Les activités des pollinisateurs sauvages ont une relation négative avec les densités de colonies d'abeilles mellifères en milieu urbain

RÉSUMÉ

Alors que le déclin des pollinisateurs est de plus en plus signalé dans les environnements naturels et agricoles, les villes sont considérées comme des abris pour les pollinisateurs en raison de leur faible exposition aux pesticides et de la grande diversité florale tout au long de l'année. Cela a conduit à l'élaboration de politiques environnementales soutenant les pollinisateurs dans les zones urbaines. Cependant, les politiques se limitent souvent à la promotion d'installations de colonies d'abeilles mellifères, ce qui a entraîné une forte augmentation du nombre de rucher dans les villes. Récemment, la concurrence pour les ressources florales entre les pollinisateurs sauvages et les abeilles mellifères a été mise en évidence dans des contextes semi-naturels, mais on ne sait pas si l'apiculture en milieu urbain pourrait avoir un impact sur les pollinisateurs sauvages. Nous montrons ici que dans la ville de Paris (France), les taux de fréquentation des pollinisateurs sauvages sont corrélés négativement aux densités de colonies d'abeilles mellifères présentes dans les environs (500 m - pente = -0,614; p = 0,001 - et 1000 m - pente = −0,489; p = 0,005). Plus particulièrement, les grandes abeilles solitaires et les coléoptères étaient affectés de manière significative à 500 m (pente = -0,425, p = 0,007 et pente = - 0,671, p = 0,002) et les bourdons étaient affectés de manière significative à 1000 m (pente = - 0,451, p = 0,012) . En outre, une plus faible uniformité d'interaction dans les réseaux de plantes et de pollinisateurs a été observée avec des densités de colonies d'abeilles mellifères dans des limites de 1 000 mètres (pente = -0,487, p = 0,008). Enfin, les abeilles ont tendance à concentrer leurs activités de recherche de nourriture sur les espèces de plantes gérées plutôt que sur les espèces spontanées (test t d'étudiant, p = 0,001), alors que les pollinisateurs sauvages visitaient également les espèces gérées et les variétés spontanées. Nous préconisons des pratiques responsables afin d'atténuer l'introduction de la densité élevée de ruches en milieu urbain. Des études futures sont nécessaires pour approfondir nos connaissances sur les interactions négatives potentielles entre les pollinisateurs sauvages et domestiqués.

INTRODUCTION

Le déclin récent des populations d'insectes pollinisateurs est dû à une conjonction de facteurs, notamment la fragmentation de l'habitat, l'utilisation de pesticides, la multiplication d'agents pathogènes, le réchauffement climatique et le déclin de la flore sauvage [1]. Les paysages agricoles ont changé et recèlent moins de ressources et d'habitats floraux pour soutenir diverses communautés pollinisatrices [2,3]. En conséquence, de nombreux paysages agricoles deviennent moins propices aux pollinisateurs et aux activités apicoles [4]. Dans le même temps, des zones qui étaient auparavant rarement exploitées par les apiculteurs sont maintenant soumises à une forte pression pour recevoir des ruchers; c'est le cas dans les habitats naturels et les villes [5,6]. En effet, les villes abritent diverses espèces de plantes florissantes toute l'année en raison de pratiques de gestion [7] et de l'effet îlot thermique, fournissant ainsi des ressources tout au long de l'année aux pollinisateurs [8]. Les faibles politiques en matière de pesticides appliquées dans de nombreuses agglomérations peuvent

également créer des conditions favorables au maintien de diverses communautés de pollinisateurs [9]. Parallèlement, les habitants ont associé A. mellifera à la qualité de leur environnement et les abeilles domestiques sont devenues un symbole de la biodiversité pour les médias et le grand public [10]. De nombreux citoyens ont ainsi installé des colonies à titre de contribution propre à l'atténuation du déclin des pollinisateurs [11,12] et les autorités urbaines et les décideurs ont encouragé l'introduction de colonies d'abeilles mellifères en milieu urbain. Dans de nombreuses villes, cela s'est traduit par une augmentation très récente et rapide du nombre de colonies d'abeilles mellifères (10 colonies par km2 à Londres - Royaume-Uni [13], 15 colonies par km2 à Bruxelles - Belgique [14]).

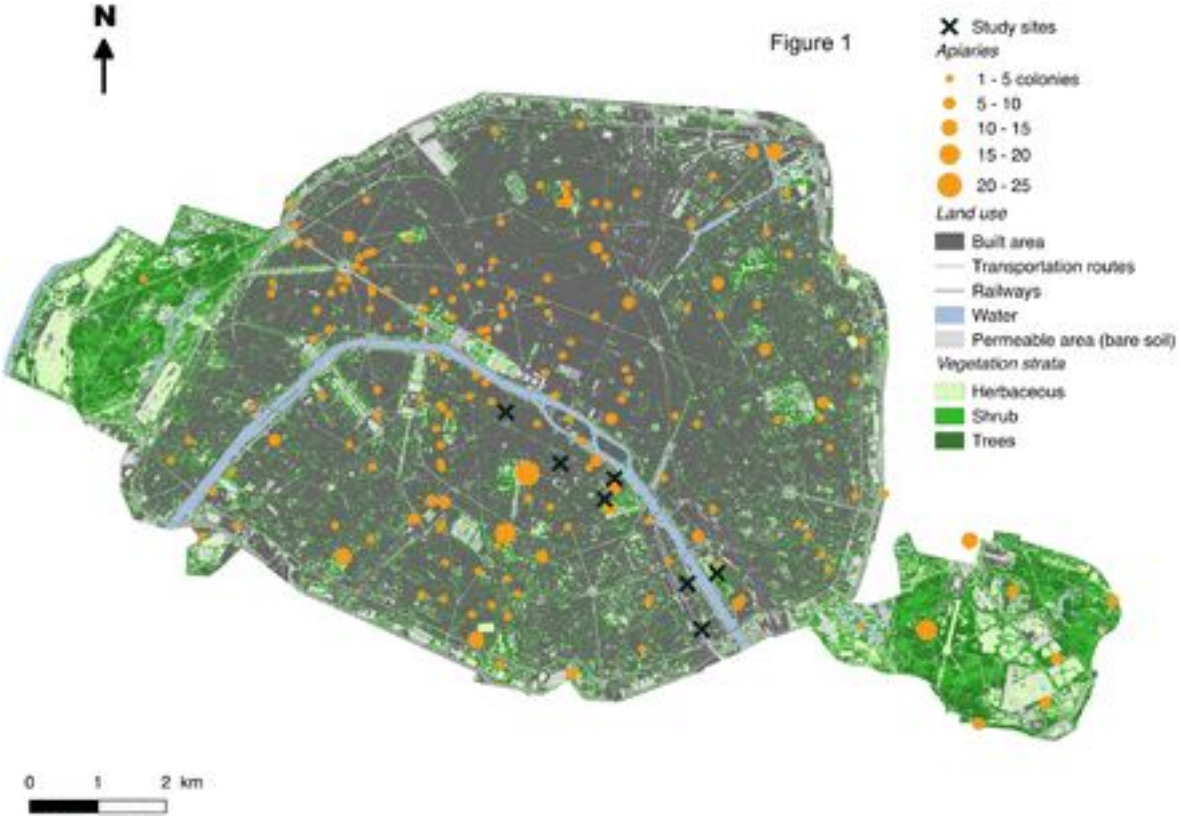

Figure 1 : Localisation des colonies d'abeilles mellifères et sites d'étude de la ville de Paris. Les cartes de hauteur de végétation et d'utilisation des terres ont été obtenues à partir de la base de données APUR.

