

MASTER 2 Biodiversité, Ecologie, Evolution

Parcours Gestion et Evolution de la Biodiversité

Université de Lille, Sciences et Technologies

Année 2018-2019

Etude des communautés d'arthropodes des toitures végétalisées d'Île-de-France



Hamon Guillaume

Encadrante : Lucile Dewulf

Agence Régionale de la Biodiversité en Île-de-France

**AGENCE RÉGIONALE
DE LA BIODIVERSITÉ**



 **île de France**



**INSTITUT
D'AMÉNAGEMENT
ET D'URBANISME**

 **île de France**

Remerciement

Je tiens à remercier ici toutes les personnes qui ont contribué au succès de mon stage.

Tout d'abord je tiens à remercier Julie Collombat-Dubois, directrice de l'Agence Régionale de la Biodiversité, pour m'avoir accepté en tant que stagiaire.

A ma tutrice de stage Lucile Dewulf, pour ses conseils, pour la relecture de mon rapport et pour l'aide qu'elle m'a apporté.

Je remercie également Maxime Zucca pour tout ce qu'il m'a appris, de m'avoir fait confiance et d'avoir pu t'accompagner faire du bagage.

Un grand merci à toi Audrey Muratet pour toute l'aide que tu m'as apporté durant ce stage, pour avoir pris du temps pour m'aider dans mes analyses statistiques.

Je remercie Colin Fontaine et Emmanuelle Porcher du MNHN d'avoir pris du temps pour nous aider dans le choix de nos analyses statistiques.

Je tiens également à remercier toute l'équipe de l'ARB pour leur accueil, leur bonne humeur, et tout ce que j'ai pu apprendre à leurs côtés.

Je tiens à remercier mes collègues stagiaires, Amandine Gallois et Christel Scagliola, ainsi que Morgane Bernard-Gat et Emir Kort, pour leur bonne humeur, leur aide et tous les bons moments que nous avons passé ensemble.

Enfin je tiens à remercier ma famille et mes amis qui m'ont toujours soutenu pendant tout le long de mes études.

Sommaire

Remerciement	3
Sommaire	4
Résumé	5
Introduction	6
I) Matériels et méthodes	8
1) Présentation des sites d'études	8
2) Variables environnementales	9
3) Protocoles	9
4) Diversité taxonomique et fonctionnelle	10
5) Analyse statistique	11
II) Résultats	13
1) Groupes taxonomiques récoltés	13
2) Richesse spécifique en fonction des variables environnementales	15
3) Traits écologiques	22
III) Discussion	26
Bibliographie	29
Annexes	32

Résumé

La biodiversité du 21^{ème} siècle est en train de décliner. La destruction et la fragmentation de l'habitat en est la première cause, notamment en ville. Afin de réduire ces impacts, les villes développent la construction d'espaces de nature dont les toitures végétalisées. L'étude GROOVES (Green ROOfs Verified Ecosystem Services) a pour but d'évaluer l'apport et les services écosystémiques des toits végétalisés pour la biodiversité urbaine. Nous avons échantillonné des arthropodes sur 36 toits végétalisés de Paris et de sa petite couronne pendant 2 ans. Ces 36 toits sont divisés en quatre catégories : 4 Wildroofs, 17 extensives, 9 intensives et 6 semi intensives. Au total, les données relatives à 2846 individus de 458 espèces ont été analysées à l'aide de modèles linéaires généralisés. La richesse spécifique des arthropodes était plus élevée sur les toits intensifs et semi intensifs mais seule la richesse en homoptères était influencée par la hauteur du substrat et par conséquent le type de toit. La proximité d'espaces naturels autour des toitures a un effet positif sur la richesse spécifique totale ainsi que sur différents groupes taxonomique (Arachnides, Hétéroptères, Homoptères, Orthoptères).

Mots clefs : Arthropodes, Toitures Végétalisées, Ecologie urbaine,

Abstract

The biodiversity of the 21st century is declining. The destruction and fragmentation of habitat is the main cause, especially in the city. To reduce these impacts, cities have developed the nature spaces construction such as green roofs. The GROOVES study (Green ROOfs Verified Ecosystem Services) is to assess the contribution and ecosystem services of green roofs to urban biodiversity. We sampled arthropods from 36 green roofs across Paris and this « petite couronne ». This 36 roofs are divided into 4 categories : 4 wildroofs, 17 extensive, 9 intensive and 6 semi intensive. In total, the data relating to 2846 individuals of 458 species were analysed using mixed generalized linear model. Arthropods richness was higher on intensive and semi intensive green roofs. Only homoptera richness was influenced by ground height, and therefore by the green roof type. The proximity of natural areas around green roofs has an positive effect on total arthropods richness, as well as on different taxonomic groups (Arachnids, Heteroptera, Homoptera, Orthoptera).

Keys words : Arthropods, Green roofs, Urban ecology

Introduction

Depuis la fin du XXe siècle, et le sommet de la Terre à Rio en 1992, la notion de biodiversité est de plus en plus employée. Ce terme, qui a été utilisé pour la première fois par Walter G. Rosen en 1985, désigne au sens large la diversité du vivant, ce qui englobe la diversité des écosystèmes, la diversité des espèces et la diversité génétique au sein d'une même espèce (article 2 de la Convention sur la diversité biologique, 1992). Ce terme a vite été adopté par les scientifiques, les politiques et les citoyens, et est de plus en plus mentionné pour parler de l'extinction des espèces. Certains scientifiques parlent même de sixième extinction de masse (Ceballos et al., 2010 ; Barnosky et al., 2011 ; Dirzo et al., 2003) et d'une nouvelle ère, l'anthropocène (Steffen et al., 2011). Ce terme, qui signifie « l'âge de l'Homme », indique que l'être humain à lui seul modifie les cycles naturels de la planète à un rythme insupportable. Le rapport de l'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, 2019), révèle qu'un million d'espèces sont menacées d'extinction pour les prochaines décennies. Il indique que les principales causes de ce déclin sont principalement liées aux activités humaines, avec comme première cause de ce déclin la destruction, la fragmentation d'habitats (McKee et al., 2003 ; Fahrig 1997), suivie de la surexploitation des ressources (Rosser et al., 2002), du changement climatique (Morris, 2010), de la pollution et enfin de l'impact direct ou indirect des espèces exotiques envahissantes dans les milieux insulaires à fort taux d'endémisme (Gurevitch et al., 2004). La destruction d'habitats s'accélère en même temps que la population humaine augmente. En effet, en cinquante ans, la population humaine a plus que doublée, passant de 3,6 milliards d'individus à 7,6 milliards, et la moitié de la population mondiale vit en milieu urbain (Veron, 2007 ; Gaston, 2011).

Les zones urbaines sont donc de plus en plus vastes et recouvrent 3 % des biomes terrestres (Ciach & Fröhlich, 2017). Elles présentent des conditions qui perturbent la qualité de vie des citoyens. En effet, en milieu urbain, on observe une hausse des températures caractérisée par l'effet d'îlot de chaleur, qui peut se traduire par une différence de 8 degrés entre le milieu urbain et le milieu rural (Imhoff et al., 2010). De plus, les pollutions de l'air, sonore et lumineuse ont des conséquences sur l'Homme, mais aussi sur la faune et la flore (Altermatt & Ebert, 2016 ; La Sorte et al., 2017 ; Abbaspour et al., 2015 ; Ciach & Fröhlich, 2017).

La biodiversité urbaine a souvent été négligée au profit de la biodiversité des grands espaces naturels (Williams et al., 2014 ; Dearborn & Kark, 2010). En effet, la biodiversité des villes est souvent caractérisée « d'ordinaire ». Pourtant les écosystèmes urbains sont riches en biodiversité (Henry & Frascaria-Lacoste, 2012). Cette richesse résulte du fait que les villes se sont développées sur des milieux hétérogènes (Kühn et al., 2004), et qu'elles présentent des microclimats favorisant le

développement d'une large gamme d'espèces (Sukopp & Starfinger, 1999). Cette hétérogénéité urbaine est associée à une diversité d'occupations du sol mais également à la diversité des matériaux utilisés pour la construction urbaine (Kühn et al., 2004). Cependant, cette richesse est fragile car constamment menacée par l'urbanisation et la destruction des habitats. Une illustration – les friches urbaines – qui par essence sont éphémères mais aussi les milieux les plus riches en espèces en ville.

Les villes semblent laisser peu de place pour la biodiversité, que l'on retrouve essentiellement dans les parcs, jardins, friches... Pourtant, la nature a un rôle très important pour le bien-être des citoyens. En effet, plusieurs études ont démontré les effets positifs des espaces de nature en ville, sur la diminution de l'îlot de chaleur (Ranhao & Liding, 2017), sur la santé et le bien-être de ces citoyens (Kabish et al., 2016 ; Wolch et al., 2014). C'est pour cela que depuis quelques années, les villes mènent des actions afin de maintenir les espaces existants, en les incluant dans les documents d'urbanisme, mais aussi en ajoutant de nouveaux espaces de nature. Cela passe par la construction d'écoquartiers (Henry & Frascaria-Lacoste, 2012), la végétalisation d'espaces imperméabilisés ou encore la conception de murs et de toits végétalisés.

L'emploi du terme « toit végétalisé » est vaste car il peut se traduire par un toit recouvert de mousse et de plantes adaptées aux milieux secs autant que par un toit végétal imitant ce que l'on peut retrouver au sol, une prairie par exemple. Les toitures végétalisées présentent de nombreux avantages avérés, à commencer par la diminution de l'îlot de chaleur urbain (Solcerova et al., 2017 ; Santamouris 2014), mais aussi la rétention des eaux pluviales (Getter et al., 2007), la fixation et la filtration de la pollution atmosphérique, ainsi qu'une isolation thermique et acoustique (Oberndorfer et al., 2007). Le fait de construire des toitures végétalisées permet également de limiter les effets négatifs des constructions sur les écosystèmes (Oberndorfer et al., 2007). Cependant, ces bénéfices ont été récemment remis en cause, il existe des différences fortes entre les fonctions jouées par des toitures dites « sedums » ou « extensives » avec une très faible épaisseur de substrat et une fine couverture herbacée par rapport aux toitures dites « intensives » présentant une épaisseur de substrat similaire à ce que l'on peut trouver au sol et une couverture herbacée voire arbustive conséquentes. Tous les types de toitures végétalisées ne remplissent pas l'ensemble des fonctions qu'on a trop rapidement tendance à leur associer, de rafraîchissement et de rétention d'eau par exemple. Par ailleurs, la biodiversité abritée par ces toitures reste encore très méconnue et conséquemment les différences entre typologies de toitures.

