1,*} et Lucile VERDIER^{1,*}

1. Aix-Marseille Université, Université d'Avignon, CNRS, IRD, IMBE, Aix-en-Provence, France

* Tous les auteurs ont contribué de manière équivalente à ce travail : cecile.albert@imbe.fr, cedric.cabrera@sfr.fr, elsa.marty@hotmail.fr, lucile.verdier@etu.univ-amu.fr

Received: 22 April, 2021; First decision: 10 May, 2021; Revised: 12 May, 2021; Second decision: 30 May, 2021; Revised: 3 June, 2021; Final decision: 7 June, 2021.

Résumé

Dans des villes toujours plus grandes et plus denses, les espaces à caractère de nature fournissent des services écosystémiques, permettent de conserver la biodiversité et sont des lieux de rencontre entre humains et non-humains. Il est donc essentiel que les décideurs, concepteurs et gestionnaires de la ville puissent rapidement caractériser la biodiversité abritée dans ces espaces afin de concilier dans les projets de développement et les modes de gestion, attentes de la population et enjeux environnementaux. Ici, nous visons à identifier les facteurs déterminant les cortèges d'espèces observés dans les 10 parcs de la ville d'Aix-en-Provence (caractéristiques des parcs, modes de gestion, types de contexte urbain), et ce pour deux taxons aux exigences écologiques différentes : l'avifaune et la chirofaune. Nous avons contacté 39 espèces d'oiseaux. Les communautés aviaires s'homogénéisent de la périphérie vers le centre-ville. On trouve les communautés les plus riches dans les parcs plus grands, présentant une plus grande diversité en habitat et entourés de plus de verdure. Nous avons capté plus de 53 000 passages de chauves-souris, ce qui représente une

activité plutôt forte pour des parcs urbains méditerranéens. Il existe une très forte hétérogénéité d'activité entre parcs, qui n'est pas expliquée par les caractéristiques des parcs. Le parc présentant le plus fort taux d'activité est un parc de taille moyenne enclavé dans la ville dense. Nos résultats confirment que la question de la biodiversité en ville doit être posée en considérant plusieurs échelles spatiales et plusieurs taxons. La diversité des habitats et la couverture de la végétation dans et autour du parc sont une dimension critique pour l'aménagement et la gestion de la ville.

Abstract

In ever larger and denser cities, spaces with a nature character provide ecosystem services, enable biodiversity conservation and are meeting places for humans and non-humans. It is therefore key for decision-makers, city designers and city managers to be able to rapidly characterise the biodiversity housed in these spaces in order to reconcile the population's expectations and environmental issues in development projects and management methods. Here, we aim

Mots-clés : biodiversité, fabrique urbaine, chiroptères, avifaune, homogénéisation, trame verte.

Keywords: biodiversity, urban planning, chiropterans, avifauna, homogenisation, green corridors.

to identify the factors determining the species assemblages observed in the 10 parks of the city of Aix-en-Provence (characteristics of the parks, management methods, types of urban context), and this for two taxa with different ecological requirements: avifauna and chirofauna. We contacted 39 species of birds. Bird communities become more homogenous from the periphery to the city centre, and the richest communities are found in the larger parks, with a greater diversity of habitats and surrounded by more greenery. We also recorded more than 53,000 passings of bats, indicating a rather high level of activity for urban Mediterranean parks. There is a very strong heterogeneity of activity between parks, which is not explained by the characteristics of the parks. The park with the highest activity rate is a medium-sized park embedded in the dense city. Our results confirm that the question of biodiversity in the city must be asked by considering several spatial scales and several taxa. The habitat potential and vegetation cover in and around the park is a critical dimension for the planning and management of the city.

Introduction

En 2020, les citoyens représentent plus de la moitié de la population humaine mondiale ; ils pourraient atteindre 60 % d'ici 2050 alors qu'ils n'étaient que 30 % en 1950 (United Nations 2019). Cet accroissement s'accompagne d'une artificialisation incessante de nouveaux espaces à travers le monde (Seto *et al.* 2012). En France par exemple, ce sont chaque année entre 16 000 et 60 000 hectares qui sont artificialisés (Fosse *et al.* 2019).

Cette artificialisation des terres est une cause majeure du déclin de la biodiversité (IPBES 2019). Elle entraîne une perte et une fragmentation des habitats naturels ainsi qu'une modification profonde des conditions environnementales locales (pollutions lumineuse, sonore et atmosphérique, augmentation des températures, modification du cycle de l'eau) (Grimm *et al.* 2008). Ainsi, il a été montré qu'une urbanisation croissante allait de pair avec une diminution de la richesse et de la diversité de nombreux taxons (Piano *et al.* 2020), en particulier les papillons (Lee *et al.* 2015), les oiseaux (Reis *et al.* 2012), les chauves-souris (Russo & Ancillotto 2015), les abeilles (Hernandez *et al.* 2009), ou encore les plantes (Muratet *et al.* 2007). À l'inverse, il a également été montré que certains espaces urbains peuvent servir de réservoirs de biodiversité, notamment lorsqu'ils offrent une grande diversité d'habitats (Blair 1996, Callaghan *et al.* 2019a).

Les parcs sont des espaces urbains ouverts et délimités, dominés par de la végétation ou des éléments aquatiques et gérés pour des usages publics (Nielsen *et al.* 2014). Ils peuvent constituer des « hotspots de biodiversité » au cœur de la ville (Cornelis & Hermy 2004). Dans des villes toujours plus grandes et plus denses, les parcs sont devenus, avec les autres espaces à caractère de nature (Clergeau 2007), le cœur des relations entre citoyens et non-humains. En effet, la nature en ville participe à l'équilibre physique et mental et à la santé des citoyens (Rook 2013, Beninde *et al.* 2015). Elle est aussi l'un des leviers de l'adaptation des villes aux changements climatiques du fait des services de régulation (ex. stockage du carbone, réduction des îlots de chaleur, régulation des crues) qu'elle peut fournir (Clergeau 2012). En contrepartie, elle peut également être source de disservices tels que le risque incendie, les potentielles chutes de branches, les piqûres ou morsures d'animaux, ou encore la criminalité liée aux espaces masqués par la végétation (Sandström *et al.* 2006).

Intégrer la nature et les services écosystémiques dans la conception et la gestion de la ville est ainsi devenu une priorité (Clergeau 2012). Mais les décideurs, concepteurs et gestionnaires de la ville manquent souvent de données de biodiversité pour appuyer leurs décisions (Callaghan *et al.* 2020). Ils n'ont alors d'autre choix que de s'appuyer sur des outils synthétiques dérivés de résultats obtenus dans d'autres villes et d'autres contextes. Par exemple, la méthode proposée par l'Agence d'urbanisme Bordeaux Aquitaine pour évaluer la qualité écologique potentielle d'un espace prend en compte les éléments suivants (A'urba 2016) : le type d'espace (ex. public, privé), la superficie, la diversité des espèces végétales présentes, la présence d'eau ou de milieux humides, la diversité des strates végétales, la proximité d'un réservoir de biodiversité. Si ces effets sont largement confirmés par la littérature (Clergeau *et al.* 2006, Beninde *et al.* 2015, Piano *et al.* 2020), la manière dont ils peuvent se décliner pour des villes de différentes tailles – notamment de petites villes dans lesquelles les gradients d'urbanisation sont spatialement plus courts mais pas nécessairement moins intenses (centre très dense, distance à des réservoirs de biodiversité plus faible) – reste incertaine. Il est donc essentiel pour les concepteurs et gestionnaires de la ville de mieux comprendre comment les caractéristiques des parcs, les modes de gestion et le contexte urbain dans

lequel ils se trouvent déterminent les cortèges d'espèces qu'on y retrouve.

La présente étude vise à déterminer les principaux facteurs structurant la biodiversité dans les parcs urbains d'une ville méditerranéenne, Aix-en-Provence. La biodiversité est ici abordée à travers deux taxons aux besoins écologiques contrastés : l'avifaune et la chirofaune. Si l'approche « bio-indicateur » a souvent primé, considérant que l'analyse d'un taxon pouvait servir d'indicateur à l'état d'autres taxons, des études multi-taxons récentes montrent que différents taxons répondent souvent de manière décorrélée aux facteurs liés à l'urbanisation (Piano *et al.* 2020). Nous abordons ici trois questions :

- 1) Comment sont structurées les communautés d'oiseaux au sein des parcs urbains d'Aix-en-Provence et comment les caractéristiques des parcs influencent-elles leur richesse ?
- 2) Quelle est l'influence du contexte urbain sur les communautés d'oiseaux dans les parcs ?
- 3) Comment ces mêmes facteurs (caractéristiques des parcs et contexte urbain)

influencent-ils la chirofaune et l'activité globale des chauves-souris dans la ville ?

Nous discutons ensuite de l'implication de nos résultats quant à l'application de méthodes d'évaluations simplifiées de la valeur écologique des milieux dans la ville d'Aix-en-Provence et des conséquences à en tirer pour la gestion raisonnée de ces espaces dans le but de conserver la diversité du vivant.

Matériels et méthodes

Sites d'études

L'étude a été réalisée à Aix-en-Provence (43°31'47.433"N, 5°26'50.905"E), dans le département français des Bouches-du-Rhône. Le climat est méditerranéen avec des précipitations annuelles moyennes de 646 mm et une température annuelle moyenne de 13,1 °C.