MÉTHODE

Etude de sites d'étude et de pollinisateurs

La ville de Paris (48 ° 51'12 '' N, 2 ° 20'55 '' E, Île-de-France, France) est une agglomération densément peuplée (2 220 445 habitants en 2014, 105 km2). Dans cette ville, nous avons surveillé les interactions plante-pollinisateur pendant trois années consécutives dans cinq (en 2014) à sept (en 2015 et 2016) espaces verts. Nous avons choisi ces espaces verts pour leurs densités contrastées de colonies d'abeilles mellifères dans leur environnement (Figs 1 et 2) et pour leur relative accessibilité (accès accordé par la Bibliothèque nationale de France, campus de l'Université Paris Diderot, de l'Université Pierre et Marie Curie, Descartes Université et 3 jardins surveillés par la Direction des espaces verts de l'environnement de Paris). Les sites étaient distants de 410 à 6 264 mètres (voir le tableau S2). De mai à juillet 2014 et d'avril à juillet 2015 et

2016, nous avons effectué respectivement 8, 11 et 13 tours d'observation par espace vert espacés d'au moins une semaine. Pour chaque tour, nous avons concentré nos observations sur trois zones de un mètre carré choisies pour être bien épanouies. Pour chaque visite de fleur, nous avons identifié la plante visitée au niveau taxonomique le plus bas possible selon le référentiel taxonomique de France [22] et l'avons classée comme gérée ou spontanée (voir tableau S1). La richesse moyenne des espèces de plantes visitées dans les parcelles pourrait varier de 2,5 à 6,5 espèces en fonction de la phénologie de floraison des plantes présentes sur le site.

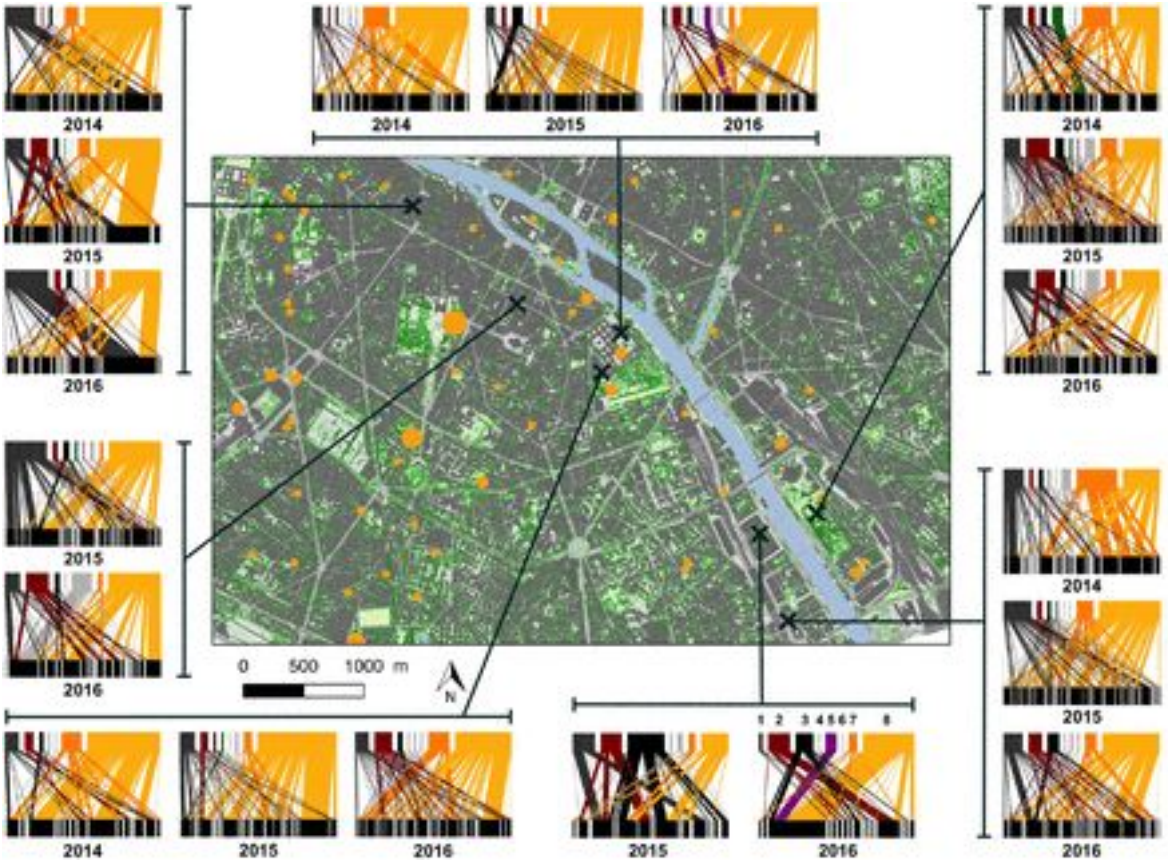

Figure 2: Study sites within Paris (France) and related plant-pollinator networks.

Les réseaux bipartites sont extraits de la compilation de toutes les interactions observées entre les pollinisateurs (barre supérieure) et les plantes (barre inférieure). Les nombres sous les réseaux indiquent les années d'observations. Chaque bloc pollinisateur représente un groupe morphologique et chaque bloc de plante représente une espèce. La largeur des liens est proportionnelle au nombre d'interactions (c'est-à-dire l'activité pollinisatrice). Les groupes morphologiques des pollinisateurs sont classés par ordre (de gauche à droite) par couleurs et numéros: gris foncé-1, petites abeilles solitaires; rouge foncé-2, grandes abeilles solitaires; Black-3, syrphids; vert foncé-4, coléoptères; violet-5, papillons; mouches-6, gris clair; orange-7, bourdons; jaune-8, abeilles à miel. La carte de la hauteur de la végétation et de l'utilisation des terres provient de la base de données APUR (http://opendata.apur.org/datasets/).
En outre, nous avons classé les insectes visiteurs dans l'un des huit groupes morphologiques suivants: petites et grandes abeilles solitaires, abeilles domestiques - A. mellifera, bourdons, coléoptères, papillons, syrphes et autres mouches [23]. Les rondes d'observation ont été effectuées par temps chaud et ensoleillé, sans vent (<15 ° C) et ont été effectuées entre 9h00 et 19h00.