C'est dans ce contexte que l'étude GROOVES (Green ROOfs Verified Ecosystem Services) a été lancée en 2017 par l'Agence Régionale de la Biodiversité en Île-de-France (ARB IdF). Cette étude, qui s'étale sur une durée de trois ans, a pour but d'évaluer l'apport et les services écosystémiques des

toitures végétalisées pour la biodiversité urbaine. Cette étude s'intéresse ainsi à la faune, la flore et le sol. Le volet faune comporte deux protocoles, l'un étudiant les interactions plantes-pollinisateurs en utilisant un programme de sciences participatives (SPIPOLL : Suivi photographique des insectes pollinisateurs) et l'autre concernant l'ensemble des arthropodes. C'est sur cette partie que va porter ce rapport et essayer de répondre à une question en particulier : Quel est l'impact du type de conception et du paysage environnant sur les communautés d'arthropodes ? Nos objectifs étaient de : (i) déterminer l'effet sur les communautés d'arthropodes du type de conception, (ii) déterminer l'influence du paysage sur les espèces capables de coloniser les toitures.

I) Matériels et méthodes

1) Présentation des sites d'études

Cette étude portant sur la biodiversité des arthropodes des toits végétalisés a été réalisée sur un échantillon de 36 toitures, toutes situées dans Paris et sa petite couronne (départements des Hauts-de-Seine, de Seine-Saint-Denis et du Val-de-Marne) (Figure 1). Plusieurs critères ont été retenus pour la sélection de ces toitures. Elles devaient avoir une superficie supérieure à 300m² avec de bonnes conditions de sécurité (présence de garde-corps), être accessible en moins d'une heure de transport en communs et bénéficier de l'accord des propriétaires et/ou gestionnaires pour se rendre sur les toits.

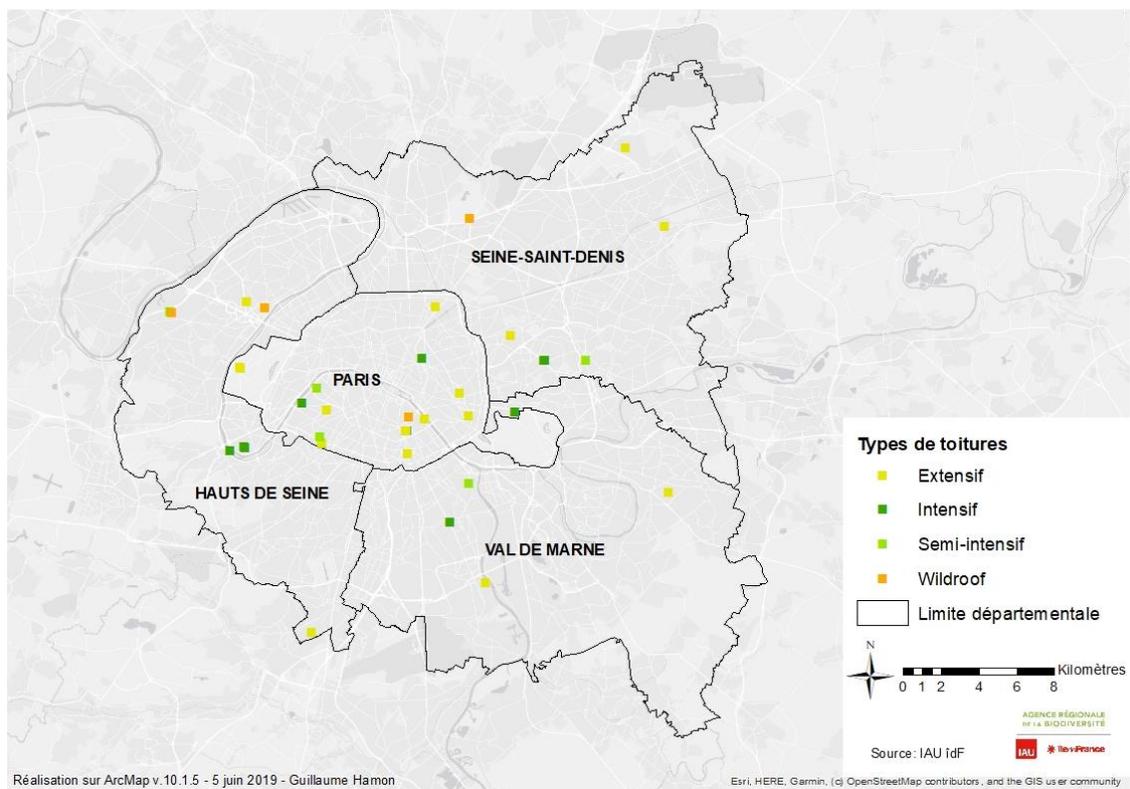


Figure 1 : Cartographie des toitures végétalisées étudiées dans le cadre de l'étude GROOVES

Cette trentaine de toitures est donc divisée en quatre catégories répondant à deux caractéristiques, à savoir l'épaisseur de substrat et le type de végétations dominantes. Les toitures wildroofs, qui ont une hauteur de substrat variable et une végétation spontanée, servent de toitures témoins. Les extensives sont caractérisées par une profondeur de substrat de 4 à 15 cm, et une végétation dominée par différentes espèces d'orpins (*Sedum album*, *Sedum hispanicum*, *Sedum sexangulare*, *Sedum acre*, *Sedum kamtschatikum*) et de bryophytes. Les toitures intensives sont celles qui ont la plus grande épaisseur de substrat avec plus de 30 cm et une végétation dominée par des herbacées composées essentiellement de graminées (*Vulpia myuros*, *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata*) et d'autres herbacées (*Geranium molle*, *Plantago lanceolata*, *Senecio inaequidens*). Enfin les toitures semi-intensives ont un substrat épais de 15 à 30 cm et une végétation dite mixte, avec la présence d'orpins et d'herbacées. C'est ainsi que l'on recense 4 toitures de type wildroofs, 17 toitures extensives, 9 intensives et 6 semi-intensives.

2) Variables environnementales

Plusieurs paramètres environnementaux de conception et de gestion nous ont permis de caractériser chaque toiture : la hauteur du toit, la superficie, son âge, le type d'arrosage (irrigation ou pluie uniquement), le type de substrat, le type de gestion et le fait que la toiture soit plantée ou non. Concernant le type de substrat, celui-ci est divisé en trois catégories : le substrat minéral est composé principalement de pouzzolane (pierre volcanique), ou de granulats industriels tel que des billes d'argile ; la terre agricole est quant à elle utilisée uniquement pour les toitures végétalisées avec une grande profondeur de sol ; le substrat mixte est un mélange de pouzzolane et de terre agricole. Le type de gestion est également divisé en trois catégories : la fauche, le contrôle (arrachage sélectif afin d'entretenir les bandes stériles) et l'absence de gestion.

3) Protocole

Afin de prélever les arthropodes présents sur le sol et la végétation, nous avons réalisé le protocole « transect arthropode ». Ce protocole de dix minutes consiste à cheminer sur le toit et prélever tous les invertébrés du sol pendant une durée de neuf minutes, avec l'aide d'un aspirateur à bouche. La dernière minute du protocole consiste à prélever les insectes sur la végétation avec l'aide d'un filet fauchoir (Figure 2). Deux passages espacés d'un mois sont réalisés, entre mai et fin juillet. Les invertébrés collectés sont ensuite placés dans des piluliers contenant de l'alcool à 70° afin d'être déterminés ultérieurement à la loupe binoculaire en laboratoire.



*Figure 2 : Réalisation du protocole arthropodes sur la toiture végétalisée de la médiathèque de Choisy le Roi (94)
(MECHO)*

Certains groupes taxonomiques, tel que les micro-diptères, les micro-hyménoptères, les nématocères et certains coléoptères de la famille des curculionidés et des staphylinidés n'ont pas pu être déterminés à l'espèce, ni même au genre. Les données sont ensuite intégrées dans la base de données régionale d'observations naturalistes en Île-de-France, Cettia.

4) Diversité taxonomique et fonctionnelle

Pour étudier la diversité taxonomique, nous avons pris en compte la richesse spécifique en arthropodes, ainsi que la richesse spécifique de certains groupes taxonomiques (Arachnides, Coléoptères, Diptères, Hétéroptères, Homoptères, Hyménoptères, Lépidoptères et Orthoptères). Nous avons retenu ces groupes car ils se retrouvent sur une grande majorité des toitures. L'abondance n'a quant à elle pas pu être utilisée car nous n'en disposons pas d'indice dans le protocole utilisé.

Afin de caractériser la diversité fonctionnelle des arthropodes, nous avons considéré deux indices qui se basent sur des traits écologiques, un indice de dispersion et un indice de thermophilie. Ces indices ont été repris sur la base des travaux de Madre et al, 2013. L'indice de dispersion est divisé en deux catégories : non volant (i) et volant (ii). Les arachnides, qui sont des arthropodes aptères, peuvent avoir une dispersion aérienne à l'aide de fils de soie. On appelle ce phénomène le « Ballooning » (Bell et al., 2005 ; Blandenier, 2009). Concernant les insectes ptérygotes (pourvu d'aile), tous n'ont pas été définis comme capables de voler. En effet des espèces comme certains carabes ou hétéroptères ont des ailes atrophiées, ce qui les empêche de voler. L'indice de thermophilie est, quant à lui, divisé en trois classes, espèces généralistes sans foyer d'habitat (i), espèces de milieux ouverts thermophiles (ii) et espèces de milieux frais et humides (iii).

5) Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R version 3.1.2 (R Development Core team). Le seuil de significativité a été fixé à $\alpha=0.05$.

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec les données arthropodes des deux premières années de l'étude, soit 2017 et 2018. En effet, en raison du grand nombre de jours de terrain et du nombre important d'individus à déterminer au genre et à l'espèce, les données arthropodes de 2019 n'ont pas pu être intégrées dans les analyses.