Aix-en-Provence compte 145 676 habitants répartis sur 186 km² et présente donc

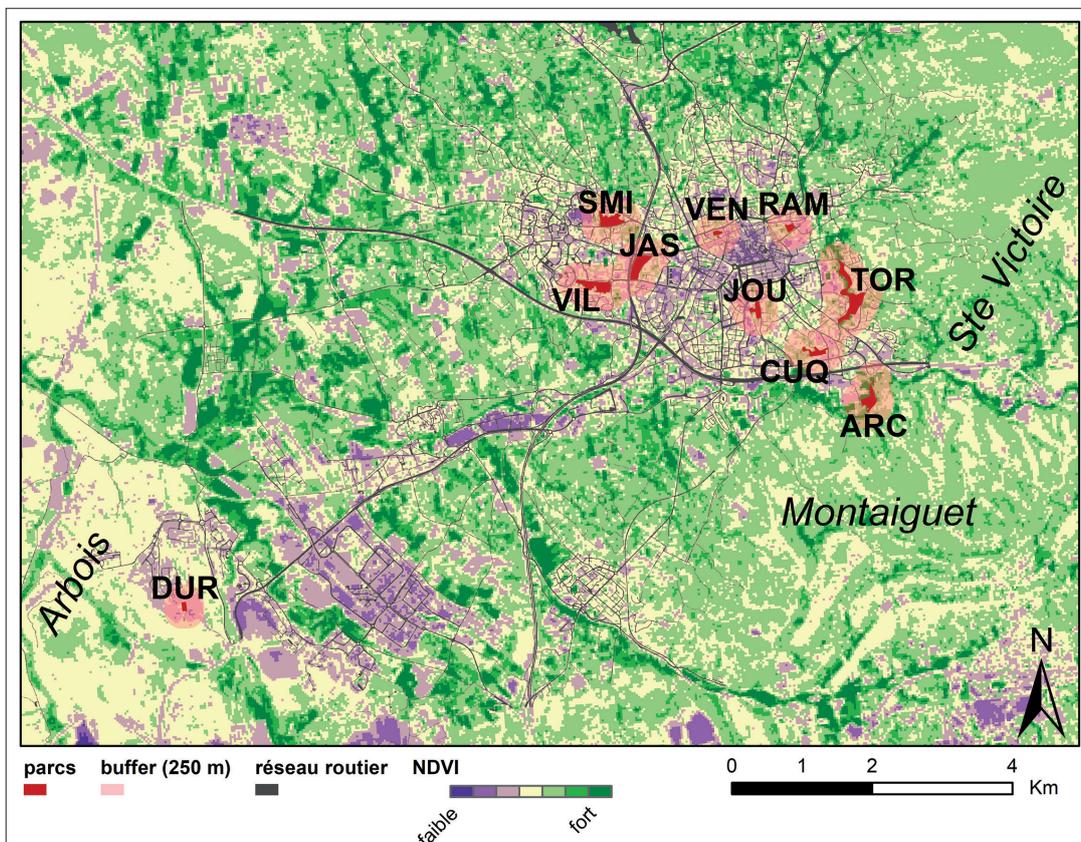


Figure 1 – Carte des parcs urbains de la ville d'Aix-en-Provence.

Le nom des parcs est indiqué par trois lettres : parc Christine-Bernard (ARC), parc des Collines de Cuques (CUQ), parc paysager des Restanques (DUR), parc de la Bastide Jas de Bouffan (JAS), parc Jourdan (JOU), parc Rambot (RAM), parc Saint-Mitre (SMI), promenade de la Torse (TOR), jardins du pavillon de Vendôme (VEN) et parc Gilbert-Villers (VIL).

Le nom des massifs naturels environnants est indiqué en italique.

une densité moyenne relativement faible (~ 780 hab./km², soit 4 % de celle de Paris), bien qu'une majorité des habitants se concentrent sur une surface restreinte (environ 30 % du territoire artificialisé). Aix-en-Provence présente également une couverture arborée supérieure à la moyenne nationale (~ 28 % de patrimoine arboré en ville et 38 % sur l'ensemble du territoire communal, contre 18 % pour la moyenne nationale, Kermap 2021). En contrepartie, l'étalement urbain depuis 1990 y a été beaucoup plus intense que la moyenne nationale.

Les inventaires ont été réalisés dans les dix parcs de la ville gérés par la Direction des espaces verts (figure 1) : parc Christine-Bernard (ARC), parc des Collines de Cuques (CUQ), parc paysager des Restanques (DUR), parc de la Bastide Jas de Bouffan (JAS), parc Jourdan (JOU), parc Rambot (RAM), parc Saint-Mitre (SMI), promenade de la Torse (TOR), jardins du pavillon de Vendôme (VEN) et parc Gilbert-Vilers (VIL). Ces parcs reflètent une gamme de conditions locales variées (taux de végétation, éclairage artificiel, présence d'une étendue d'eau) et des contextes spatiaux diversifiés (localisation au sein de différentes formes urbaines, distance à des réservoirs de biodiversité).

Caractérisation des communautés aviaires

Afin de caractériser les communautés d'oiseaux dans les parcs, nous avons effectué un suivi par points d'écoute de 10 minutes

(Shwartz *et al.* 2013), deux heures au maximum après le lever du soleil, période où les oiseaux sont les plus actifs (Jokimäki 1999), et dans des conditions météorologiques favorables (absence de pluie et de vent fort). Pour obtenir une bonne représentation des communautés tout en réduisant le risque de contacter plusieurs fois un même individu en deux points différents, le nombre de points a été ajusté à la surface de chacun des parcs (entre 4 et 9, tableau 1) en maintenant une distance minimale de 100 mètres entre deux points (Schoereder *et al.* 2004, Leveau 2013). Deux passages ont été réalisés au mois de mai et juin 2020, couvrant ainsi le pic d'activité des oiseaux nicheurs.

Du fait de contraintes logistiques liées au contexte sanitaire (Covid-19), le premier passage a été réalisé sous forme d'enregistrements avec un enregistreur AUDIOMOTH 1.1.0 réglé avec un taux d'échantillonnage de 48 kHz et un gain élevé, positionné à hauteur d'oreille humaine et orienté tour à tour vers les quatre points cardinaux pendant la durée d'écoute. Ces enregistrements ont été écoutés à l'oreille, avec le logiciel Audacity®, afin de procéder à l'identification des espèces (présence/absence uniquement). Notons que le rayon de détection est ici lié à la capacité de l'enregistreur et non dépendant du naturaliste comme dans les protocoles classiques ; nous avons toutefois écarté les chants ou cris perçus trop faiblement. Nous avons également omis les espèces survolant uniquement les parcs (ex : guêpiers d'Europe, martinets noirs). Le deuxième passage a quant à lui été réalisé

Tableau 1 – Variables de caractérisation des parcs et de leurs communautés d'oiseaux et de chauve-souris.

parcs	aire (ha)	NDVI parc	habitat potentiel	prop. bâti 250	NDVI 250	ndsi-655:725	dist. res. (m)	Nb. écoutes	SR	SR rar.	Activité		
											mai	juin	sept.
ARC	4,3	0,44	10	0,04	0,33	0,96	0	8	28	23	6 072	2 371	2 976
CUQ	2,4	0,33	7	0,16	0,26	0,72	800	6	23	23	2 261	1 232	1 304
DUR	1,3	0,22	3	0,12	0,19	0,31	600	4	8	7	170	54	130
JAS	5,3	0,40	8	0,15	0,23	-0,67	3 200	6	22	20	1 785	2 011	3 189
JOU	2,1	0,35	9	0,25	0,23	0,57	1 500	6	22	19	4 160	4 340	4 275
RAM	1,1	0,35	2	0,36	0,22	-0,04	900	3	19	19	3 207	1 710	539
SMI	5,3	0,41	6	0,17	0,27	-0,54	3 500	6	26	22	497	1 423	708
TOR	10,0	0,42	10	0,14	0,29	0,97	350	9	30	26	1 680	582	530
VEN	0,9	0,39	3	0,40	0,23	-0,35	1 800	3	15	14	1 632	878	1 127
VIL	5,8	0,33	5	0,14	0,22	-0,20	3 400	7	24	20	428	1 266	670

parcs : nom codifié des parcs ; aire : aire du parc en hectares ; NDVI : indice de végétation normalisé dans le parc (NDVI parc) ou dans les 250 m autour (NDVI 250) ; habitat potentiel : indice de complexité de l'habitat dans le parc (valeurs entre 0 et 10) ; prop. bâti 250 : proportion de surface bâtie dans les 250 m autour du parc ; ndsi-655:725 : indice acoustique de perturbation anthropique moyen entre 6 h 55 et 7 h 25 du matin ; dist. res. : distance à la réserve de biodiversité la plus proche, en mètres ; Nb. écoutes : nombre de points d'écoute réalisés à chaque passage (mai et juin) dans ce parc ; SR : richesse spécifique du parc en oiseaux et SR rar. cette même richesse standardisée ; Activité : le nombre de passages de chauves-souris comptabilisés pour chacun des trois suivis durant les mois de mai, juin et septembre.

directement à l'oreille dans les parcs. La liste des espèces présentes dans chaque parc résulte des écoutes cumulées lors des deux passages. Afin de tester si l'effort d'échantillonnage fourni était suffisant pour caractériser les communautés aviaires des différents parcs, nous avons analysé les courbes d'accumulation nombre de points d'écoute – nombre d'espèces (Chao & Jost 2012). Pour rendre les données comparables entre les parcs, nous avons ensuite standardisé les valeurs de richesse spécifique par une approche de raréfaction (ou ré-échantillonnage) au plus petit niveau de couverture (ici à 92 % de la richesse).

Nous avons également comparé la composition des communautés des différents parcs à l'aide d'une Analyse factorielle des correspondances et en calculant l'indice de dissimilarité de Jaccard pour chaque paire de parcs (ratio entre le nombre d'espèces présentes dans les deux parcs et le nombre d'espèces présentes dans l'un et/ou l'autre des parcs, Jaccard 1901) ainsi que la composante d'emboîtement de cet indice (Baselga 2012).