Localisation des colonies d'abeilles

La loi oblige les apiculteurs à signaler leurs colonies d'abeilles aux services vétérinaires de la ville. A notre connaissance, il s'agit des données les plus précises disponibles à ce jour sur l'emplacement des colonies d'abeilles mellifères à Paris - même si nous sommes

conscients que certains apiculteurs peuvent ne pas signaler leurs colonies. Nous avons utilisé ces données pour estimer la densité des colonies d'abeilles mellifères dans des zones tampons de 500 et 1 000 mètres centrées sur les sites d'étude à l'aide du logiciel ArcGIS (version 10.2). Nous avons choisi ces tailles de tampons pour correspondre aux distances moyennes de recherche de nourriture de la majorité des espèces d'abeilles sauvages et domestiques [24,25].

ANALYSE STATISTIQUE

Analyse d'auto-corrélation spatiale

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide de R 3.2.2 (R Development Core Team, 2015). Nous avons vérifié l'absence d'autocorrélation spatiale entre nos sites et les colonies d'abeilles. Nous avons généré une matrice de distances entre les sites (voir tableau S2) et construit des matrices en utilisant le nombre de colonies d'abeilles mellifères situées à 500 m et 1 000 m autour de nos sites. Des tests de manteau ont été effectués entre ces matrices. Aucune autocorrélation spatiale significative n'a été observée pour les 2 tailles de tampon (respectivement, 500m - $p = 0,749$; 1000m - $p = 0,204$). Le même test d'autocorrélation spatiale était significatif pour les taux de fréquentation des pollinisateurs sauvages entiers ($p = 0,025$) mais ne l'était pas pour les groupes morphologiques pris séparément. Par conséquent, nous avons ajouté un processus autorégressif de structure de corrélation ordre 1 (addition des coordonnées du site et un effet aléatoire avec les années imbriquées dans les sites) dans les modèles qui contenaient les taux de fréquentation des pollinisateurs sauvages comme variable à expliquer.

Ressources florales

Les ressources florales peuvent affecter la composition et l'activité des assemblages de pollinisateurs [26]. Pour tenir compte de l'hétérogénéité spatiale de la disponibilité des ressources florales autour des sites d'étude, nous avons combiné la superficie couverte par les strates herbacées, arbustives et arborées avec une estimation de la production moyenne d'unités florales par strate le long de la campagne d'observation de février à juillet. Nous avons utilisé une carte de hauteur de végétation avec une résolution de 50 cm2 / pixel fournie par l'agence parisienne d'urbanisme (APUR - http://opendata.apur.org/datasets/hauteur-vegetation-2015) pour calculer la superficie couverte par une végétation de moins inférieure à 1 mètre (strate herbacée), comprise entre 1 et 10 mètres (strate arbustive) et supérieure à 10 mètres (strate arborée - Fig 1), ceci dans des zones tampons de 500 et 1000 mètres centrées sur nos sites d'étude utilisant des systèmes d'information géographique (SIG, ESRI ARC INFO v. 10.0). Pour estimer la production de ressources florales d'arbustes et d'arbres tout au long des 6 mois, nous avons multiplié leur superficie par leur nombre d'unités florales / m2. La base de données AgriLand [27] (tableau S3) nous a permis d'estimer le nombre d'unités florales / mètre2 au sommet de la floraison. Pour ces deux strates, nous avons considéré que la période de floraison durait 1 mois. Pour la strate herbacée, en considérant la phénologie de floraison, nous avons modélisé un schéma de distribution normal ($\mu = 3$; $\sigma 2 = 1.220$) pendant 6 mois, avec le pic de production florale (2700 unités florales / m2) au 3ème mois. En utilisant cette méthode, nous avons établi une moyenne du nombre d'unités florales à 1 371 par mois pour les 6 mois de floraison. Bien

qu'elle ne cible pas les zones urbaines, la base de données AgriLand est la base de données la plus complète sur la production d'unités florales, permettant de prendre en compte les différences de production de ressources florales parmi les strates de végétation.

Pour évaluer les ressources florales locales, nous avons également calculé le nombre moyen d'espèces de plantes visitées par les pollinisateurs de toutes les parcelles observées chaque année, ce qui constitue une estimation de la richesse en espèces du site.

Analyse de l'activité de recherche de nourriture

Pour standardiser l'effort d'observation d'une année à l'autre, nous avons calculé les taux de visites en tant que nombre de visites par minute et par groupe de visiteurs de fleurs sur chaque site et pour chaque année. Les taux de visite ont été analysés à l'aide de modèles linéaires à effets mixtes (lme, package «nlme», R Development Core Team, 2015) et ont été transformés afin de revenir à la normalité. Pour chaque groupe morphologique, les effets fixes étaient a) les densités de colonies d'abeilles mellifères à 500 ou 1000 mètres autour de nos sites, b) l'estimation des ressources florales disponibles dans des zones tampons de même rayon et c) la richesse moyenne en espèces végétales de chaque site. . Nous avons inclus l'année imbriquée dans les sites en tant qu'effet aléatoire pour tenir compte des répétitions temporelles. Nous avons simplifié le modèle en fonction du critère d'information Akaike (AIC) et avons choisi le modèle le mieux adapté avec ΔAIC> 2 (drague, package «MuMIn», R Development Core Team 2015 - tableau S5) [28]. Toutes les variables ont été mises à l'échelle pour rendre leurs effets estimés comparables.