Pour évaluer l'effet du paysage, nous avons calculé dans des zones tampon de 100 à 1500 m, avec un pas de 100 m autour de chaque toiture, le pourcentage de recouvrement des différentes occupations du sol simplifié en 4 classes selon la classification du MOS (Mode d'Occupation du Sol) de 2017 (Tableau 1). Ce pourcentage a été mesuré avec le logiciel ArcMap 10.1.5.

Tableau 1 : classes du MOS 2017

MOS 2017 en 11 classes	MOS 2017 simplifié
Forêt	Milieux naturels
Milieux semi-naturels	
Eau	
Espaces agricoles	Espaces ouverts artificialisés
Espaces ouverts artificialisés	
Habitat individuel	Urbain
Habitat collectif	
Activités	
Equipements	
Carrières, décharges et chantiers	
Transports	Transports

A l'aide d'une partition hiérarchique (Olea et al., 2010) nous avons pu déterminer à quelle échelle le paysage avait la plus grande influence sur la variation de la richesse spécifique observée sur un toit. Le pourcentage urbain a été retiré car ce dernier est corrélé avec le pourcentage d'espaces ouverts artificialisés ($cor = -0.8589$). Les résultats de cette fonction sont rassemblés dans le Tableau 2. Ce modèle a été réalisé via la fonction *hier.part* du package *hier.part* (Walsh & Mac Nally, 2013).

Tableau 2 : Résultats de la partition hiérarchique

	Zone tampon (en m)
Total	1500
Arachnides	200
Coléoptères	1100
Diptères	1500
Hétéroptères	1200
Homoptères	500
Hyménoptères	1500
Lépidoptères	1500
Orthoptères	100
Thermophiles	500
Humides	500
Généralistes	600
Volants	100
Non volants	600

Pour analyser la richesse spécifique en arthropodes en fonction des variables environnementales précédemment citées, nous avons tout d'abord réalisé un modèle linéaire généralisé mixte (Dormann et al., 2007) dont le prédicteur linéaire peut contenir des effets aléatoires. Nous avons ajouté à ce modèle les coordonnées GPS du milieu (X et Y), afin que ce dernier prenne en compte l'autocorrélation spatiale. La mesure de cette autocorrélation spatiale nous permet de distinguer si des sites qui sont proches sont similaires ou non (Oliveau, 2010). Nous avons utilisé la fonction *glmmPQL()* du package *multcomp* (Hothorn et al., 2019) avec comme effet aléatoire le site et avec une erreur de distribution de Poisson, ce qui est particulièrement adapté à la nature des données de comptage (Crawley, 2009). Nous avons transformé les données sur l'âge et sur la surface en échelle logarithmique afin que ces dernières s'approchent d'une loi normale.

Suite à cela, nous avons réalisé une ANOVA via la fonction *anova()* du package *car* (Fox and Weisberg, 2019), afin de connaître les variables environnementales qui ont un effet significatif sur la richesse spécifique. Nous avons également effectué un test de Tukey pour les variables qualitatives dont l'influence était significative afin de démêler les effets au sein de ces variables.

Enfin, pour présenter les données, nous avons réalisé des graphiques issus de modèles GAM (Modèle Additif Généralisé) (Pederson et al., 2019). Sur ces graphiques, l'axe en abscisse correspond à une des variables environnementales et l'axe en ordonnée correspond à la variable à expliquer, c'est-à-dire la richesse spécifique, l'indice de dispersion ou l'indice de thermophilie. Les barres noires situées

sur l'axe des abscisses correspondent à la répartition des toitures. Ce modèle a été réalisé avec la fonction *gam()* du package *gam* (Hastie, 2019).

II) Résultats

1) Groupes taxonomiques récoltés

Sur les deux premières années de l'étude GROOVES, nous avons récolté 2846 individus parmi lesquels nous avons identifié 458 espèces (Annexe I). La majorité de ces espèces appartient au groupe taxonomique des hétéroptères avec, sur les deux premières années de l'étude, 105 espèces, suivi des hyménoptères avec 86 espèces (Figure 5). Les espèces que nous retrouvons le plus souvent sont des hétéroptères du genre *Nysius* (*Nysius graminicola* et *Nysius immunis*, Orsillidae) que l'on retrouve sur 26 toitures. Nous rencontrons également beaucoup d'araignées du genre *Xysticus* (*Thomisidae*), que l'on retrouve sur 27 toits végétalisés, ou encore la fourmi *Lasius niger* (*Formicidae*, hyménoptères) que l'on retrouve sur 24 toitures. Un autre hyménoptère a été rencontré sur un grand nombre de toits, il s'agit de *Lasioglossum morio* (*Halictidae*), qui a été échantillonné sur 22 toitures. Nous avons identifié 12 espèces d'orthoptères, dont le genre *Chorthippus* que nous rencontrons sur 18 toitures.

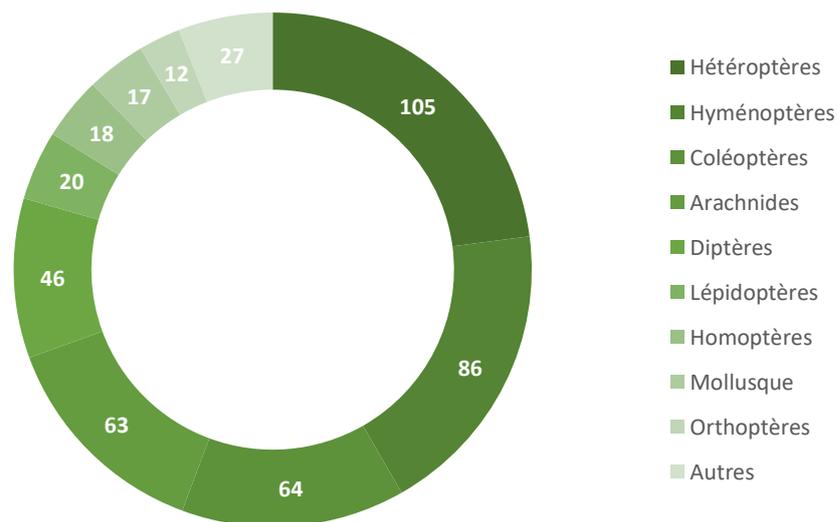


Figure 5 : Richesse spécifique par groupes taxonomiques

Nous observons que les nombres de taxons échantillonnés entre les deux années sont proches avec 345 espèces relevées en 2017 et 348 en 2018 (Figure 6), dont 159 espèces que nous avons

retrouvées sur les deux années. Nous remarquons également qu'il semble y avoir moins d'espèces lors des deuxièmes passages, qui ont eu lieu entre fin juin et fin juillet, par rapport au premier passage qui a lieu courant mai début juin (figure 6).



Figure 6 : Richesse spécifique par passages et par années

Nous avons rencontré en moyenne plus d'espèces sur les toitures dites intensives et semi-intensives que sur les toitures extensives et les wildroofs (Figure 7).

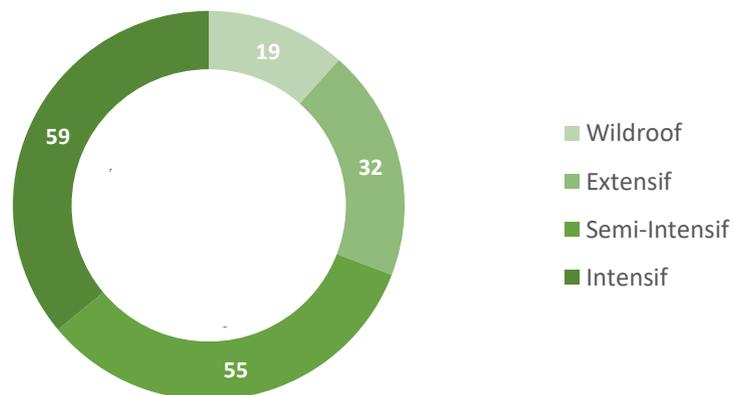


Figure 7 : Richesse spécifique moyenne par type de conception

2) Richesse spécifique en fonction des variables environnementales.

Les effets de divers paramètres environnementaux sur la richesse en arthropodes et de plusieurs groupes taxonomiques ont été étudiés séparément. Ces résultats sont présentés dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Résultats de l'ANOVA (En rouge, effet négatif de la variable sur la richesse. En vert, effet positif de la variable sur la richesse. En bleu, il faut utiliser le test de Tukey pour connaître l'effet des différentes modalités de la variable seuil de significativité : *** 0,001 **0,01 *0,05)

	Total	Arachnides	Coléoptères	Diptères	Hétéroptères	Homoptères	Hyménoptères	Lépidoptères	Orthoptères
Année	0,1265	0,1557	0,6652	0,1561	***	*	0,8172	0,2958	0,6149
Passage	***	0,4755	***	0,0610	0,6477	***	0,2786	0,0903	**
Plantée	0,7764	0,3543	0,9232	0,6760	0,4888	0,1122	0,7088	0,9999	0,1642
Âge	**	*	0,4536	0,0789	0,0703	0,1516	0,2010	0,1939	*
Hauteur_batiment	0,3156	0,1003	0,6644	0,4778	0,3034	0,1244	0,6674	0,3583	0,8031
Surface	0,5801	0,3652	0,5722	0,9807	0,6838	0,2721	0,2363	0,8790	0,2354
Substrat	0,4110	0,3733	0,9380	0,2488	0,3000	0,8330	0,8204	0,8978	0,7084
Hauteur_sol	0,3775	0,7510	0,0991	0,5938	0,4437	*	0,7022	0,1550	0,6627
Irrigation	**	0,0549	*	0,1472	0,0715	*	0,4082	0,9978	**
Gestion	0,1058	0,3674	0,1865	0,5712	0,0780	0,0904	*	*	0,4178
% espaces ouverts	0,6754	*	0,2641	0,4522	0,4041	**	0,4079	0,4745	**
% transport	0,5261	0,4073	0,9909	0,8261	0,4135	0,4689	0,3062	***	0,4186
% milieux naturels	**	0,0627	0,4618	0,5786	**	0,0596	0,1413	0,6296	*
X	0,6879	0,4302	0,3718	0,5388	0,1884	0,2017	0,6370	***	0,9305
Y	0,1110	0,0599	0,3319	0,7103	0,2876	0,7887	0,5787	0,5562	0,3786

a) Richesse spécifique totale

Plus la toiture est âgée et plus il y a une richesse spécifique importante (Figure 8a). Le type d'irrigation a un effet négatif sur la richesse en arthropodes, avec un nombre d'espèces moins important sans irrigation (Figure 8b). Enfin, nous avons remarqué que la richesse spécifique est supérieure quand le pourcentage de milieux naturels augmente dans le paysage (Figure 8c).