Estimation du niveau d'activité des chiroptères

Afin de caractériser l'activité des chiroptères dans les parcs, nous avons effectué un suivi acoustique à l'aide d'enregistreurs de type AUDIOMOTH 1.1.0. Les enregistrements effectués sur une large gamme de fréquence (ici jusqu'à 384 kHz, gain élevé) capturent les cris émis par les chauves-souris pour chasser (écholocation) ou communiquer (cris sociaux). Nous avons suivi le protocole « point fixe » du programme Vigie-Chiro porté par le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN 2021). Pour chaque parc, l'enregistreur a été fixé au cœur du parc entre 1 et 2,5 mètres de hauteur, et a enregistré en continu (par tronçons de 10 minutes) sur la nuit complète (de 30 minutes avant le coucher à 30 minutes après le lever du soleil). Les enregistrements ont été réalisés dans des conditions météorologiques favorables aux chiroptères, c'est-à-dire en l'absence de pluie, par vent et couverture nuageuse faibles et par des températures supérieures à 12 °C. Trois passages ont été réalisés au mois de mai, juin et septembre 2020, couvrant ainsi la période principale d'activité des chiroptères et comme recommandé par le programme Vigie-Chiro.

Les enregistrements ont ensuite été découpés en blocs de cinq secondes avec une expansion de temps d'un facteur 10, puis traités par le logiciel Tadarida (Bas *et al.* 2017). Cet outil permet de détecter automatiquement les cris de chauves-souris dans les enregistrements et de les associer à une espèce ou une famille taxonomique donnée avec un certain niveau de confiance (Kerbiriou *et al.* 2018). Il est alors possible de comptabiliser pour chaque espèce ou au global un nombre de « passages » – ce qui correspond à la détection d'un ou de plusieurs cris de chauve-souris au cours d'une séquence de cinq secondes (Millon *et al.* 2015) – par nuit d'enregistrement (soit ici 6 840 à 8 280 blocs de 5 secondes). N'ayant pas les compétences taxonomiques pour (in-) valider manuellement l'ensemble des taxons identifiés automatiquement, nous utilisons le nombre de passages par nuit comme indicateur d'activité globale de la communauté de chiroptères et de l'intensité d'usage au niveau du point d'écoute, plutôt que comme un indice d'abondance (Wickramasinghe *et al.* 2003). Nous avons conservé uniquement les passages identifiés avec un niveau de confiance supérieur à 0,8 (Barré *et al.* 2019).

Caractérisation des parcs

Les parcs et leur contexte urbain ont été caractérisés par sept variables environnementales (tableau 1).

Trois variables visent à décrire le parc en lui-même :

- la surface du parc (avec transformation logarithme pour normaliser la distribution), sachant que les parcs plus grands abritent généralement une biodiversité plus riche (Fernández-Juricic 2000) ;
- la valeur moyenne de l'indice de végétation par différence normalisé (NDVI) dans le parc, indice qui a été calculé à partir d'une image Landsat 8 datant du 9 mai 2020 (résolution = 30 m) selon la formule $NDVI = (PIR - R) / (PIR + R)$, où PIR est la bande de Proche Infrarouge et R la bande Rouge (Blog SIG 2021). Le NDVI est compris entre -1 et 1, les valeurs positives correspondant aux formations végétales et les valeurs négatives à l'eau et aux surfaces bétonnées ;
- un indice de complexité de l'habitat à dire d'expert combinant cinq critères : la couverture de chacune des trois strates de végétation (herbacée, ligneux bas, ligneux haut), la diversité des espèces végétales, la diversité

des milieux représentés (ex. présence de vieux arbres, rivière...). Chaque critère est noté de 0 à 2, puis les critères sont sommés, donnant une note de 0 (potentiel d'habitat faible) à 10 (potentiel d'habitat fort) pour chacun des parcs.

Quatre variables visent à décrire le contexte urbain du parc :

– la proportion de surface bâtie dans les 250 mètres autour du parc, calculée sur la base de la BD TOPO (BD TOPO® v3, IGN 2019). Cette variable est fortement corrélée à la même proportion calculée dans les 500 m autour du parc (cor = 0,97), ainsi qu'avec la proportion en surface de routes dans les 250 m (cor = 0,63), deux variables non retenues. Cette variable caractérise les formes urbaines dominantes que l'on trouve en périphérie des parcs (comm. pers. Agence d'urbanisme du Pays d'Aix), avec la ville dense du centre-ville dont les proportions de bâti sont supérieures à 0,3 (2 parcs), le bâti isolé du périurbain dont les proportions sont inférieures à 0,1 (1 parc) et des valeurs intermédiaires pour la ville peu dense que l'on retrouve principalement dans la première couronne urbaine ;

– la valeur moyenne de l'indice de végétation par différence normalisé (NDVI) dans les 250 m autour du parc. Cette variable est fortement corrélée au NDVI moyen dans les 500 m (cor = 0,91), variable non retenue ;

– l'indice acoustique de perturbation anthropique ($ndsi = (b - a)/(b + a)$) caractérise la part d'anthropophonie (a, les bruits générés par les activités humaines, typiquement entre 1 et 2 kHz) et de biophonie (b, les sons émis par la biodiversité, typiquement entre 2 et 9 kHz) au sein du paysage acoustique de chaque parc (Pijanowski *et al.* 2011). Cet indice a été calculé à partir des enregistrements décrits précédemment avec une résolution temporelle de une minute. Pour chaque parc, nous avons sélectionné une suite d'enregistrements réalisés sur une journée ouvrée du mois de mai 2020. Ceux-ci ont été ré-échantillonnés à 48 kHz avec le logiciel libre Voxengo R8brain V2.8 ©. Le ndsi décrit la dominance des activités anthropiques (valeurs négatives) ou de la biophonie (valeurs positives) dans le paysage sonore (Kasten *et al.* 2012). Il a été moyenné sur une fenêtre temporelle 6 h 55-7 h 25 qui correspond au début de pic d'activité anthropique dans la zone d'étude ;

– la distance euclidienne séparant le parc du réservoir de biodiversité le plus proche (Fernández-Juricic 2000). Ici nous avons considéré comme réservoir les trois gros

massifs de forêts et garrigues qui entourent la ville d'Aix-en-Provence : la Sainte-Victoire à l'est, le Montaiguët au sud et l'Arbois à l'ouest. Cette variable a été normalisée avec une transformation en racine carrée.

D'autres variables auraient pu être incluses pour mieux comprendre les patrons de biodiversité observés – telles que l'ancienneté du parc et du quartier (Fernández-Juricic 2000), la présence d'eau (rivière, étang, fontaine), la présence d'éclairage artificiel (Voigt & Lewanzik 2011), ou encore un indicateur de gestion au sein des parcs – mais ces variables n'étaient soit pas accessibles, soit de sources trop hétérogènes, ou menant à des distributions de valeurs trop biaisées du fait du faible nombre de parcs existants dans la ville (N = 10).

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée afin d'analyser les relations entre ces différentes variables.

Analyses statistiques

Afin de tester l'effet des caractéristiques des parcs sur la richesse de l'avifaune des parcs, nous avons utilisé des modèles linéaires généralisés reliant la richesse spécifique raréfiée comme variable de réponse et les différentes variables de description des parcs comme variables explicatives. La richesse raréfiée ne s'éloignant pas d'une distribution normale (test de Shapiro-Wilk, $W = 0,87512$, p-value = 0,1147), nous avons conservé un modèle gaussien. Nous avons ensuite comparé ces modèles sur la base de leur AIC (critère d'information d'Akaike) pour identifier les variables ayant un effet significatif.

Afin de tester l'effet des caractéristiques des parcs sur l'activité de la chirofaune, nous avons utilisé des modèles linéaires mixtes reliant le nombre de passages comptabilisés comme variable de réponse, le parc comme facteur aléatoire (pour intégrer les trois mesures répétées dans chacun d'eux) et les différentes variables de description des parcs comme facteurs fixes. Le nombre de passage a été normalisé à l'aide d'une transformation racine carrée (test de Shapiro-Wilk, $W = 0,97771$, p-value = 0,7621). Nous avons ensuite comparé ces modèles avec facteurs fixes avec un modèle « intercept » grâce à des tests de rapport de vraisemblance (fonction « anova »). Les modèles ont pour cela été calibrés avec la méthode du maximum de vraisemblance (Bolker *et al.* 2009).

Étant donné le faible nombre de parcs (N = 10), et donc de degrés de liberté dans les modèles, nous avons effectué les modèles (oiseaux et chauves-souris) avec chaque variable séparément. Les modèles ont été calculés avec et sans le parc DUR qui présente des valeurs de richesse et d'activité beaucoup plus faibles que les autres parcs.

Les analyses cartographiques ont été réalisées avec Qgis3 (QGIS Development Team 2021) et ArcGIS 10.3.1 © et les statistiques avec R (version 4.0.0) (R Core Team 2021).

Résultats

Caractérisation des parcs et de leur contexte

Les parcs étudiés se distinguent le long de deux axes principaux de l'ACP des variables environnementales (Annexe, figure A1) représentant respectivement 53 % et 25 % de la variance. Le premier axe est principalement expliqué par le contexte autour du parc (NDVI dans les 250 mètres et proportion de bâti), mais aussi par les conditions au sein du parc (potentiel d'habitat, NDVI moyen, aire). Le deuxième axe est tiré positivement par la localisation du parc dans la ville, en particulier la distance à un réservoir de biodiversité, et négativement par la pollution sonore. Les parcs de la ville forment un continuum de conditions avec à une extrémité les parcs RAM et VEN de plein centre-ville, et à l'autre les parcs TOR et ARC de périphérie. Les parcs

intermédiaires sont entourés de tissu urbain dense, mais se situent en périphérie du vieux centre. Ils ont des surfaces et des potentiels d'habitat intermédiaires et se distinguent par leur position dans la ville, soit très éloignée (VIL, SMI), soit assez proche des grands réservoirs de biodiversité et éloignées des principales sources de pollution sonores (autoroutes, centres commerciaux). Le parc DUR se distingue des autres par sa très petite taille, mais aussi le fait qu'il se situe dans un quartier récent à proximité des réservoirs de biodiversité.