Analyse du réseau de pollinisateurs

Afin de déterminer l'impact de la densité des colonies d'abeilles sur la structure du réseau de pollinisateurs, nous avons construit 19 réseaux d'interactions quantifiés reliant les groupes morphologiques des visiteurs de fleurs, à l'exclusion des abeilles aux espèces de plantes, un par site et par an. Les fréquences d'interaction ont été calculées en nombre de visites par minute. La structure des réseaux d'interaction a été évaluée par la régularité de l'interaction à l'aide du paquetage «bipartite» [29]. La régularité de l'interaction est limitée à 0 et 1 et dérivée de l'indice de Shannon, H = pijlog2pij / log2F, où F est le nombre total. des interactions plante-pollinisateur dans la matrice et pij est la proportion de ces interactions impliquant la plante i et le pollinateur j [30,31]. Cet indice reflète l'équilibre entre la force d'interaction entre les plantes et les pollinisateurs. Il diminue à mesure que le réseau est dominé par peu d'interactions très fréquentes et augmente lorsque le nombre d'interactions est uniformément réparti [32]. Nous avons analysé la régularité des interactions en utilisant les mêmes modèles statistiques que pour l'analyse du taux de fréquentation. Les effets fixes étaient les suivants: a) densité des colonies d'abeilles mellifères à 500 ou 1 000 mètres autour des sites, b) estimation des ressources florales disponibles dans une zone tampon identique. rayon et c) la richesse moyenne en espèces végétales de chaque site. Une simplification du modèle basée sur le ΔAIC> 2 a été utilisée (tableau S6) [28]. Nous avons inclus l'année imbriquée dans les sites en tant qu'effet aléatoire pour tenir compte des répétitions temporelles.

Analyse des préférences florales

Pour évaluer les préférences florales des pollinisateurs des pollinisateurs sauvages et des abeilles domestiques, nous avons résumé leurs visites sur des espèces de plantes gérées ou spontanées (tableau S1). Pour tenir compte de la disponibilité respective des deux types de plantes, les taux de visite des groupes de pollinisateurs sur les espèces de plantes gérées ou spontanées ont été pondérés par le pourcentage d'espèces gérées et spontanées enregistrées sur chaque site et chaque année. Le nombre de chaque type de plante échantillonné chaque année est disponible dans le tableau S4. Les préférences florales ont été testées à l'aide de tests t de Student comparant les taux de fréquentation des groupes de pollinisateurs entre les plantes gérées et les plantes spontanées.

RÉSULTATS

Effet de la densité des colonies d'abeilles sur le taux de fréquentation sauvage des pollinisateurs

Les pollinisateurs ont été surveillés pendant un total de 3 120 minutes au cours desquelles nous avons enregistré 795 liens plante-pollinisateur individuels, totalisant 32 694 visites de plantes (16% de petites abeilles solitaires, 10% de grandes abeilles solitaires, 12% de bourdons, 1% de dendroctones, 6% des syrphes, 4% des mouches, 1% des papillons et 50% des abeilles mellifères). 687 colonies d'abeilles mellifères ont été déclarées à Paris en 2015, ce qui correspond à une densité moyenne de 6,5 colonies / km2. Les taux de visite des pollinisateurs sauvages étaient négativement corrélés à la densité des colonies d'abeilles domestiques aux deux échelles spatiales (figures 3 et 4 et tableau 1, pente 500m = −0,614; p = 0,001 - et pente 1000m = −0,489; p = 0,005). Les grandes abeilles solitaires ont effectué beaucoup moins de visites lorsque la densité des colonies d'abeilles a augmenté dans des limites de 500 mètres autour des sites d'observation (figure 3, tableau 1, pente = -0,425; p = 0,007). Cette tendance était également significative pour les coléoptères (figure 3, tableau 1, pente = - 0,671; p = 0,002). Le taux de fréquentation des bourdons a diminué de manière significative lorsque la densité des colonies d'abeilles domestiques a augmenté dans des limites de 1 000 mètres (figure 4, tableau 1, pente = - 0,451; p = 0,012). Le taux de fréquentation des abeilles mellifères était en corrélation positive avec le nombre de colonies d'abeilles mellifères dans un rayon de 500 mètres (figure 3, tableau 1 - pente = 0,501; p = 0,020). Cependant, nous n'avons enregistré aucune augmentation significative du taux de fréquentation des abeilles mellifères avec une densité accrue de ruches à moins de 1000 mètres tampons. Enfin, nous n'avons trouvé aucun effet de la densité de colonies d'abeilles sur le taux de fréquentation d'autres groupes morphologiques de pollinisateurs, tels que les petites abeilles solitaires, les mouches, les syrphes et les papillons (ΔAIC <2 entre modèles nuls et modèles de commodité ou modèles ne contenant que des ressources ou variables de richesse - voir tableaux S5 et S6).