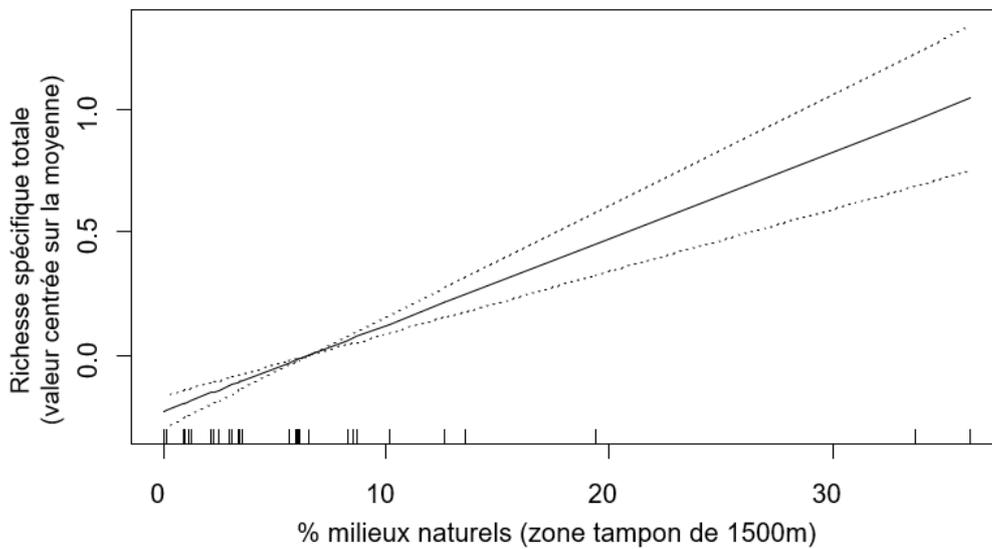
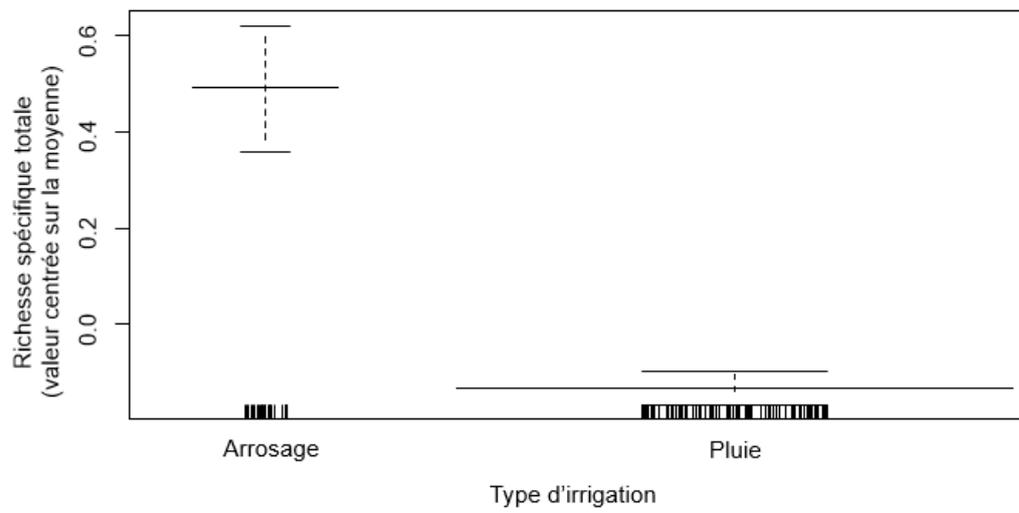
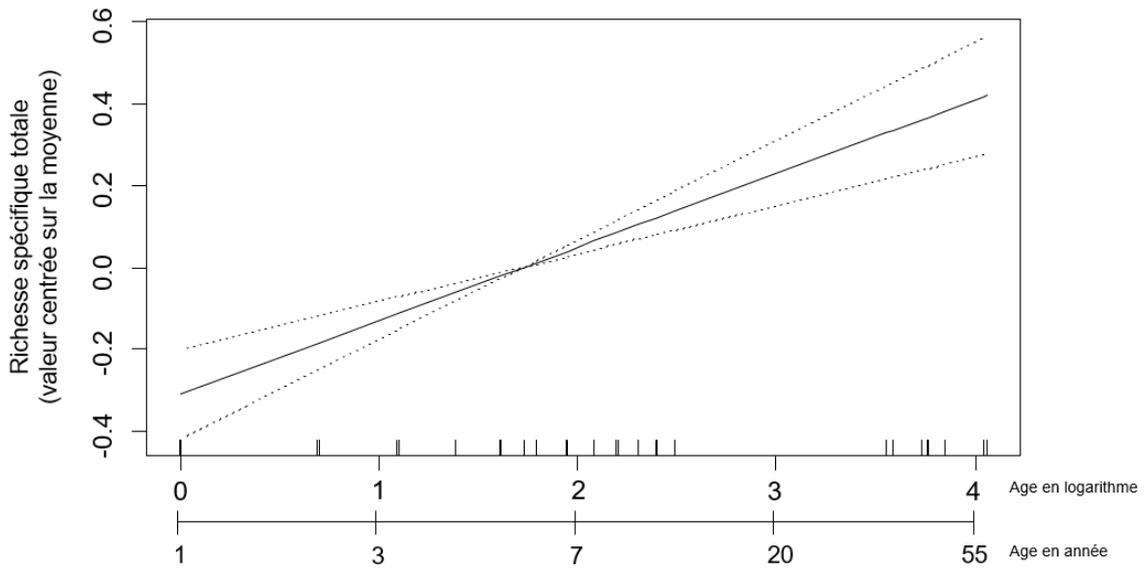


Figure 8 : Influence de l'âge de la toiture (a) du type d'irrigation (b) et du pourcentage de milieux naturels (c) sur la richesse spécifique totale.

b) Richesse en arachnides

Plus la toiture est vieille et plus la richesse en arachnides est importante (Figure 9a). Nous avons déterminé que le nombre d'espèces augmente lorsque le pourcentage d'espaces ouverts augmente (Figure 9b).

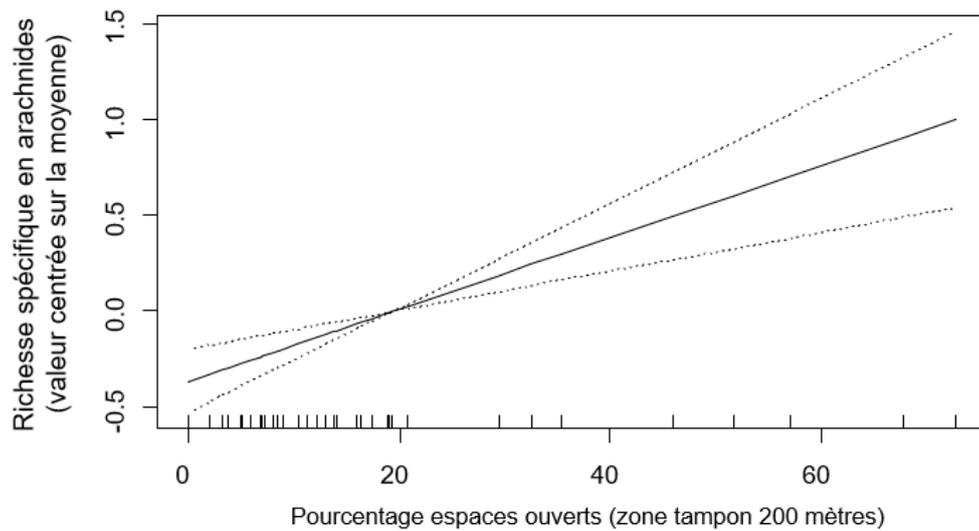
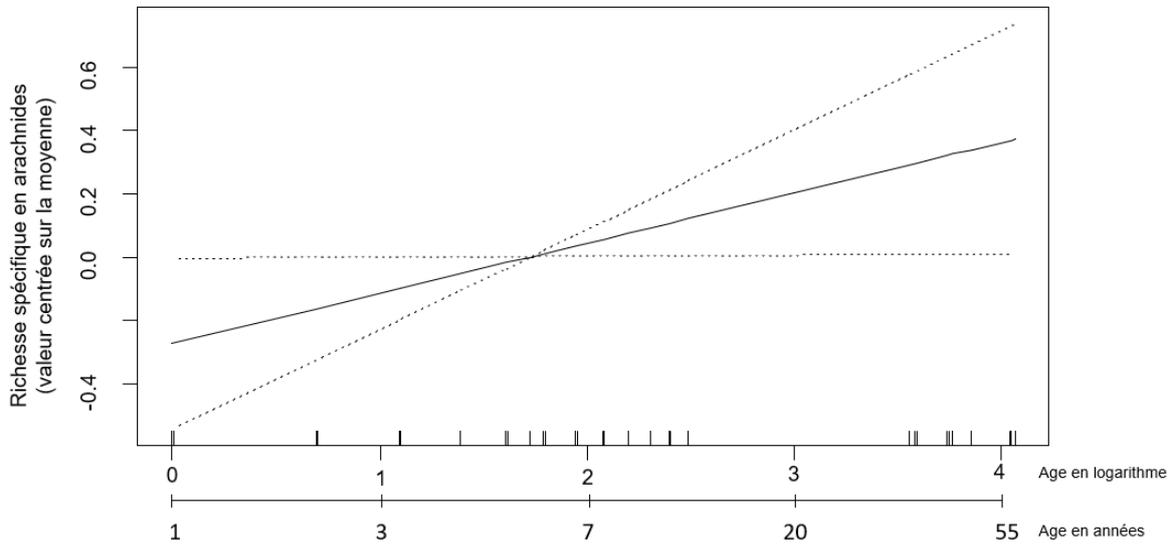


Figure 9 : Influence de l'âge de la toiture (a) et du pourcentage d'espaces ouverts (b) sur la richesse spécifique en arachnides

c) Richesse en coléoptères

Nous avons observé moins d'espèces de coléoptères sur les toitures qui ne disposent pas de système d'irrigation (figure 10).