Caractérisation des communautés aviaires

En 116 points d'écoute (répartis en deux sessions), nous avons contacté un total de 39 espèces d'oiseaux appartenant à 20 familles différentes (tableau 2) ; cela représente un niveau de couverture d'échantillonnage global de 99,7 % de la richesse, cette couverture variant entre sites de 92 (CUQ) à 97 % (ARC) (Annexe, figure A2). Certaines espèces fréquentent l'ensemble des parcs comme la pie bavarde (*Pica pica*) ou le chardonneret élégant (*Carduelis carduelis*), d'autres n'ont été observées que dans un ou deux parcs comme le loriot d'Europe (*Oriolus oriolus*), le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*), le pic épeiche (*Dendrocopos major*) ou la gallinule poule d'eau (*Gallinula chloropus*).

On distingue quatre groupes de parcs qui diffèrent par leurs communautés (figure 2). Les

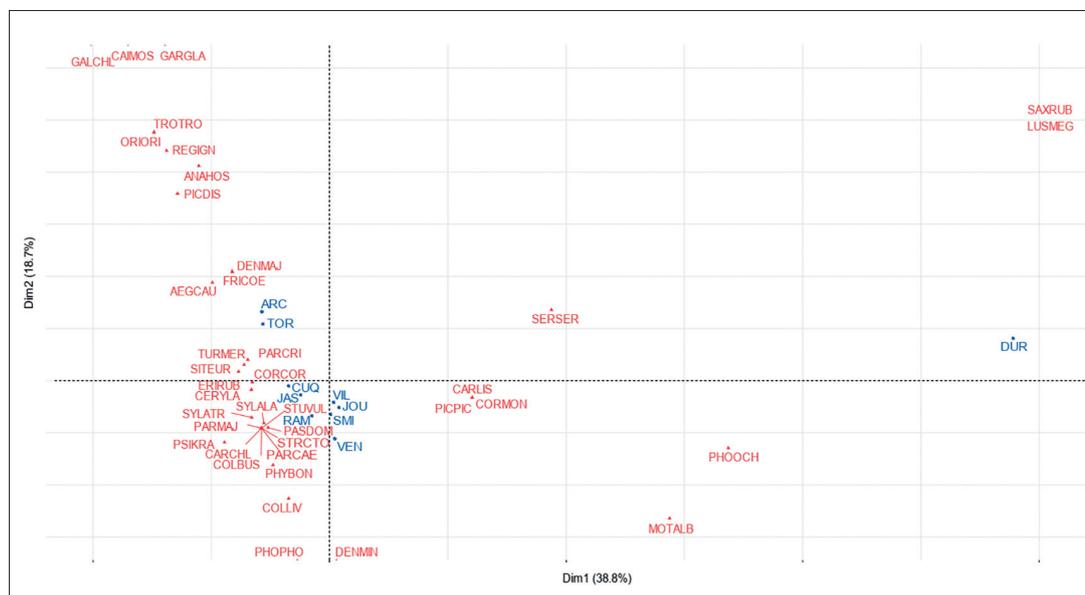


Figure 2 – Analyse factorielle des correspondances (AFC) sur les communautés d'oiseaux dans les parcs. Les espèces (étiquettes et triangles rouges, codes dans tableau 2) et les parcs (étiquettes et points bleus) sont positionnés le long des deux premiers axes de l'AFC.

Tableau 2 – Liste des espèces d'oiseaux contactées dans les parcs

Code	Nom latin	Nom vernaculaire	ARC	CUQ	DUR	JAS	JOU	RAM	SMI	TOR	VEN	VIL
AEGCAU	<i>Aegithalos caudatus</i> L.	Mésange à longue queue	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0
ANAHOS	<i>Anas platyrhynchos</i> L.	Canard colvert	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1
CAIMOS	<i>Cairina moschata</i> L.	Canard de barbarie	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
CARCHL	<i>Carduelis chloris</i> L.	Verdier d'Europe	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
CARLIS	<i>Carduelis carduelis</i> L.	Chardonneret élégant	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CERYLA	<i>Certhia brachydactyla</i> Brehm	Grimpeur des jardins	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1
COLBUS	<i>Columba palumbus</i> L.	Pigeon ramier	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
COLLIV	<i>Columba livia</i> Gmelin	Pigeon biset	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
CORCOR	<i>Corvus corone</i> L.	Corneille noire	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1
CORMON	<i>Coloeus monedula</i> L.	Choucas des tours	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
DENMAJ	<i>Dendrocopos major</i> L.	Pic épeiche	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1
DENMIN	<i>Dendrocopos minor</i> L.	Pic épeichette	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
ERIRUB	<i>Erithacus rubecula</i> L.	Rouge-gorge familier	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1
FRICOE	<i>Fringilla coelebs</i> L.	Pinson des arbres	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1
GALCHL	<i>Gallinula chloropus</i> L.	Gallinule poule d'eau	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GARGLA	<i>Garrulus glandarius</i> L.	Geai des chênes	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
LUSMEG	<i>Luscinia megarhynchos</i> Brehm	Rossignol philomèle	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
MOTALB	<i>Motacilla alba</i> L.	Bergeronnette grise	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1
ORIORI	<i>Oriolus oriolus</i> L.	Loriot d'Europe	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
PARCAE	<i>Cyanistes caeruleus</i> L.	Mésange bleue	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
PARCRI	<i>Parus cristatus</i> L.	Mésange hupée	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1
PARMAJ	<i>Parus major</i> L.	Mésange charbonnière	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
PASDOM	<i>Passer domesticus</i> L.	Moineau domestique	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1
PHOOCH	<i>Phoenicurus ochruros</i> Gmelin	Rougequeue noir	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1
PHOPHO	<i>Phoenicurus phoenicurus</i> L.	Rougequeue à front blanc	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1
PHYBON	<i>Phylloscopus bonelli</i> Vieillot	Pouillot de Bonelli	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
PICDIS	<i>Picus viridis</i> L.	Pic-vert	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
PICPIC	<i>Pica pica</i> L.	Pie bavarde	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
PSIKRA	<i>Psittacula krameri</i> Scopoli	Perruche à collier	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
REGIGN	<i>Regulus ignicapillus</i> Temminck	Roitelet à triple bandeau	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
SAXRUB	<i>Saxicola rubetra</i> L.	Tarier des prés	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
SERSER	<i>Serinus serinus</i> L.	Serin cini	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1
SITEUR	<i>Sitta europaea</i> L.	Sittelle torchepot	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0
STRCTO	<i>Streptopelia decaocto</i> Frivaldszky	Tourterelle turque	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
STUVUL	<i>Sturnus vulgaris</i> L.	Étourneau sansonnet	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
SYLALA	<i>Sylvia melanocephala</i> Gmelin	Fauvette mélanocéphale	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
SYLATR	<i>Sylvia atricapilla</i> L.	Fauvette à tête noire	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
TROTRO	<i>Troglodytes troglodytes</i> L.	Troglodyte mignon	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
TURMER	<i>Turdus merula</i> L.	Merle noir	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0

parcs ARC et TOR – les deux parcs les plus grands, avec les plus forts potentiels d'habitat et les plus périphériques (bâti moins dense, pollution sonore plus faible) – accueillent les communautés les plus riches (28 et 30 espèces observées, tableau 1) et certaines espèces que l'on ne retrouve pas dans les autres parcs (*Oriolus oriolus*, *Troglodytes troglodytes*, geai des chênes – *Garrulus glandarius*). Les parcs VEN et RAM – les deux parcs situés dans le

tissu urbain le plus dense (proportion de bâti forte, éloignement aux réservoirs, potentiel d'habitat faible) – accueillent les communautés les moins riches (15 et 19 espèces observées) et principalement des espèces généralistes (choucas des tours – *Corvus monedula* –, pigeon biset – *Columba livia* –, mésange charbonnière – *Parus major*) que l'on retrouve également dans les autres parcs. La composition de ces communautés est

Tableau 3 – Comparaison des modèles expliquant la richesse observée des oiseaux dans les parcs. Modèles linéaires reliant la richesse raréfiée en oiseaux comme variable de réponse et les paramètres descriptifs des parcs comme variables explicatives.

Variables explicatives	t-value	Pr(> t)	dev. nulle	dev. resid.	AIC
Modèles avec tous les parcs					
~ 1					64,9
~ NDVI 250 ^2	4,2	0,0042	260,1	38,4	49,8
~ NDVI parc	3,2	0,0121	260,1	113	58,6
~ NDVI 250	3,1	0,0134	260,1	115,8	58,9
~ aire	2,9	0,0211	260,1	128,5	59,9
~ habitat potentiel	2,7	0,02832	260,1	137,5	60,6
~ ndsi-655:725	0,8	0,417	260,1	238,3	66,1
~ prop. bâti 250	-0,8	0,454967	260,1	241,5	66,2
~ dist res.	-0,2	0,821063	260,1	258,3	66,9
Modèles sans le parc DUR					
~1					50,5
~ aire	3,3	0,0136	92	36,3	44,1
~ prop.bâti 250	-3,2	0,0144	92	36,9	44,2
~ NDVI 250 ^2	1,9	0,111	92	31,9	44,9
~ NDVI 250	2,6	0,0366	92	47,2	46,4
~ habitat potentiel	2,5	0,0427	92	49,1	46,8
~ ndsi-655:725	1,9	0,0942	92	59,9	48,6
~ dist res.	-1,2	0,256	92	75,5	50,7
~ NDVI parc	0,8	0,433	92	83,7	51,6

dev. : déviance nulle ou résiduelle (resid.) du modèle ; aire : aire du parc en hectares ; NDVI : indice de végétation normalisé dans le parc (NDVI parc) ou dans les 250 m autour (NDVI 250) ; habitat potentiel : indice de complexité de l'habitat dans le parc (valeurs entre 0 et 10) ; prop. bâti 250 : proportion de surface bâtie dans les 250 m autour du parc ; ndsi-655:725 : indice acoustique de perturbation anthropique moyen entre 6 h 55 et 7 h 25 du matin ; dist. res. : distance à la réserve de biodiversité la plus proche, en mètres.