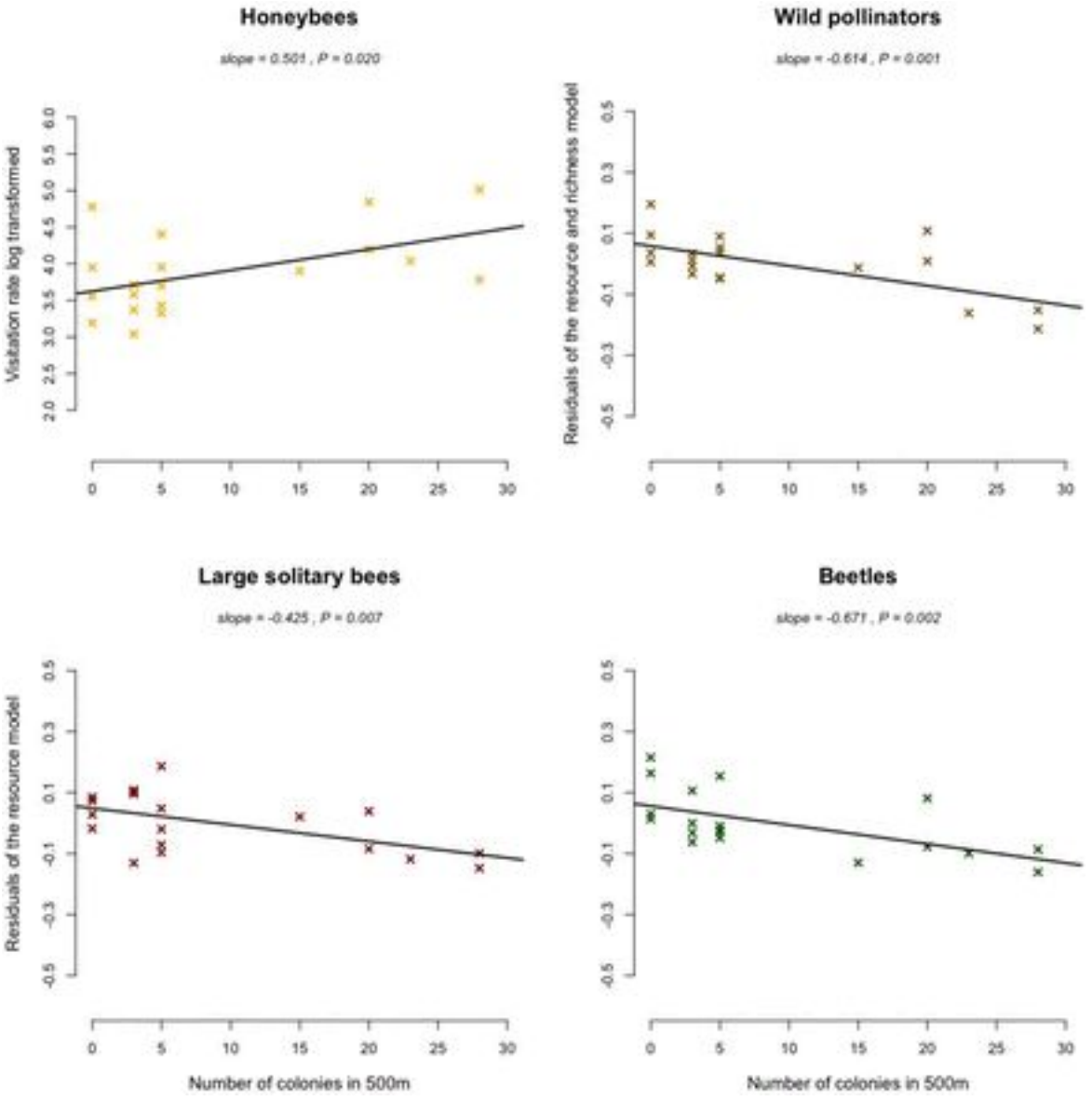

Figure 3 Les taux de fréquentation des groupes morphologiques le long du gradient du nombre de colonies d'abeilles mellifères à 500 m autour de nos sites d'observation.

Lorsque le meilleur modèle contenait également l'estimation des ressources florales et / ou de la richesse en tant que variable explicative, les résidus des taux de fréquentation des groupes morphologiques expliqués par la seule variable de ressource étaient utilisés comme valeurs y.

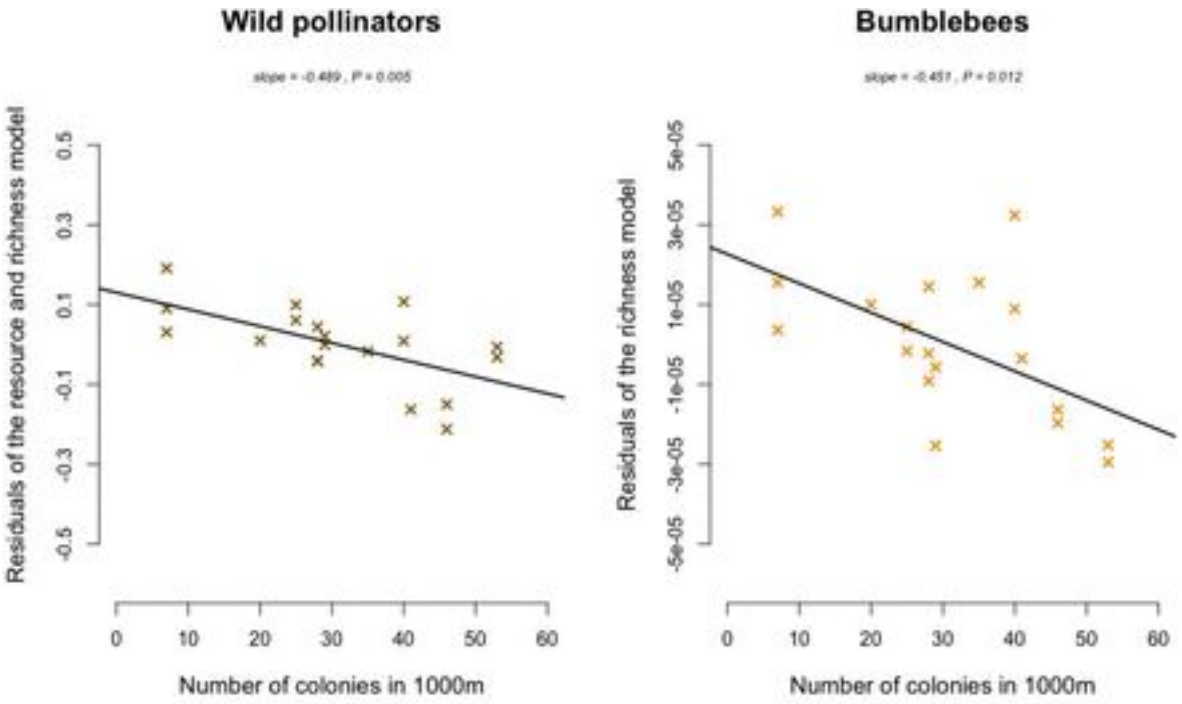

Figure 4 : Taux de fréquentation des groupes morphologiques le long du gradient du nombre de colonies d'abeilles mellifères à 1000 m autour de nos sites d'observation.

Lorsque le meilleur modèle contenait également l'estimation des ressources florales et / ou de la richesse en tant que variable explicative, les résidus des taux de fréquentation des groupes morphologiques expliqués par la seule variable de ressource étaient utilisés comme valeurs y.

Morphological groups and scales	Predictor	Value	Standard deviation	Degree of freedom	t-value	P-value	AICc
Null model honey bees	Intercept	-0.008	0.272	16	-0.030	0.977	63.50
Honey bees 500m	Intercept	-0.012	0.274	15	-0.044	0.966	**61.00**
	Colonies number	0.501	0.193	15	2.597	0.020	
Null model wild pollinators	Intercept	-0.012	0.269	16	-0.045	0.964	63.50
Wild pollinators 500m	Intercept	-0.088	0.418	13	-0.210	0.837	**47.80**
	Colonies number	-0.614	0.133	13	-4.628	0.001	
	Resources	0.401	0.135	13	2.967	0.011	
	Richness	0.659	0.144	13	4.562	0.001	
Wild pollinators 1000m	Intercept	-0.083	0.416	13	-0.200	0.844	**56.30**
	Colonies number	-0.489	0.143	13	-3.408	0.005	
	Resources	0.186	0.142	13	1.316	0.211	
	Richness	0.527	0.175	13	3.008	0.010	
Null model large solitary bees	Intercept	-0.085	0.417	16	-0.203	0.842	59.70

Figure 5 Effets détaillés des densités de colonies d'abeilles mellifères sur les taux de fréquentation des pollinisateurs sauvages.

Résultats des meilleurs modèles linéaires à effets mixtes contenant le nombre de colonies en tant que variable de réponse et ressources florales et / ou richesse en covariable pour chaque échelle tampon. Toutes les variables ont été mises à l'échelle. La sélection du modèle a été effectuée selon le critère de l'AIC.