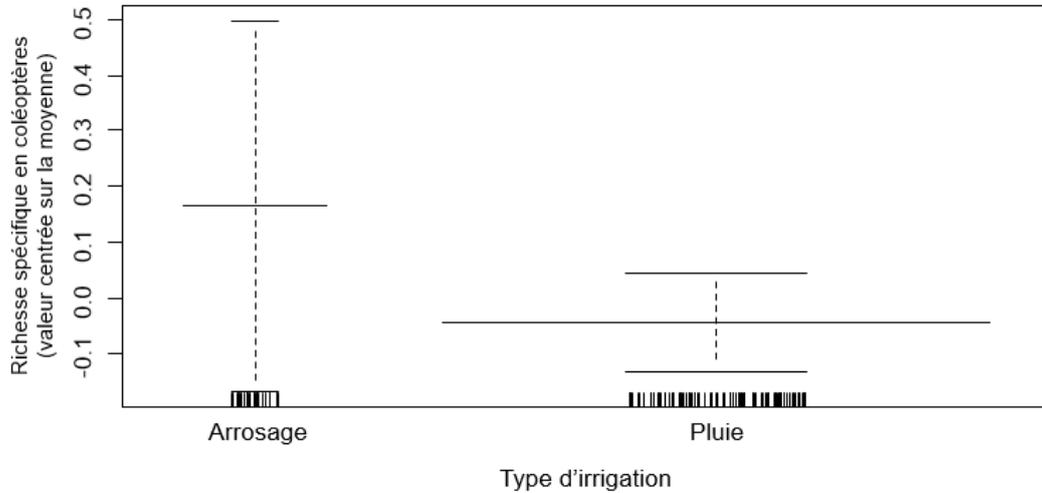


Figure 10 : Influence du type d'irrigation sur la richesse spécifique en coléoptères.

d) Richesse en hétéroptères

Le paysage intervient dans la variation de la richesse spécifique des hétéroptères. En effet, lorsque le pourcentage de milieux naturels augmente, la richesse en hétéroptères augmente également (Figure 11).

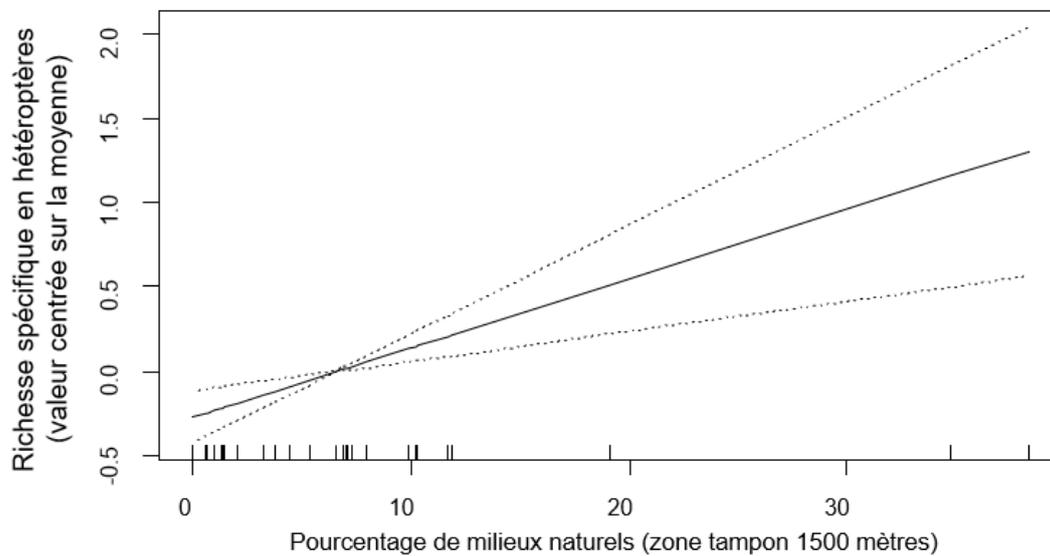


Figure 11 : Influence du pourcentage de milieux naturels sur la richesse spécifique en hétéroptères.

e) Richesse en homoptères

Nous avons déterminé que la richesse en homoptères est significativement moins importante au deuxième passage par rapport au premier passage. Le type d'irrigation a également un effet sur la richesse en homoptères, avec un nombre d'espèces moins important sans irrigation (Figure 12a). La richesse en homoptère augmente avec la hauteur du substrat (Figure 12b). Enfin nous avons observé un effet du pourcentage d'espaces ouverts. Lorsque celui-ci augmente, la richesse diminue (Tableau 3).

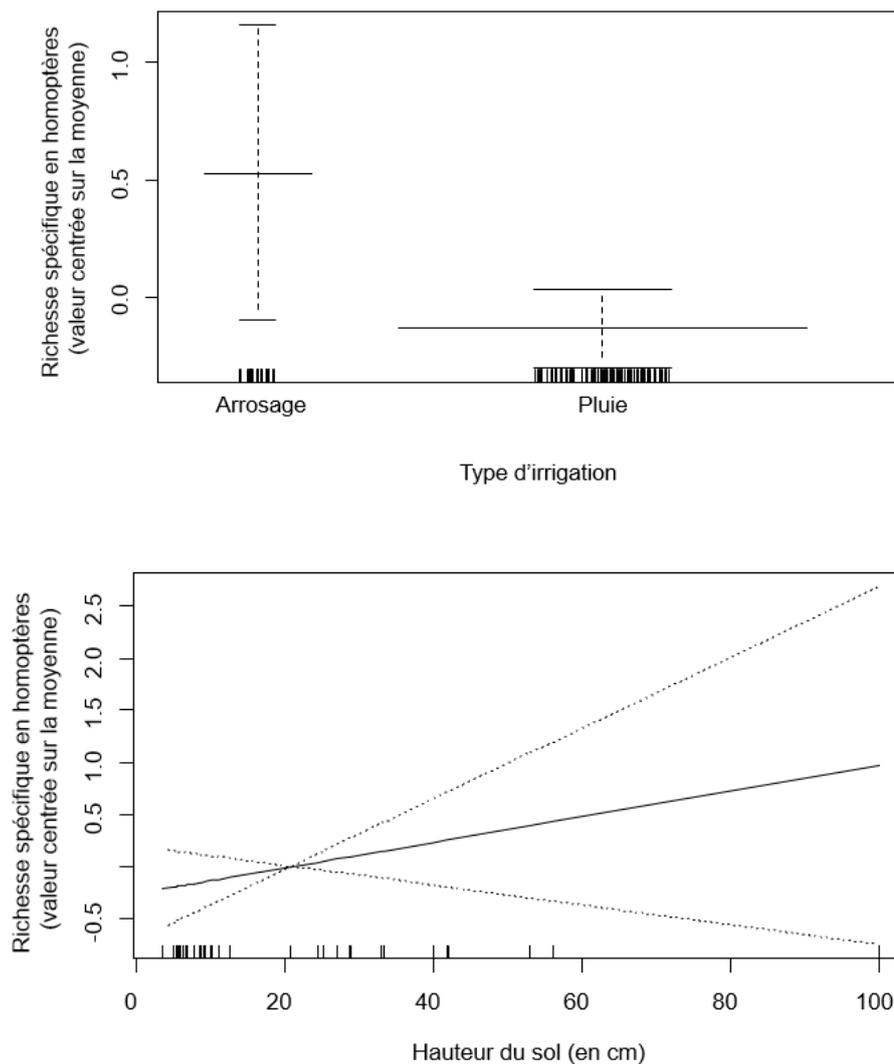


Figure 12 : Influence du type d'irrigation (a), de la hauteur du sol (b) sur la richesse spécifique en homoptères

f) Richesse en hyménoptères

Le type de gestion a un effet sur la richesse en hyménoptères. Il y a plus d'hyménoptères sur les toits fauchés par rapport aux toits où il n'y a pas de gestion ou alors uniquement un contrôle (Figure 14 ; Annexe II).

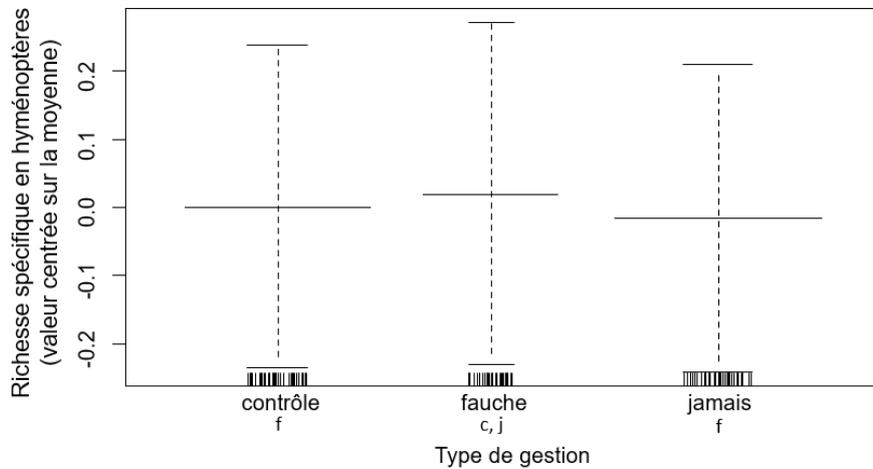


Figure 14 : Influence du type de gestion sur la richesse spécifique en hyménoptères. Les lettres situées en dessous d'un type de gestion montrent quels autres types de gestion sont différents significativement de celui-ci (test de Tukey). f=fauche, c=contrôle, j=jamais.

g) Richesse en lépidoptères

Nous observons un effet de la longitude sur la richesse en lépidoptères, avec plus d'espèces de papillons rencontrées à l'ouest de Paris (Figure 15). Nous avons également identifié une baisse de la richesse en lépidoptères quand le pourcentage d'infrastructures de transport augmente aux alentours (Tableau 3). Enfin, nous avons déterminé un effet du type de gestion sur la richesse, mais les résultats du test de Tukey ne nous permettent pas de discriminer les différents types de gestions (Annexe II).