partiellement emboîtée dans celle des parcs les plus grands (Annexe, tableau A1). Les parcs VIL, SMI, JOU, CUQ, JAS accueillent des communautés intermédiaires entre les deux groupes précédents à la fois en termes de richesse et de composition. La plupart des espèces de ces parcs se retrouvent également dans les parcs ARC ou TOR, excepté le pouillot de Bonelli (*Phylloscopus bonelli*) et la perruche à collier (*Psittacula krameri*). Le parc DUR présente une richesse plus faible que les autres parcs, et se distingue également par la composition de sa communauté puisque c'est le seul parc dans lequel le tarier pâtre (*Saxicola rubicola*) et le rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*) ont été contactés. En ce qui concerne les différences de richesse spécifique (ici richesse raréfiée) entre les parcs, celles-ci semblent s'expliquer du fait de trois facteurs principaux (tableau 3) : 1) la richesse augmente avec l'aire du parc, 2) la richesse augmente avec le potentiel d'habitat, 3) la richesse augmente avec le NDVI moyen autour du parc (la relation avec le NDVI dans le parc n'est significative que quand le

parc DUR est omis des analyses). De plus, la richesse diminue avec la proportion de bâti autour du parc quand on omet le parc DUR et elle diminue de manière marginale avec la pollution sonore. Il n'y a pas d'effet de la distance au réservoir de biodiversité le plus proche.

Estimation du niveau d'activité des chiroptères

En 30 nuits d'enregistrements nous avons capté plus de 53 000 passages de chiroptères (sur 5 secondes), avec une très grande hétérogénéité entre les parcs (70 % de la variance du nombre de passages entre nuits) malgré des conditions d'échantillonnage les plus standardisées possibles, et également une hétérogénéité entre les différents passages au sein d'un même parc (30 %) (tableau 1 et Annexe, figure A3). On retrouve un très grand nombre de passages (45 %) dans deux parcs (ARC et JOU), un nombre important dans trois autres parcs (CUQ, JAS, RAM) et un nombre beaucoup plus restreint dans les cinq autres. On ne retrouve pas par contre de

Tableau 4 – Comparaison des modèles expliquant l’activité observée des chauves-souris dans les parcs. Modèles linéaires mixtes reliant l’activité des chauves-souris comme variable de réponse et les paramètres descriptifs des parcs comme variables explicatives fixes, ainsi que le parc (3 passages) comme facteur aléatoire.

Variables explicatives	df	AIC	logLik	L.Ratio	p-value
Modèles avec tous les parcs					
~ 1	3	246,5	- 120,2		
~ aire	4	248,5	- 120,2	0,02	0,88
~ NDVI parc	4	245,0	- 118,5	3,46	0,06*
~ habitat potentiel	4	244,5	- 118,2	3,99	0,04*
~ prop. bâti 250	4	248,5	- 120,2	0,009	0,92
~ NDVI 250	4	246,7	- 119,3	1,79	0,18
~ ndsi-655:725	4	247,9	- 119,9	0,63	0,43
~ dist. res.	4	248,1	- 120,0	0,40	0,52
Modèles sans le parc DUR					
~ 1	3	239,7	- 116,8		
~ aire	4	241,6	- 116,8	0,02	0,87
~ NDVI parc	4	238,1	- 115,1	3,52	0,06*
~ habitat potentiel	4	237,6	- 114,8	4,05	0,04*
~ prop. bâti 250	4	241,7	- 116,8	0,003	0,96
~ NDVI 250	4	239,7	- 115,8	1,97	0,16
~ ndsi-655:725	4	240,9	- 116,5	0,68	0,41
~ dist. res.	4	241,2	- 116,6	0,48	0,49

df : le nombre de degrés de liberté des modèles ; AIC : Le critère d’information de Akaike ; logLik : le logarithme de la vraisemblance du modèle ; L.Ratio : tests de rapport de vraisemblance pour des modèles emboîtés ; p-value : associée au test de rapport de vraisemblance ; * = significatif au seuil 0,06 ; aire : l’aire du parc en hectares ; NDVI : indice de végétation normalisé dans le parc (NDVI parc) ou dans les 250 m autour (NDVI 250) ; habitat potentiel : l’indice de complexité de l’habitat dans le parc (valeurs entre 0 et 10) ; prop. bâti 250 : la proportion de surface bâtie dans les 250 m autour du parc ; ndsi-655:725 : indice acoustique de perturbation anthropique moyen entre 6 h 55 et 7 h 25 du matin ; dist. res. : distance à la réserve de biodiversité la plus proche, en mètres.

différences nettes entre les dates de passage (mai, juin ou septembre).

Les différences en termes de nombre de passages par nuit ne sont pas expliquées par les caractéristiques des parcs ni leur contexte au sein de la ville. Seules les variables de moyenne du NDVI dans le parc et de potentiel d’habitat ont un effet positif marginal sur l’activité des chiroptères (tableau 4).

Discussion

Structure des communautés aviaires des parcs d’Aix-en-Provence

En 20 heures d’écoute dans les parcs de la ville d’Aix-en-Provence, nous avons contacté 39 espèces, et obtenu un échantillonnage robuste des communautés. En termes de richesse spécifique, cela place la ville au niveau

d’Angers – une ville au nombre d’habitants équivalent – et au-dessus de Marseille, avec des communautés typiques des villes européennes (Marchetti & Gallner 1976 ; Clergeau *et al.* 2006). Les espèces contactées reflètent une grande diversité en termes de besoins en habitats et en ressources alimentaires.

D’une manière générale, nous confirmons l’homogénéisation des communautés de la périphérie vers le centre-ville (Clergeau *et al.* 2006 ; Devictor *et al.* 2007 ; Morelli *et al.* 2020). Cette homogénéisation s’explique par l’absence d’espèces spécialistes en milieu urbain (Nielsen *et al.* 2014 ; Morelli *et al.* 2020) – comme celles dépendantes de la présence d’eau (ex. canard colvert – *Anas platyrhynchos*), de vieux arbres (ex. pic-vert – *Picus viridis*), ou de strates basses de végétation pour nicher (ex. fauvette à tête noire – *Sylvia atricapilla*) – qui ont été rencontrées principalement dans les parcs périurbains (TOR, ARC), alors que les espèces généralistes comme le choucas des tours (*Corvus monedula*) ou le pigeon biset (*Columba livia*) sont rencontrées dans la plupart des parcs. Les espèces spécialistes ont besoin d’environnements stables, tandis que les espèces généralistes peuvent s’habituer aux environnements fortement perturbés que sont les milieux urbains (Devictor *et al.* 2007, Croci *et al.* 2008). La composition des communautés du centre-ville est globalement emboîtée dans celle des autres parcs (Callaghan *et al.* 2019a).

Le parc de la Duranne (DUR) se distingue des autres en termes de composition et de richesse de son avifaune ; cela peut s’expliquer par sa petite taille, sa localisation en milieu de type garrigue (alors que les parcs TOR et ARC sont à dominante ripisylve), son isolement géographique (quartier périphérique) et sa végétation peu développée du fait de sa création récente (2019). À ce sujet, Fernández-Juricic (2000) a montré que les effets combinés de l’isolement et de la matrice urbaine étaient plus prononcés dans les parcs récents, influençant plus fortement leur communauté du fait de leur faible complexité et diversité d’habitat.

Effets des caractéristiques des parcs et du contexte urbain multi-échelles sur l’avifaune

De nombreuses études ont montré que la diversité des oiseaux nicheurs au sein des parcs ou d’autres espaces à caractère de nature dans la ville dépend à la fois de leurs

caractéristiques propres et du contexte local (quartier) et global (positionnement dans la ville) dans lequel ils se trouvent. Nos résultats sont en accord avec cette littérature.

En particulier, plus le parc est grand plus la richesse spécifique augmente (Fernández-Juricic, 2000, Beninde *et al.* 2015), mais également plus les habitats disponibles sont diversifiés et plus la richesse augmente (Jokimäki 1999, Beninde *et al.* 2015, Callaghan *et al.* 2019a et 2019b). Les deux facteurs (aire et diversité en habitats) ne sont pas nécessairement indépendants, car on peut s'attendre à ce que les parcs les plus grands soient également ceux donnant lieu à une plus grande disponibilité des ressources alimentaires et d'opportunités de nidification pour les espèces (Cornelis & Hermy, 2004). Dans notre cas et avec notre échantillon de petite taille (10 parcs), nous ne pouvons pas faire la part entre ces deux effets, les parcs les plus petits étant également ceux qui présentent un potentiel en habitats le plus faible et qui sont localisés dans le centre-ville. Nous n'avons pas pu tester statistiquement l'effet de la présence d'eau (Ibáñez-Álamo *et al.* 2020), car dans dix parcs cette variable est très hétérogène avec un parc dans lequel il y a un lac avec végétation, un dans lequel il y a un étang sans végétation, deux qui suivent une ripisylve, et trois qui abritent des fontaines plus ou moins grandes. Cependant il est évident que le lac (VIL) et les ripisylves (ARC et TOR) sont propices à la présence d'espèces spécialistes telles que *Gallinula chloropus*, ou encore le héron cendré – *Ardea cinerea L.* – et le martin-pêcheur d'Europe – *Alcedo atthis L.* (deux espèces présentes mais non contactées lors de cette étude). Dans les parcs qui présentent les habitats correspondants, on retrouve également un certain nombre d'espèces associées aux vieux arbres, tels que la sittelle d'Europe (*Sitta europea*), les pics (comme le pic épeiche, *Dendrocopos major*), ou encore le grimpeur des jardins (*Certhia brachydactyla*) (Canedoli *et al.* 2018) ; mais aussi des espèces associées aux pelouses comme la bergeronnette grise (*Motacilla alba*), ou aux zones buissonneuses denses comme la fauvette mélanocéphale (*Sylvia melanocephala*). Nous n'avons pas non plus pu tester l'effet de la gestion en tant que telle, car là encore les parcs gérés les plus intensément (tonte, arrosage, suppression de la litière, élagage) sont les plus petits et ceux qui se trouvent dans le centre-ville (Beninde *et al.* 2015). Toutefois, il serait intéressant de quantifier les nouvelles pratiques de gestion différenciée qui se mettent en place depuis

quelques années au sein des parcs de la ville d'Aix-en-Provence pour pouvoir tester leur effet potentiel sur la biodiversité.