Large solitary bees 500m	Intercept	-0.111	0.496	14	-0.224	0.826	**51.30**
	Colonies number	-0.425	0.133	14	-3.185	0.007	
	Resources	0.668	0.134	14	4.992	0.000	
Null model bumblebees	Intercept	0.017	0.267	16	0.062	0.952	63.80
Bumblebees 1000m	Intercept	0.000	0.147	14	0.000	1.000	**52.70**
	Colonies number	-0.451	0.155	14	-2.908	0.012	
	Richness	0.561	0.155	14	3.616	0.003	
Null model coleoptera	Intercept	-0.001	0.273	16	-0.004	0.997	63.50
Coleoptera 500m	Intercept	-0.012	0.285	14	-0.040	0.968	**56.60**
	Colonies number	-0.671	0.174	14	-3.854	0.002	
	Resources	0.714	0.175	14	4.092	0.001	

Figure 6 Effets détaillés des densités de colonies d'abeilles mellifères sur les taux de fréquentation des pollinisateurs sauvages.

Résultats des meilleurs modèles linéaires à effets mixtes contenant le nombre de colonies en tant que variable de réponse et ressources florales et / ou richesse en covariable pour chaque échelle tampon. Toutes les variables ont été mises à l'échelle. La sélection du modèle a été effectuée selon le critère de l'AIC.

Effet des densités de colonies d'abeilles sur la structure du réseau

En ce qui concerne la structure des réseaux de pollinisation, nous avons constaté que la régularité des interactions entre les pollinisateurs sauvages, à l'exclusion des abeilles domestiques, et les plantes était négativement corrélée à la densité de colonies d'abeilles domestiques dans des zones tampons de 1 000 m (1000 m - pente = -0,487; p = 0,008 - Fig. 5, tableau 2).

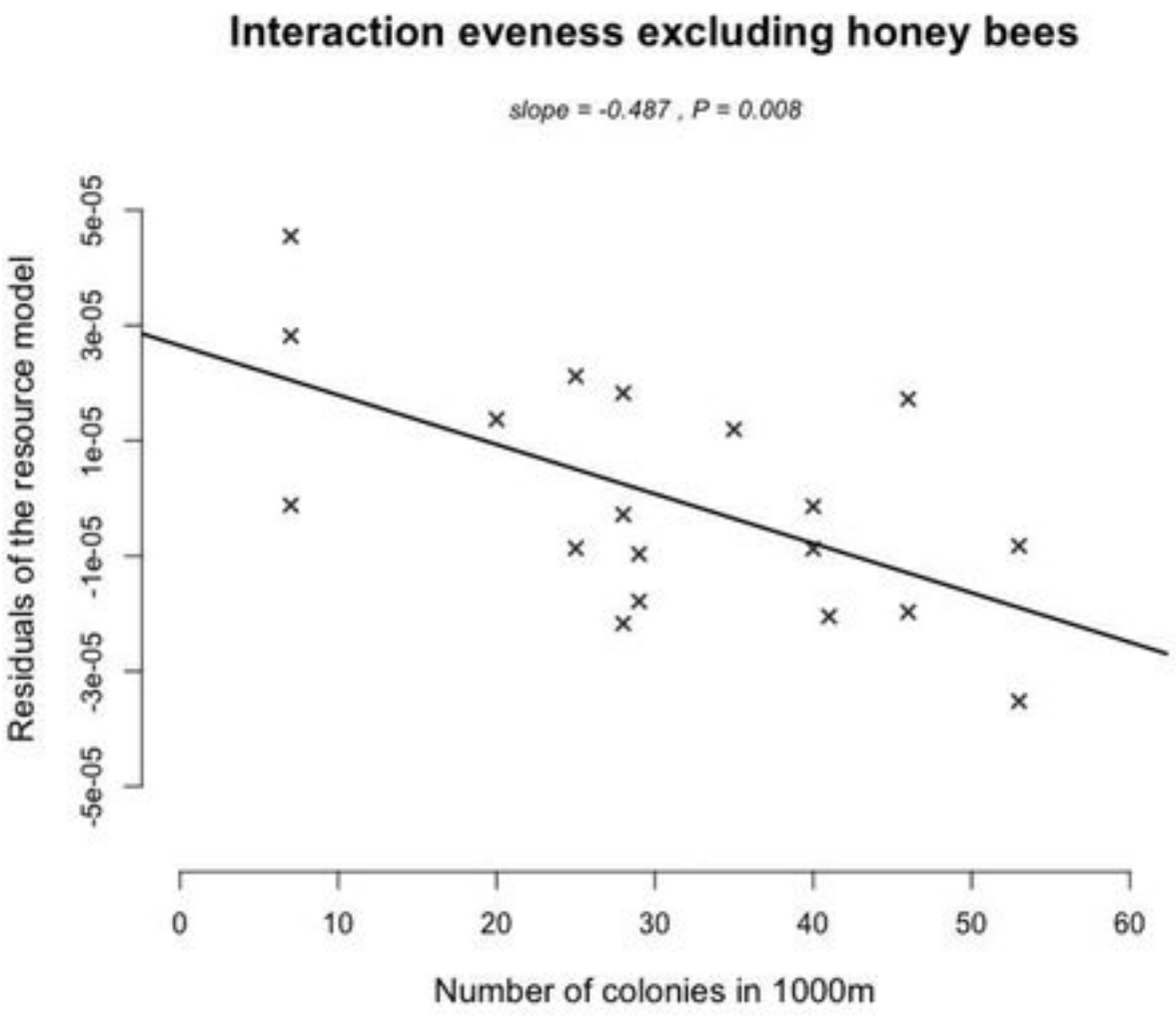

Figure 7 La régularité de l'interaction le long du gradient du nombre de colonies d'abeilles mellifères dans un rayon de 1 000 m autour de nos sites d'observation, une fois tenu compte de l'effet des ressources.

Network index	Predictor	Value	Standard deviation	Degree of freedom	t-value	P-value	AICc
Null model interaction evenness without honey bees	Intercept	0.000	0.229	16	0.000	1.000	63.70
Interaction evenness without honey bees 1000m	Intercept	0.000	0.153	14	0.000	1.000	**54.20**
	Colonies number	-0.487	0.159	14	-3.067	0.008	
	Resources	0.686	0.159	14	4.320	0.001	

Préférences florales entre pollinisateurs sauvages et domestiqués

Nous avons constaté que les pollinisateurs sauvages visitaient beaucoup plus d'espèces végétales spontanées que les abeilles domestiques (test t, p = 0,022). En outre, les abeilles mellifères préféraient nettement se nourrir aux espèces de plantes gérées plutôt qu'aux espèces spontanées (test t, p = 0,001; Fig. 6), tandis que les pollinisateurs sauvages test, p = 0,745).