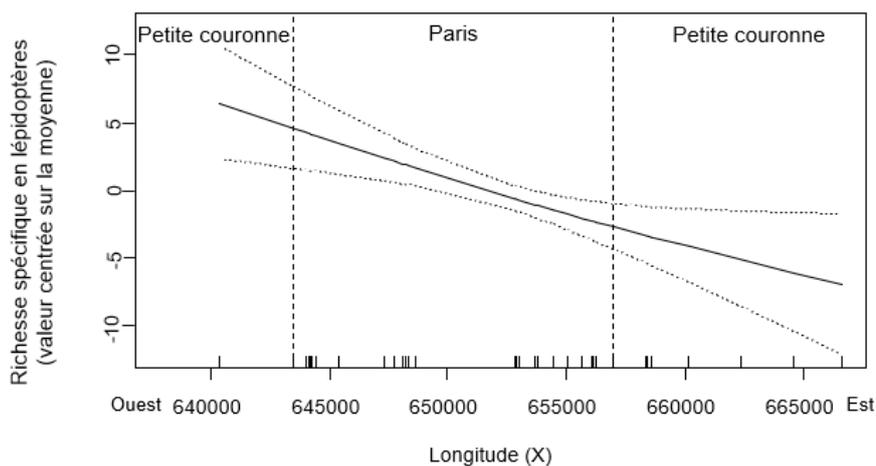


Figure 15 : Influence de la longitude sur la richesse spécifique en lépidoptères.

h) Richesse en orthoptères

Le type d'irrigation a un effet sur la richesse en espèces. Un toit non irrigué accueillera moins d'espèces qu'un toit irrigué (Figure 16). Plus la toiture est âgée et plus la richesse en orthoptères est importante (Figure 17a). De plus, plus les espaces ouverts et milieux naturels aux alentours des toitures sont étendus, plus la richesse en orthoptères augmente (Figure 17b et c).

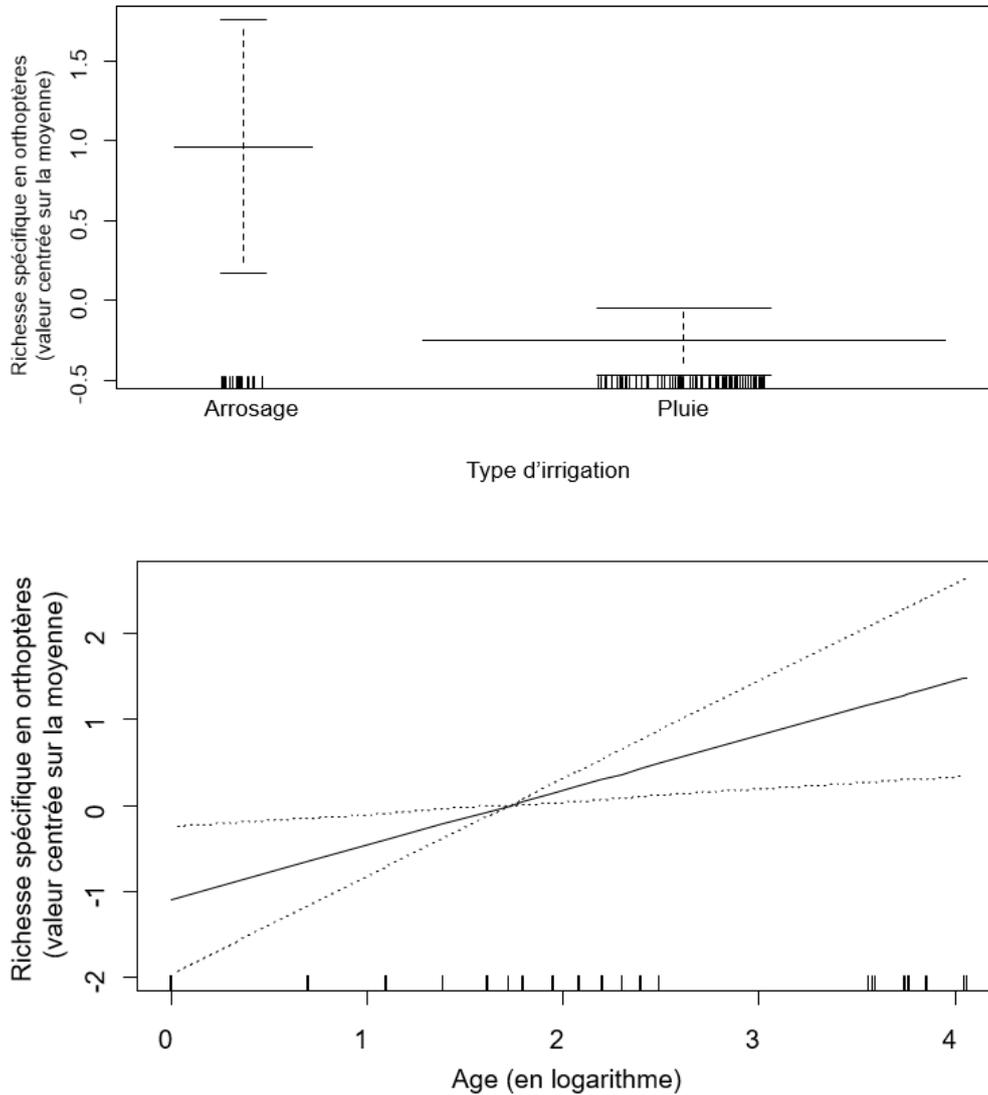


Figure 16 : Influence du type d'irrigation (a) et de l'âge (b) sur la richesse spécifique en orthoptères.

3) Traits écologiques

Les effets de divers paramètres environnementaux sur les pourcentages d'espèces thermophiles, de milieux humides, généralistes, volantes et non volantes ont été étudiés séparément. Ces résultats sont présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Résultats de l'ANOVA (En rouge, effet négatif de la variable sur la richesse. En vert, effet positif de la variable sur la richesse. En bleu, il faut utiliser le test de Tukey pour connaître l'effet des différentes modalités de la variable seuil de significativité : *** 0,001 **0,01 *0,05)

	Thermophile	Humide	Généraliste	Volant	Non volant
Année	0,2017	0,7736	*	*	**
Passage	0,0725	*	*	**	*
Plantée	0,4776	0,1935	*	0,6755	*
Âge	0,7037	0,0939	0,6213	0,9359	0,6239
Hauteur bâtiment	***	***	0,9948	0,3636	0,7525
Surface	**	**	0,0591	0,0923	0,0652
Substrat	0,2504	*	0,4371	0,2804	0,1240
Hauteur sol	*	0,7696	0,6751	0,2936	0,5283
Irrigation	0,2837	0,6567	0,9782	0,7384	0,9725
Gestion	0,2803	0,0929	0,5239	0,4227	0,0800
% espaces ouverts	0,7520	0,6445	0,1646	0,1496	*
% transport	0,2704	0,0779	0,0692	0,1525	0,4460
% milieux naturels	0,6278	0,7920	*	0,6243	**
X	*	*	*	0,6395	0,5301
Y	0,3619	*	0,7055	0,2502	0,0751

a) Espèces thermophiles

Nous observons que les toitures de petites surfaces, avec une faible épaisseur de substrat, localisées sur des bâtiments hauts à l'est de Paris sont les plus accueillantes pour les espèces thermophiles (Tableau 4 et Figure 18).

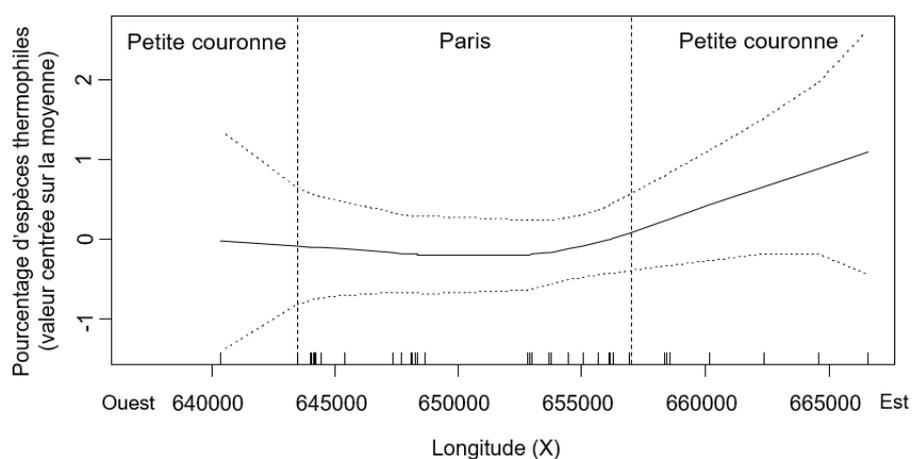


Figure 18 : Influence de la longitude sur le pourcentage d'espèces thermophiles.

b) Espèces de milieux humides et frais

Nous avons trouvé un effet du type de substrat sur le pourcentage d'espèces de milieux humides. Toutefois, les résultats du test de Tukey (Annexe II) ne nous permettent pas de discriminer les différents types de substrats. Plus la surface de la toiture augmente et plus le pourcentage d'espèces de milieux humides augmente (tableau 4). En revanche, ce pourcentage d'espèces de milieux humides tend à décroître lorsque la hauteur du bâtiment augmente (Figure 19b). Enfin nous avons observé un effet de la longitude et de la latitude, avec un pourcentage d'espèces de milieux humides à l'ouest et au nord de Paris (Figure 19a et b).