En ce qui concerne le contexte des parcs, nos résultats montrent également que la richesse spécifique augmente avec la quantité de végétation présente dans les 250 mètres autour du parc (NDVI moyen) et diminue avec la densité de bâti dans cette même surface. La présence de jardins privés, ou d'autres espaces à caractère de nature autour des parcs tend à augmenter la disponibilité et la diversité en ressources et en habitat, permettant ainsi de soutenir une diversité plus grande d'espèces (Beninde *et al.* 2015, Schütz & Schulze 2015). Cette végétation autour du parc peut également servir de corridor au sein de la ville, permettant aux organismes de se déplacer entre les zones d'habitat (Beninde *et al.* 2015, Piano *et al.* 2020). Faire la distinction entre ces effets nécessiterait d'avoir plus de parcs qui présentent l'un ou l'autre de ces effets séparément. De plus, nous n'avons pas trouvé d'effet significatif de la distance aux réservoirs de biodiversité sur la richesse observée dans les parcs. Pourtant il est intéressant de noter que RAM abrite une communauté plus riche que VEN alors que ces deux parcs ont des caractéristiques comparables si ce n'est la distance au massif de Bibémus/Sainte-Victoire qui est plus faible pour le premier. Le parc RAM est d'ailleurs relié par une succession de petits espaces verts à ceux de la TOR et de l'ARC ainsi qu'au bois de la Cortésine. De même les parcs JOU et CUQ sont équivalents à ceux de SMI, VIL et JAS en termes de richesse alors même qu'ils sont deux fois plus petits ; cela peut être dû à leur proximité et à leur accessibilité depuis les parcs de la TOR et de l'ARC et les massifs environnants. C'est d'ailleurs cette succession de parcs proches les uns des autres et les jalons verts entre ceux-ci qui sont en cours d'aménagement pour devenir le « Parc naturel urbain » d'Aix-en-Provence. Nos résultats mettent également en évidence un effet marginal de la pollution sonore sur les communautés aviaires, les parcs les moins pollués par le bruit des activités humaines sont également ceux qui accueillent les communautés les plus riches (Francis *et al.* 2011). Si nous avons testé l'effet de cette variable, c'est également parce que d'autres indices acoustiques peuvent être reliés à la biodiversité observée (Bradfer-Lawrence *et al.* 2020) et à l'effet de différents types de perturbations sur celle-ci (Gasc *et al.* 2018) ; ces indices acoustiques pouvant alors servir d'indicateurs

pour les gestionnaires des écosystèmes. Dans cette étude, nous n'avons cependant trouvé aucun lien entre les indices de diversité acoustique et la richesse des communautés aviaires (résultats non montrés).

Nos résultats sur l'avifaune sont globalement en accord avec les recommandations que l'on retrouve dans les guides d'urbanisme pour apprécier rapidement la qualité écologique potentielle d'un espace (A'urba 2016). Nos résultats montrent en effet l'importance des caractéristiques du parc en lui-même, et en particulier la nécessité de maintenir ou de recréer une diversité en habitats et en ressources pour les espèces dans les parcs. Ils montrent également l'importance équivalente entre les caractéristiques du parc et le contexte dans lequel celui-ci se trouve, suggérant ainsi qu'on ne peut dissocier le travail des aménageurs des parcs (Service des espaces verts) de celui des gestionnaires de la ville (agence d'urbanisme), qui doivent travailler main dans la main sur ces questions. Par contre, on notera la difficulté qu'il peut y avoir à caractériser la position du parc (ou de l'espace à caractère de nature) dans la ville. En effet, si la distance à un réservoir de biodiversité est une mesure souvent rencontrée dans la littérature (Beninde *et al.* 2015), cette notion reste vague et difficile à quantifier du fait que les distances biologiques (ce que les organismes vont parcourir en fonction de ce qu'ils perçoivent de l'environnement) sont souvent assez éloignées des distances euclidiennes (Verbeylen *et al.* 2003) et que la délimitation précise des réservoirs de biodiversité sur une carte reste quelque chose de très arbitraire.

Comparaison des réponses de l'avifaune et de la chirofaune

Dans les dix parcs d'Aix-en-Provence, nous avons trouvé une activité acoustique des chauves-souris de correcte à forte si l'on compare nos observations au référentiel d'activité du projet Vigie Chiro (MNHN 2021). Parmi les passages détectés, on suppose une activité importante de la pipistrelle de Kuhl, *Pipistrellus kuhlii* N. (~ 50 % des passages, Tzortzakaki *et al.* 2019) et d'autres espèces de pipistrelles (*Pipistrellus pipistrellus* S. et *Pipistrellus pygmaeus* L.) et une contribution forte de la noctule de Leisler, *Nyctalus Lesleiri* K. (~ 8 %). En effet, pour ces espèces, des probabilités de détection au-dessus de 0,8 (seuil que nous avons choisi ici) n'impliquent que très rarement des faux positifs (Barré *et al.*

2019), de plus ce sont des espèces connues pour leur tolérance aux conditions des milieux urbains, et en particulier à l'éclairage artificiel (Azam *et al.* 2015, Jung & Threlfall 2018, Gili *et al.* 2020).

Les patrons d'activité des chauves-souris au sein des parcs étaient relativement différents des patrons de richesse en oiseaux. Même si les deux indicateurs de richesse et activité ne signifient pas la même chose (l'activité est une mesure d'usage du milieu par les individus, quelle que soit leur espèce), ils peuvent tous deux s'interpréter comme un indicateur de qualité écologique du parc. Or d'après nos résultats, ce ne sont pas les parcs les plus riches en oiseaux qui présentent les plus fortes activités en chauves-souris et inversement. D'ailleurs, seule la disponibilité potentielle en habitat et le recouvrement en végétation du parc (NDVI moyen) ont un effet marginal sur le taux d'activité des chauves-souris, les autres facteurs explicatifs que nous avons testés n'ayant pas d'effet. On se serait attendu pourtant à un fort effet de l'habitat potentiel, car il prend en compte la présence d'eau dans le parc et la complexité de la végétation, des facteurs connus pour leur importance pour les chauves-souris (Threlfall *et al.* 2016, Gili *et al.* 2020). Au contraire, le parc JOU, parc du centre-ville et enchâssé dans la ville dense, présente en moyenne une activité équivalente à la ripisylve de l'ARC. Le parc TOR présente, lui, une activité beaucoup plus faible de chauves-souris qui pourrait être due à un moins bon état de conservation de la ripisylve (Scott *et al.* 2010). Dans la même veine, on se serait également attendu à un effet plus fort de la densité en bâti autour du parc, mais certaines études ont montré un effet non linéaire de cette variable avec une dégradation nette de l'activité des chauves-souris au-delà de 60 % de bâti (Hale *et al.* 2012), nos parcs étant plutôt dans la gamme 0.04 à 40 % de bâti.

Une autre raison pour laquelle nous trouvons peu d'effet des caractéristiques des parcs sur l'activité des chauves-souris est le fait que celles-ci sont capables de parcourir des distances importantes pour relier leur gîte à leurs territoires de chasse (ex. moyenne de la distance maximale de 4,2 km pour la noctule de Leisler, Waters *et al.* 1999). De ce fait, ce ne seraient pas les conditions du parc en lui-même qui joueraient le rôle le plus important sur la chirofaune, mais plutôt le contexte paysager large et les continuités écologiques (trames) qui permettraient aux individus d'exploiter différents gîtes et territoires de chasse bien

reliés. Par exemple l'activité forte retrouvée dans le parc JOU pourrait s'expliquer par des continuités écologiques mieux marquées entre ce parc, d'autres parcs (ARC, TOR) et les massifs environnants qu'entre les parcs VIL, SMI et JAS par exemple (continuités d'ailleurs aujourd'hui développées par la ville dans son Parc naturel urbain). Il a été montré dans d'autres villes que les continuités végétales (alignements d'arbres ininterrompus) pouvaient être favorables aux chauves-souris (Hale *et al.* 2012), même s'il n'y a pas de consensus sur cette question (Oprea *et al.* 2009). Cela semble pourtant contredire la faible activité retrouvée dans le parc TOR qui fait également partie de ces continuités. La forte activité du parc JOU pourrait également s'expliquer par une forte densité de micro-habitats à proximité du parc, le quartier avoisinant étant un quartier résidentiel assez ancien, abritant de vieux bâtiments et de vieux arbres (Threlfall *et al.* 2016, Russo & Ancillotto 2015). Cette même raison pourrait également expliquer la relativement forte activité (en regard de leur surface et de leur couverture végétale) de chauves-souris observée dans les parcs de l'extrême centre (VEN et RAM).