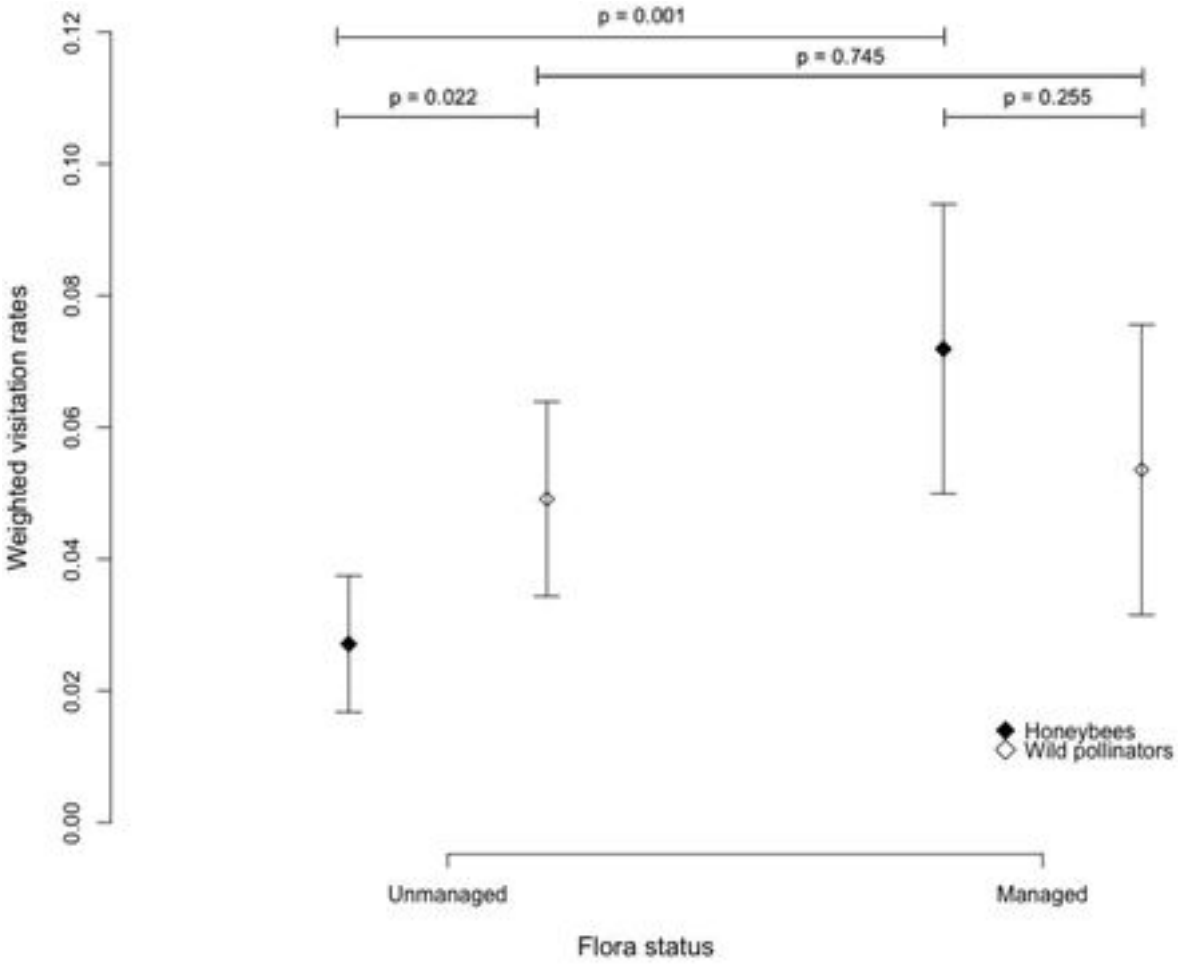

Figure 8 Préférences florales des abeilles mellifères et des pollinisateurs sauvages.

Taux moyen de visites sur la flore spontanée et gérée pondéré par le pourcentage d'espèces végétales gérées et spontanées échantillonnées sur chaque site. Les intervalles de confiance moyen et à 95% sont représentés. La valeur p a été obtenue avec le test t de Student.

DISCUSSION

Nous avons montré qu'à Paris, le taux de fréquentation des pollinisateurs sauvages, et en particulier l'activité de pollinisation des grandes abeilles solitaires, des bourdons et des coléoptères, était corrélée négativement à la densité des colonies d'abeilles mellifères des environs. Cette première constatation résonne dans un corpus croissant de publications mettant en évidence un effet négatif des densités élevées de colonies d'abeilles mellifères sur la faune pollinisatrice sauvage [11,21]. Bien que notre étude soit corrélative et n'apporte pas de preuves directes, nos résultats vont dans le sens de l'hypothèse selon laquelle l'abeille domestique pourrait supplanter la faune sauvage pollinisatrice en exploitant plus efficacement les récompenses florales (nectar et pollen) [18,19,33].

La corrélation négative entre les taux de fréquentation de la faune sauvage totale et la densité de colonies d'abeilles mellifères a été mise en évidence pour les deux échelles, dans des zones tampons de 500 à 1 000 mètres. En se concentrant sur chaque groupe morphologique de pollinisateurs, cet effet était cependant dépendant de l'échelle. Le taux de fréquentation des grandes abeilles et des coléoptères solitaires était négativement corrélé à la densité de colonies d'abeilles mellifères dans des zones tampons de 500 mètres, tandis que le taux de fréquentation des abeilles augmentait. Les taux de fréquentation des bourdons étaient corrélés négativement à la densité de colonies d'abeilles mellifères dans des zones tampons de 1 000 mètres. Ces différences pourraient être dues en partie aux capacités de recherche de nourriture de ces groupes. Les grandes abeilles solitaires comprennent de nombreuses espèces pouvant se nourrir de quelques centaines de mètres à plusieurs kilomètres de leur nid, en fonction de l'espèce considérée et du contexte paysager [24,34]. Les bourdons, d'autre part, sont connus pour se nourrir à grande échelle, jusqu'à 2800 mètres de leur nid [35]. Ces deux groupes morphologiques d'Apidae et d'abeilles domestiques ont des besoins alimentaires similaires, exploitant les mêmes ressources florales (pollen et nectar) [17,36]. Comme résumé dans Wojcik et al. 2018 [37], des études antérieures avaient montré que l'ajout de colonies d'abeilles domestiques pouvait avoir des effets négatifs sur les abeilles sauvages, en particulier les bourdons, en raison notamment du chevauchement de l'utilisation des ressources. Au contraire, les mouches, les syrphes et les papillons ne dépendent pas exclusivement des ressources florales, en particulier durant leur stade de vie larvaire, ce qui pourrait expliquer l'absence d'interactions négatives avec les abeilles mellifères [38]. Les petites abeilles solitaires ont besoin de pollen et de nectar aux stades larvaire et adulte, mais comme la taille du corps et la longueur de la bouche sont corrélées [39], les petites abeilles solitaires pourraient préférer rechercher des ressources sur quelques espèces de plantes (fleurs peu profondes, voir [23]). À l'inverse, les pollinisateurs plus gros tels que les abeilles domestiques et les bourdons, pourraient préférer se nourrir des plantes les mieux adaptées à leur morphologie (fleurs profondes, voir [40,41]). De cette manière, les petites abeilles solitaires pourraient être moins sensibles à l'augmentation de la densité des colonies d'abeilles mellifères. La forte diminution de l'alimentation des coléoptères avec la densité de colonies d'abeilles mellifères dans des limites de 500 mètres est plus difficile à expliquer. Il existe peu de littérature sur les préférences florales des coléoptères. En outre, leur aire d'alimentation semble très variable. En guise d'exemple, Englund (1993) a constaté que Cetonia aurata avait une aire d'alimentation de 18 m et Juhel et al. (2017) ont estimé l'aire d'alimentation de Brassicogethes aeneus jusqu'à 1,2