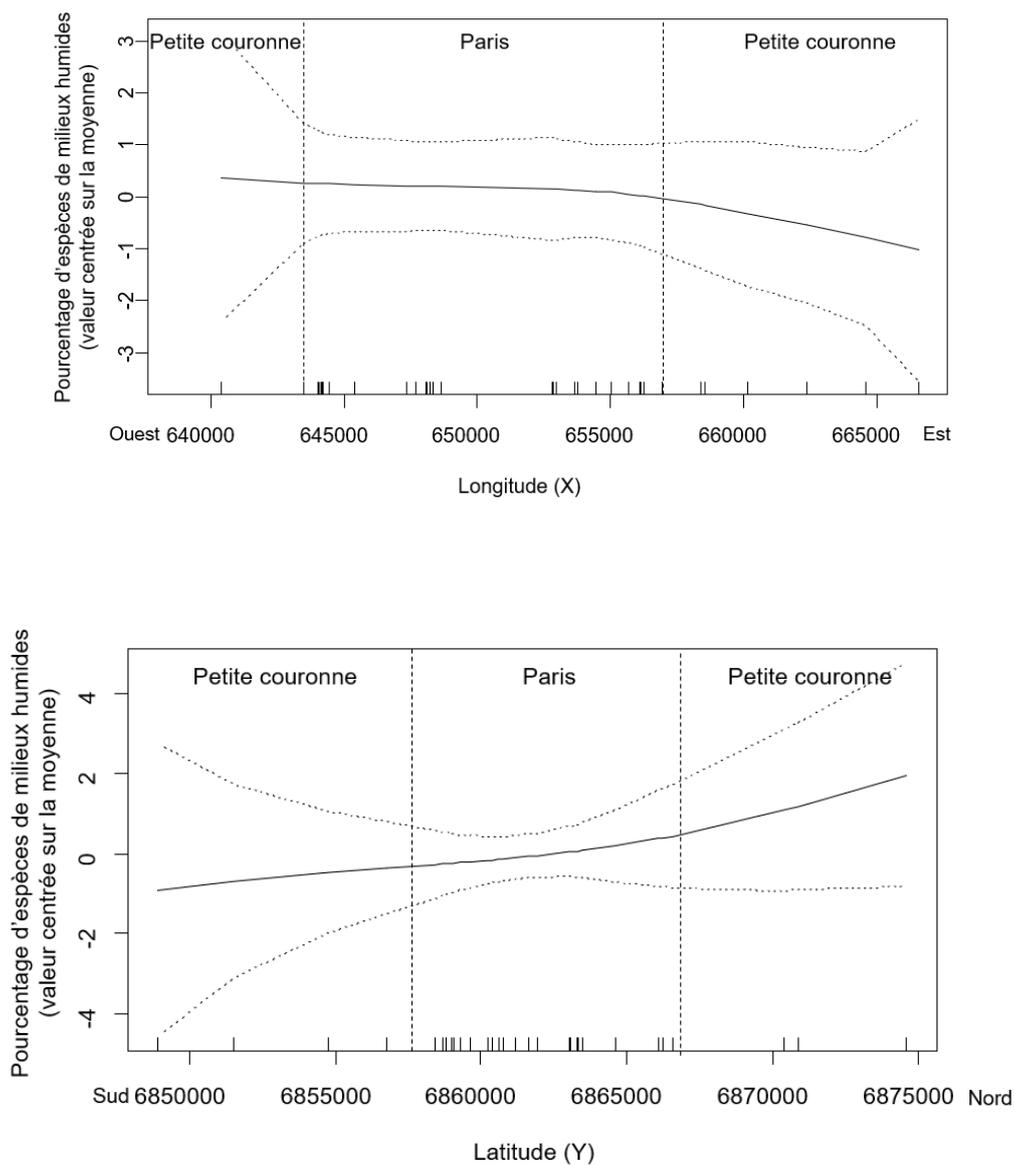


Figure 19 : Influence de la longitude (a) et de la latitude (b) sur le pourcentage d'espèces de milieux humides.

c) Espèces généralistes sans foyer d'habitats

Nous avons observé que les espèces généralistes colonisent plutôt des toitures situées à l'ouest de Paris, plantées et avec peu d'espaces naturels environnants (Figure 20).

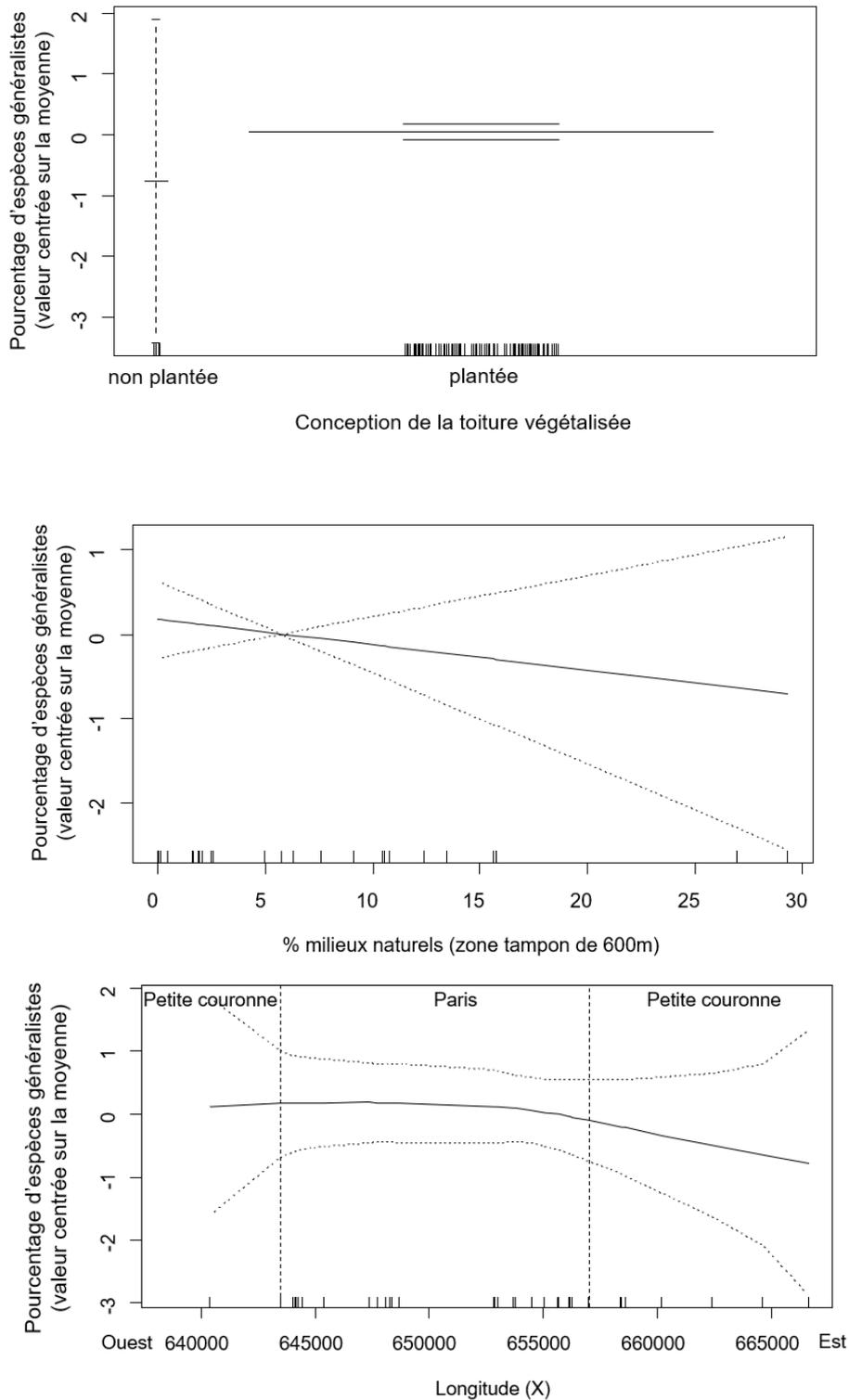


Figure 20 : Influence du type de conception de la toiture (a), du pourcentage de milieux naturels (b) et de la longitude (c) sur le pourcentage d'espèces généralistes sans foyer d'habitat.

d) Espèces non volantes

Les espèces non volantes avec de faibles capacités de dispersion se retrouvent sur des toitures plantées (Figure 21a). Nous avons déterminé un effet du paysage avec un pourcentage d'espèces non volantes qui augmente lorsque le pourcentage de milieux naturels augmente (figure 21b), mais diminue lorsque le pourcentage d'espaces ouverts augmente (Figure 21c).

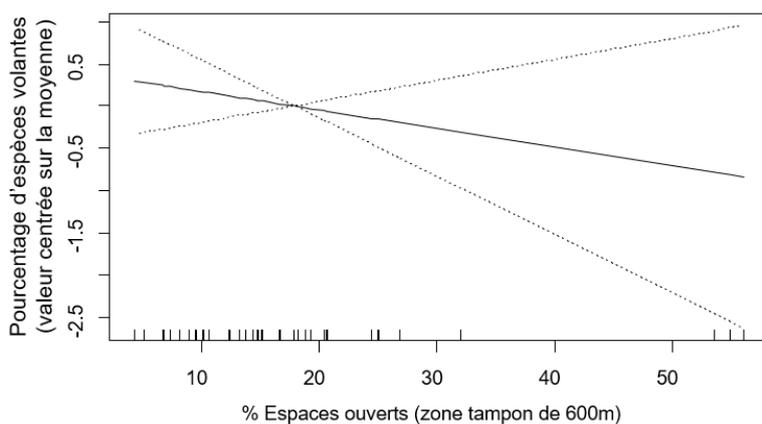
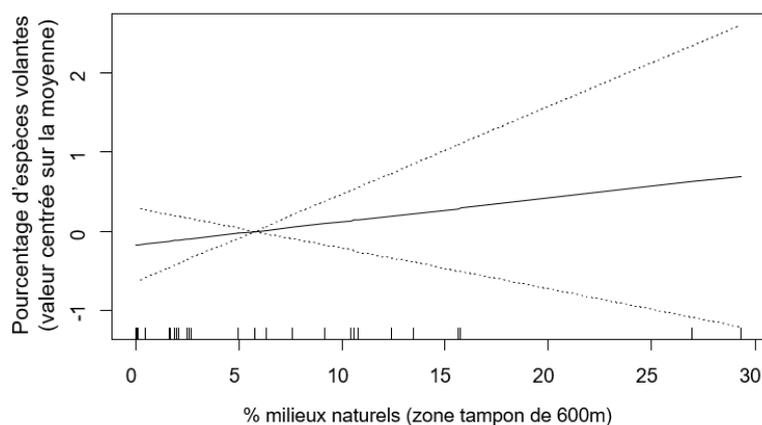
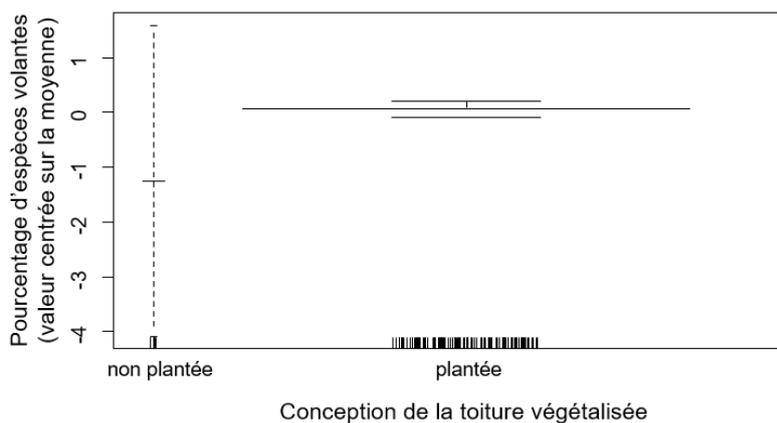


Figure 21 : Influence du type de conception de la toiture (a), du pourcentage de milieux naturels (b) et du pourcentage d'espaces naturels (c) sur le pourcentage d'espèces non volantes.