D'autres facteurs que nous n'avons pas pris en compte, comme l'éclairage nocturne artificiel, sont connus pour avoir un effet majeur sur les communautés de chiroptères et leur activité (Voigt & Lewanzik 2011). Cependant, nous n'avons pas pu prendre en compte ce facteur par manque de données, et du fait de l'hétérogénéité de cette variable dans nos parcs ; en effet deux parcs que nous avons suivis sur les dix possèdent un éclairage urbain, dont JOU qui est celui dans lequel nous avons observé la plus grande activité de chauves-souris. Cet effet de l'éclairage nocturne sur les chauves-souris est de plus très variable entre les espèces et dépend du contexte arboré qui peut tamponner l'effet négatif de la luminosité artificielle (Straka *et al.* 2019).

En fin de compte, la réponse des chauves-souris aux parcs urbains de la ville d'Aix-en-Provence offre une image beaucoup moins claire que celle des oiseaux, et des conclusions très différentes sur ce qui est potentiellement « bien » en termes de gestion ou de configuration de la ville pour la biodiversité. Ce résultat est en accord avec un grand nombre d'études précédentes mettant en évidence que l'étude d'un taxon donné ne peut pas servir de garantie pour l'ensemble de la biodiversité et qu'il est intéressant de mettre en place des approches multi-taxons (Brasehler *et al.* 2020).

Conclusion

Cette étude a permis d'obtenir un premier aperçu sur la structure des communautés d'oiseaux et de chauves-souris de la ville d'Aix-en-Provence. Les résultats confirment pour le cas d'Aix-en-Provence que la question de la biodiversité en ville doit être posée en considérant plusieurs échelles spatiales imbriquées (parc, quartier, ville, agglomération) et également à travers les besoins en habitats et en ressources de taxons multiples. Malgré l'hétérogénéité de nos résultats, il ressort de manière nette que le potentiel d'habitats (eau, vieux arbres, diversité végétale, strates multiples) et la couverture de la végétation dans et autour du parc sont une dimension critique pour l'aménagement et la gestion de la ville. Maintenir et restaurer ce potentiel dans l'ensemble des parcs pourrait être un fil conducteur fort pour les différents projets en cours tels que la requalification du parc JOU, la remise en eau des canaux dans le parc SMI, ou la mise en œuvre des continuités dans le cadre du Parc naturel urbain. Ce tableau devra nécessairement se poursuivre par l'analyse de la réponse d'autres compartiments de la biodiversité (ex. pollinisateurs, décomposeurs) afin de fournir aux partenaires une image plus globale de la biodiversité dans la ville.

Remerciements

Nous remercions Sandrine Rouden et Didier Pauner du Service des espaces verts de la ville d'Aix-en-Provence, pour leur soutien logistique et leurs réponses à nos questions concernant les parcs et leur gestion ; les jardiniers de ce même service pour leur accueil au sein des parcs. Nous remercions également : Ludovic Verre, Alexandra Sonntag et Axel Bonnardel de l'Agence d'urbanisme du Pays d'Aix ainsi que Céline Montherat et Yves Dutour du Museum d'histoire naturelle d'Aix pour leur soutien logistique et pour la communication autour de ce projet. Benoît Romeyer pour son aide concernant l'historique de la ville. Alexandre Millon pour son aide à l'identification de l'avifaune. Amandine Gasc pour ses conseils en éco-acoustique. Jean-Noël Consalez et Bruno Vila pour leurs idées au démarrage du projet. Olivier Blight et Magali Deschamps-Cotin pour leurs remarques sur ce manuscrit. Ce travail n'a pas reçu de financement.

Bibliographie

- A'urba (2016). *Trame verte urbaine, D'une méthode d'analyse à une stratégie d'actions*. [En ligne] <https://www.aurba.org/productions/trame-verte-urbaine-dune-methode-danalyse-a-une-strategie-dactions>, consulté le 8 avril 2021.
- Azam, C., Kerbiriou, C., Vernet, A., Julien, J.F., Bas, Y., Plichard, L. *et al.* (2015). Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats? *Glob. Chang. Biol.* 21, 4333-4341.
- Barré, K., Le Viol, I., Julliard, R., Pauwels, J., Newson, S.E., Julien, J.F. *et al.* (2019). Accounting for automated identification errors in acoustic surveys. *Methods Ecol. Evol.* 10, 1171-1188.
- Bas, Y., Bas, D. & Julien, J.-F. (2017). Tadarida: A toolbox for animal detection on acoustic recordings. *J. Open Res. Softw.* 5, 6.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 134-143.
- Beninde, J., Veith, M. & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol. Lett.* 18, 581-592.
- Blair, R.B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecol. Appl.* 6, 506-519.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H. *et al.* (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24, 127-135.
- Bradfer-Lawrence, T., Bunnefeld, N., Gardner, N., Willis, S.G. & Dent, D.H. (2020). Rapid assessment of avian species richness and abundance using acoustic indices. *Ecol. Indic.* 115, 106400.
- Braschler, B., Gilgado, J.D., Zwahlen, V., Rusterholz, H.P., Buchholz, S. & Baur, B. (2020). Ground-dwelling invertebrate diversity in domestic gardens along a rural-urban gradient: Landscape characteristics are more important than garden characteristics. *PLoS One.* 15, e0240061.
- Callaghan, C.T., Bino, G., Major, R.E., Martin, J.M., Lyons, M.B. & Kingsford, R.T. (2019a). Heterogeneous urban green areas are bird diversity hotspots: Insights using continental-scale citizen science data. *Landscape Ecol.* 34, 1231-1246.
- Callaghan, C.T., Major, R.E., Wilshire, J.H., Martin, J.M., Kingsford, R.T. & Cornwell, W.K. (2019b). Generalists are the most urban-tolerant of birds: A phylogenetically controlled analysis of ecological and life history traits using a novel continuous measure of bird responses to urbanization. *Oikos.* 128, 845-858.
- Callaghan, C.T., Ozeroff, I., Hitchcock, C. & Chandler, M. (2020). Capitalizing on opportunistic citizen science data to monitor urban biodiversity: A multi-taxa framework. *Biol. Conserv.* 251, 108753.
- Canedoli, C., Manenti, R. & Padoa-Schioppa, E. (2018). Birds biodiversity in urban and periurban forests: Environmental determinants at local and landscape scales. *Urban Ecosyst.* 21, 779-793.
- Chao, A. & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology.* 93, 2533-2547.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L. & Dinetti, M. (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biol. Conserv.* 127, 336-344.
- Clergeau, P. (2007). *Une écologie du paysage urbain*. Éditions Apogée, Rennes, 136 p.
- Clergeau, P. (2012). Services écologiques et Trame verte urbaine. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], hors-série 12.
- Cornelis, J. & Hermy, M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape Urban Plan.* 69, 385-401.
- Croci, S., Butet, A. & Clergeau, P. (2008). Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *Condor.* 110, 223-240.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A. & Jiguet, F. (2007). Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conserv. Biol.* 21, 741-51.
- Fernández-Juricic, E. (2000). Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: The role of age, size and isolation. *Ecol. Res.* 15, 373-383.
- Fosse, J., Belaunde, J., Dégremont, M. & Grémillet, A. (2019). *Objectif « Zéro artificialisation nette » : quels leviers pour protéger les sols ?* France stratégie, Paris.
- Francis, C.D., Ortega, C.P. & Cruz, A. (2011). Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *PLoS One.* 6, e27052.
- Gasc, A., Gottesman, B.L., Francomano, D., Jung, J., Durham, M., Mateljak, J. *et al.* (2018). Soundscapes reveal disturbance impacts: biophonic response to wildfire in the Sonoran Desert Sky Islands. *Landscape Ecol.* 33, 1399-1415.
- Gili, F., Newson, S.E., Gillings, S., Chamberlain, D.E. & Border, J.A. (2020). Bats in urbanising landscapes: Habitat selection and recommendations for a sustainable future. *Biol. Conserv.* 241, 108343.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X. *et al.* (2008). Global change and the ecology of cities. *Science.* 319, 756-760.
- Hale, J.D., Fairbrass, A.J., Matthews, T.J. & Sadler, J.P. (2012). Habitat composition and connectivity predicts bat presence and activity at foraging sites in a large UK conurbation. *PLoS One.* 7, e33300.
- Hernandez, J.L., Frankie, G.W. & Thorp, R.W. (2009). Ecology of urban bees: A review of current knowledge and directions for future study. *Cities Environ.* 2, art. 3.
- Ibáñez-Álamo, J.D., Morelli, F., Benedetti, Y., Rubio, E., Jokimäki, J., Pérez-Contreras, T. *et al.* (2020). Biodiversity within the city: Effects of land sharing and land sparing urban development on avian diversity. *Sci. Total Environ.* 707, 135477.
- IPBES. (2019). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Jaccard, P. (1901). Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. *Bull. la Société Vaudoise des Sci. Nat.* 37, 16.
- Jokimäki, J. (1999). Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosyst.* 3, 21-34.
- Jung, K. & Threlfall, C.G. (2018). Trait-dependent tolerance of bats to urbanization: A global meta-analysis. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 285.
- Kasten, E.P., Gage, S.H., Fox, J. & Joo, W. (2012). The remote environmental assessment laboratory's

- acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecol. Inform.* 12, 50-67.
- Kerbiriou, C., Bas, Y. & Julien J.F. (2018). Estimations des tendances des populations de Chiroptères à partir des suivis de gîtes hivernaux. *Symbioses*, 37, 7-15.
- Kermap. (2021). *Ma ville est-elle verte ?* [En ligne] <https://www.nosvillesvertes.fr/>, consulté le 8 avril 2021.
- Lee, C.M., Park, J.W., Kwon, T.S., Kim, S.S., Ryu, J.W., Jung, S.J. *et al.* (2015). Diversity and density of butterfly communities in urban green areas: An analytical approach using GIS. *Zool. Stud.* 54, e4.
- Leveau, L.M. (2013). Bird traits in urban-rural gradients: How many functional groups are there? *J. Ornithol.* 154, 655-662.
- Marchetti, M & Gallner J.C. (collaborateur) (1976). *Recherches sur l'écologie des oiseaux nicheurs de la zone urbaine de Marseille*. Thèse de 3^e cycle, Université d'Aix-Marseille III, 142 p.
- Millon, L., Julien, J.F., Julliard, R. & Kerbiriou, C. (2015). Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecol. Eng.* 75, 250-257.
- MNHN (2021). *VigieNature, un réseau de citoyens qui fait avancer la science*. [En ligne] <http://www.vigie-nature.fr>, consulté le 8 avril 2021.
- Morelli, F., Benedetti, Y., Ibáñez-Álamo, J.D., Tryjanowski, P., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L. *et al.* (2020). Insurance for the future? Potential avian community resilience in cities across Europe. *Clim. Change.* 159, 195-214.
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J. & Porcher, E. (2007). The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the Greater Paris area, France. *Ecosystems.* 10, art. 661.
- Nielsen, A.B., van den Bosch, M., Maruthaveeran, S. & van den Bosch, C.K. (2014). Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosyst.* 17, 305-327.
- Oprea, M., Mendes, P., Vieira, T.B. & Ditchfield, A.D. (2009). Do wooded streets provide connectivity for bats in an urban landscape? *Biodivers. Conserv.* 18, 2361-2371.
- Piano, E., Souffreau, C., Merckx, T., Baardsen, L.F., Backeljau, T., Bonte, D. *et al.* (2020). Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Glob. Chang. Biol.* 26, 1196-1211.
- Pijanowski, B.C., Farina, A., Gage, S.H., Dumyahn, S.L. & Krause, B.L. (2011). What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landsc. Ecol.* 26, 1213-1232.
- QGIS Development Team (2021). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association.
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria.
- Reis, E., López-Iborra, G.M. & Pinheiro, R.T. (2012). Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landsc. Urban Plan.* 107, 31-42.
- Rook, G.A. (2013). Regulation of the immune system by biodiversity from the natural environment: An ecosystem service essential to health. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 18360-18367.
- Russo, D. & Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: A review. *Mamm. Biol.* 80, 205-212.
- Sandström, U.G., Angelstam, P. & Mikusi ski, G. (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landsc. Urban Plan.* 77, 39-53.
- Schoereeder, J.H., Galbiati, C., Ribas, C.R., Sobrinho, T.G., Sperber, C.F., DeSouza, O. *et al.* (2004). Should we use proportional sampling for species-area studies? *J. Biogeogr.* 31, 1219-1226.
- Schütz, C. & Schulze, C.H. (2015). Functional diversity of urban bird communities: Effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecol. Evol.* 5, 5230-5239.
- Seto, K.C., Güneralp, B. & Hutyrá, L.R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 16083-16088.
- Scott, S.J., McLaren, G., Jones, G. & Harris, S. (2010). The impact of riparian habitat quality on the foraging and activity of pipistrelle bats (*Pipistrellus* spp.). *J. Zool.* 280, 371-378.
- Shwartz, A., Muratet, A., Simon, L. & Julliard, R. (2013). Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biol. Conserv.* 157, 285-292.
- Straka, T.M., Wolf, M., Gras, P., Buchholz, S. & Voigt, C.C. (2019). Tree cover mediates the effect of artificial light on urban bats. *Front. Ecol. Evol.* 7, art. 91.
- Threlfall, C.G., Williams, N.S.G., Hahs, A.K. & Livesley, S.J. (2016). Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landsc. Urban Plan.* 153, 28-39.
- Tzortzakaki, O., Papadatou, E., Kati, V., Giokas, S. (2019). Winners and losers in an urban bat community: a case study from southeastern Europe. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, doi:10.4404/hystrix-00204-2019
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, P.D. (2019). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420)*. New York.
- Verbeylen, G., De Bruyn, L., Adriaensen, F. & Matthysen, E. (2003). Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landsc. Ecol.* 18, 791-805.
- Voigt, C.C. & Lewanzik, D. (2011). Trapped in the darkness of the night: Thermal and energetic constraints of daylight flight in bats. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 278, 2311-2317.
- Waters, D., Jones, G. & Furlong, M. (1999). Foraging ecology of Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) at two sites in southern Britain. *J. Zool.* 249, 173-180.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G. & Vaughan, N. (2003). Bat activity and species richness on organic and conventional farms: Impact of agricultural intensification. *J. Appl. Ecol.* 40, 984-993.

Annexe – figures supplémentaires

Figure A1 – Analyse en composante principale sur les caractéristiques des parcs urbains d'Aix-en-Provence.

Les parcs (noms de trois lettres) sont représentés le long des deux premiers axes de l'ACP et selon les différentes variables caractéristiques (flèches).
 aire : l'aire du parc en hectares ; NDVI : indice de végétation normalisé dans le parc (NDVI parc) ou dans les 250 m autour (NDVI 250) ; habitat potentiel : l'indice de complexité de l'habitat dans le parc (valeurs entre 0 et 10) ; prop. bâti 250 : la proportion de surface bâtie dans les 250 m autour du parc ; ndsi : indice acoustique de perturbation anthropique moyen entre 6 h 55 et 7 h 25 du matin ; dist. res. : distance à la réserve de biodiversité la plus proche, en mètres.

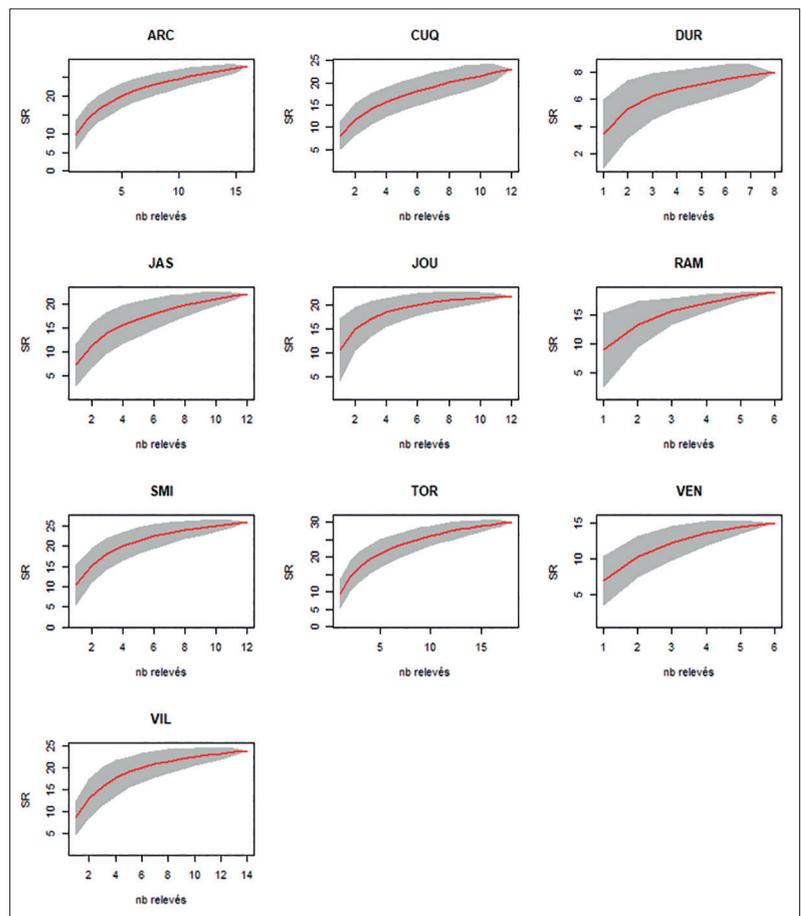
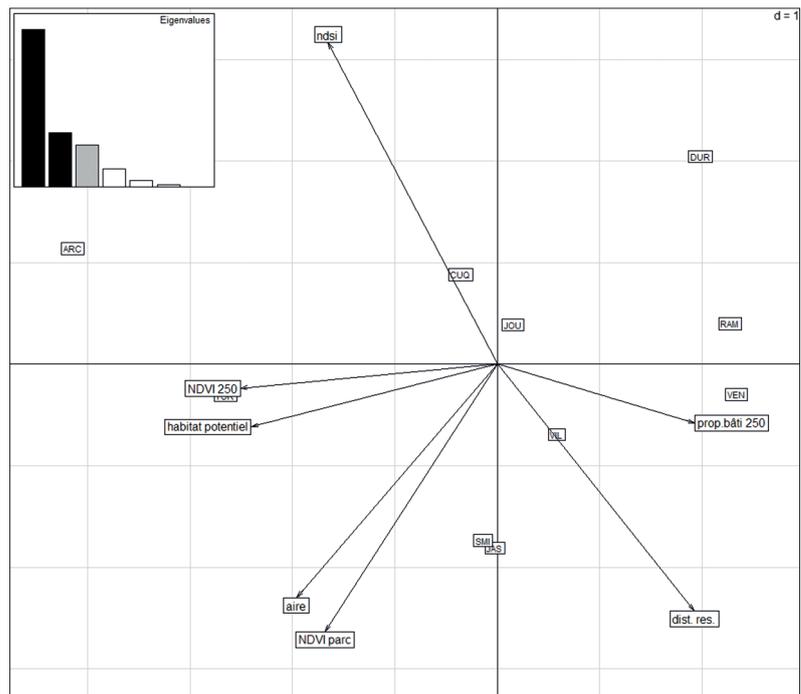


Figure A2 – Courbe d'accumulation des espèces en fonction du nombre de points d'écoute réalisés pour chacun des parcs.

Courbes simulées à partir d'un rééchantillonnage dans l'ensemble des points d'écoute réalisés dans chaque parc et pour les deux sessions (nombre de points ainsi multiplié par deux). La courbe rouge donne la trajectoire moyenne de saturation ; l'enveloppe grise donne l'intervalle de confiance obtenu avec 500 tirages. SR : richesse spécifique.