km [42,43]. Cela souligne la difficulté d'établir un lien entre les effets écologiques dépendant de l'échelle et les caractéristiques écologiques des espèces. Pour les abeilles mellifères, nous n'avons pas détecté d'augmentation de leur taux de fréquentation avec la densité de colonies d'abeilles mellifères dans des limites de 1 000 mètres. L'aire d'alimentation des abeilles semble fortement dépendre du contexte, de plusieurs centaines de mètres à plusieurs kilomètres [44,45]. De plus, Couvillon et al. L'année 2015 a démontré que les distances d'alimentation des abeilles dépendent du type de récompense recherchée par les abeilles (nectar ou pollen) et du mois considéré [46]. L'échelle à laquelle les organismes réagissent aux caractéristiques du paysage apparaît donc dépendante du contexte et sensible aux divers composants agissant ensemble. Dans les habitats urbains denses, la distance d'alimentation des pollinisateurs peut également être sensible à la hauteur, à la largeur ou à la distribution spatiale des espaces verts et des ressources florales [47]. Mais à ce stade, nous ne pouvons pas exclure que le déclin observé de l'activité de recherche de nourriture de certains groupes morphologiques puisse être lié à une autre variable non considérée dans cette étude. Premièrement, certaines études antérieures n'avaient pas mis en évidence les effets concurrentiels des abeilles mellifères sur d'autres visiteurs de fleurs [48], ni même l'inverse avec des bourdons sauvages affectant négativement l'activité de recherche d'abeilles mellifères [49]. Deuxièmement, la plupart des études comme la nôtre explorant l'impact négatif potentiel de l'abeille sur la faune sauvage ne reliaient que la densité de la colonie à l'activité de recherche de nourriture de la faune sauvage [18,50]. Cependant, comme souligné par Mallinger et al., 2017 [21], d'autres paramètres critiques tels que le succès de la reproduction des pollinisateurs sauvages (aptitude), la dynamique des populations ou des communautés sont rarement explorés, ce qui nous empêche de formuler des recommandations claires aux gestionnaires des terres. Cela met en lumière l'importance de mener de nouvelles enquêtes sur les liens entre la densité des colonies d'abeilles mellifères et la faune sauvage afin de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents.

Nous avons également enregistré une diminution de l'uniformité des réseaux d'interaction plante-pollinisateur avec les densités de colonies d'abeilles mellifères dans des limites de 1 000 mètres. La régularité des interactions diminue lorsque le réseau est dominé par des interactions peu fréquentes et / ou très fréquentes. Une grande régularité était auparavant associée à une bonne stabilité du réseau [51,52]. À l'inverse, une faible régularité d'interaction a été mise en évidence dans les écosystèmes dégradés [53] et dans les réseaux envahis [54]. Dans une méta-analyse précédente [11], nous avons montré que la position de l'abeille dans les réseaux d'interaction est comparable à celle souvent trouvée chez les pollinisateurs envahissants. Ici, la faible uniformité des densités de colonies élevées dans des zones tampons de 1000 mètres devrait être davantage liée à la diminution du nombre de pollinisateurs sauvages et en particulier du taux de fréquentation des bourdons. Ceci pose la question de l'impact potentiel de l'apiculture urbaine sur l'ensemble du réseau d'interaction et insiste une nouvelle fois sur la nécessité de nouvelles études sur ce sujet.

Parallèlement, nous avons montré que les abeilles mellifères avaient tendance à concentrer leurs visites sur les espèces de plantes gérées alors que les pollinisateurs sauvages ne montraient pas de préférences entre les plantes gérées et les plantes spontanées. Les abeilles mellifères concentrent souvent leurs visites sur les ressources les plus abondantes pour couvrir les besoins de la colonie [55] et les parterres de fleurs

d'ornement pourraient donc les intéresser. Parmi les espèces les plus visitées par les abeilles, nous avons en effet trouvé Lavendula sp. et Geranium sanguineum qui sont communs dans les parterres de fleurs ornementales. D'autre part, les pollinisateurs sauvages visitent beaucoup plus de fleurs spontanées et pourraient compter davantage sur la faune sauvage pour la pollinisation. Le déclin observé du taux de fréquentation de la faune sauvage associé à de fortes densités de colonies peut avoir des conséquences négatives sur la reproduction de cette flore spontanée. Néanmoins, plusieurs autres facteurs pourraient expliquer les préférences des fleurs d'insecte et leurs choix de recherche de nourriture, tels que la morphologie, la couleur, la quantité de ressources ou la durée de vie des fleurs [56].

De nombreuses villes du monde entier ont connu une augmentation récente et rapide de la densité de colonies d'abeilles mellifères. La densité moyenne de colonies à Paris est supérieure à celle du niveau national mais reste bien inférieure à celle d'autres villes telles que Bruxelles ou Londres (respectivement 6,5, 2,5, 15 et 10 colonies / km2 [13,14,57]). Les villes hébergent également une diversité non négligeable de pollinisateurs sauvages [58–60]. Globalement, nos résultats remettent en cause le développement rapide de l'apiculture urbaine et l'enthousiasme des citoyens et des médias pour l'installation de ruches dans les villes et les pratiques de gestion urbaine prétendument menées pour préserver la biodiversité. Cela souligne la nécessité de nouvelles études sur la coexistence des pollinisateurs domestiques et sauvages dans les habitats urbains. En conclusion, nous suggérons que les parties prenantes prennent en compte les impacts que les ruchers pourraient avoir sur la faune sauvage [19,33]. Si la capacité des écosystèmes urbains à assurer la fonction de pollinisation doit être préservée, les propriétaires fonciers peuvent centrer leurs pratiques de gestion sur l'augmentation des ressources florales et des habitats de nidification pour les pollinisateurs en milieu urbain au lieu d'ajouter des colonies d'abeilles mellifères.