III) Discussion

Notre étude a révélé une influence de l'arrosage des toits végétalisés sur les communautés d'arthropodes. L'irrigation des toitures végétalisées est favorable au développement d'une grande richesse en arthropodes, notamment les coléoptères, homoptères et orthoptères, trois groupes comportant un nombre important d'espèces associées aux végétaux. L'apport d'eau permet à la flore de résister aux épisodes de sécheresse des toits (Du et al., 2019) et par conséquent de maintenir une diversité floristique, ressource essentielle pour ces arthropodes, plus importante que sur les toits non irrigués. En effet, nous avons beaucoup de coléoptères phytophages, floricoles, et granivores, dont le genre *Amara* (Carabidae) qui, à la différence des autres carabes, se nourrit de graines de plantes herbacées, mais aussi les *Meligethes sp* (Nitidulidae), *Olibrus sp* (Phalacridae), *Altica sp* (Chrysomelidae), qui sont des espèces floricoles. Toutes les espèces d'orthoptères que nous avons échantillonnées sont phytophages - à l'exception de la grande sauterelle verte (*Tettigonia viridissima*, Tettigonidae) qui est zoophage - et par conséquent dépendent de la richesse floristique. Enfin, les homoptères sont quant à eux tous phytophages, donc dépendants de la présence de végétaux. Cette relation entre la richesse floristique et la richesse en arthropodes a été confirmée lors de précédentes études (Madre et al., 2013 ; Borges & Brown, 2001 ; Kemp & Ellis, 2017).

Les homoptères sont influencés par la hauteur du sol, avec une richesse plus importante sur des sols profonds. Nous savons que les communautés d'homoptères sont principalement déterminées par la structure de la végétation (Strauss & Biedermann, 2006), et l'étude de Madre et al. (2014) sur la flore des toits végétalisés a montré que plus le sol est profond, plus la richesse floristique augmente.

De plus, nous avons identifié que la gestion de la toiture a également un effet sur les arthropodes, notamment sur les hyménoptères. Il a été montré dans notre étude que les toitures fauchées présentent une richesse spécifique plus importante en hyménoptères que les toitures sans gestion ou juste avec un contrôle. Le type de gestion des toitures dépend de leur typologie. Les toitures extensives n'ont pas besoin de gestion, seules les toitures qui ont une dynamique qualifiée de « prairiale » ont besoin d'une fauche. C'est pourquoi toutes les toitures intensives, à l'exception d'une, sont fauchées. Comme il a été dit précédemment, les toitures intensives ont une richesse floristique plus importante, et une grande partie des hyménoptères retrouvés sur les toits sont des pollinisateurs (e.g *Lasioglossum morio*, Halictidae). Les lépidoptères semblent également influencés par la gestion. Cependant en raison du faible nombre d'individus échantillonnés, nous n'avons pas pu définir le type de gestion qui influençait le plus.

Un facteur essentiel au développement d'une communauté d'arthropodes riche en espèces, notamment en arachnides et orthoptères est l'âge de la toiture. Une toiture plus ancienne peut être colonisée par un plus grand nombre d'espèces exogènes qu'une toiture jeune. Ensuite, l'installation et le développement de populations denses vont également être dépendants de ce facteur temporel. Cet effet de l'âge des toitures avait déjà été mis en évidence sur la flore par Madre et al. 2014. Il était donc attendu qu'il se retrouve sur la communauté d'arthropodes.

Nous avons mis en évidence un gradient de thermophilie des communautés d'arthropodes lié à une diminution de la surface des toitures et à une augmentation de la hauteur des bâtiments. Les bâtiments qui sont hauts bénéficient d'un ensoleillement et d'une prise au vent plus importants que les bâtiments bas (Oberndorfer et al., 2007). Ces conditions sont ainsi plus favorables à des espèces adaptées à la sécheresse et à une forte luminosité. Bien que nos toitures présentent des superficies très variables, nous observons que les petites surfaces sont également plus soumises aux épisodes de sécheresses, ce qui pourrait expliquer leur évitement par les espèces des milieux humides. Le nombre d'espèces des milieux humides semblent suivre un gradient d'urbanisation, avec un nombre plus important au nord-ouest de Paris. Ceci peut s'expliquer par les conditions climatiques qui sont différentes entre le nord-ouest et le sud-est de Paris. Le nord-ouest, qui possède un climat plus océanique, reçoit en moyenne plus de précipitation que le sud-est qui possède un climat plus continental (Météo France).

Les effets du paysage ont été démontré sur différents groupes taxonomiques. La présence de milieux naturels dans le paysage environnant des toitures est bénéfique pour les richesses en arthropodes, en hétéroptères et en orthoptères. La proximité d'espaces ouverts est également bénéfique pour les orthoptères et les arachnides. Ces groupes taxonomiques ont une richesse spécifique plus importante lorsqu'il y a la présence de ces habitats autour des toitures. D'un point de vue écologique, les toitures végétalisées sont des îles vertes dans la matrice urbaine (Blank et al., 2017), et par conséquent les milieux naturels et les espaces ouverts contiennent les populations sources. Les espèces qui dispersent à partir de ces espaces naturels peuvent s'établir sur les toits végétalisés si des conditions favorables leurs permettent de se maintenir et de se développer.

Seuls les homoptères semblent être affectés négativement par la présence d'espaces ouverts. Ce résultat est assez surprenant car la proximité de ces habitats naturels permet aux arthropodes de coloniser plus facilement les toits végétalisés (Braaker et al., 2014).

En revanche aucun effet n'a pu être démontré sur les communautés de diptères. Il serait peut-être intéressant lors de prochaines études de se focaliser sur les communautés de diptères des toits végétalisés.

Notre étude nous a permis de définir le type de toiture qui apporte une meilleure richesse en arthropodes. En effet, les toits intensifs et semi intensifs permettent d'obtenir une diversité en arthropodes supérieure vis-à-vis des autres types de conceptions. Elle rejoint les résultats d'autres études qui ont été menées sur les toitures végétalisées (Madre et al., 2013). Nous avons également déterminé l'intérêt d'avoir des espaces de nature en villes, et que la présence de toits végétalisés permettrait de connecter ces différents milieux. Il est donc intéressant de construire des toitures végétalisées en milieux urbains, bien que ce type de construction entraîne un coût supplémentaire (Carter & Keeler., 2008). Il serait intéressant de comparer ces résultats avec des analyses effectuées sur un autre type de milieux urbains, comme par exemple les jardins partagés. Cela pourrait être fait grâce à l'étude BiSEAU (Biodiversité et Services Ecosystémiques en Agriculture Urbaine), lancé par l'ARB IdF en 2018, et qui reprend les mêmes protocoles afin de comparer ces deux milieux.

Bibliographie

- Abbaspour M., Karimi E., Nassiri P, Reza Monazzam M., Taghavi L., 2015. *Hierarchical assessment of noise pollution in urban areas – A case study*. Transportation Research Part D : Transport and Environment, Volume 34, 95-103p
- Altermatt F., Ebert D., 2016. *Reduced flight-to-light behaviour of moth populations exposed to long-term urban light pollution*. Biology letters, 12(4)
- Barnosky A. D., Matzke N., Tomiya S., Wogan G. O., Swartz B., Quental T. B., Marshall C., McGuire J. L., Lindsey E. L., Maguire K. C., Mersey B., Ferrer E. A., 2011. *Has the Earth's sixth mass extinction already arrived ?* Nature 471, 51-57p
- Bell J.R., Bohan D.A., Shaw E.M., Weyman G.S. 2005. *Ballooning dispersal using silk : world fauna, phylogenies, genetics and models*. Bull. Entomol. Res. 95, 69-114p
- Blandenier G., 2009. *Ballooning of spiders (Araneae) in Switzerland : General results from an eleven-year survey*. Bull. Br. arachnol. Soc. 14, 308-316p
- Blank L., Vasl A., Schindler B.Y., Kadas G.J., Blaustein L., 2017. *Horizontal and vertical island biogeography of arthropods on green roofs : a review*. Urban Ecosystems, Volume 20, Issue 4, 911-917p
- Borges P.A.V., Brown V.K., 2001. *Phytophagous insects and web-building spiders in relation to pasture vegetation complexity*. Ecography 24, 68-82p
- Braaker S., Ghazoul J., Obrist M., Moretti M., 2014. *Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: The key role of green roofs*. Ecology, 95(4), 1010-1021p
- Carter T., Keeler A., 2008. *Life-cycle cost–benefit analysis of extensive vegetated roof systems*. J. Environ. Manage. 87, 350-363p
- Ceballos G., Garcia A., Ehrlich P. R., 2010. *The sixth extinction crisis: Loss of animal populations and species*. J. Cosmology 8, 1821-1831p
- Ciach M., Fröhlich A., 2017. *Habitat type, food resources, noise and light pollution explain the species composition, abundance and stability of a winter bird assemblage in an urban environment*. Urban Ecosystems, Volume 20(3), 547p
- Crawley M.J., 2009. *The R Book*. Wiley-Blackwell, Chicago. 951p
- Dearborn D., Kark S., 2010. *Motivations for Conserving Urban Biodiversity*. Conservation Biology, 24(2), 432-440p
- Dirzo R., Raven P. H., 2003. *Global state of biodiversity and loss*. Annu. Rev. Environ. Resour. 28, 137-167p
- Dormann C.F., et al. 2007. *Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review*. – Ecography 30 : 609-628p
- Du P., Arndt S.K., Farrell C., 2019. *Is plant survival on green roofs related to their drought response, water use or climate of origin?* Science of The Total Environment, Volume 667, 25-32p
- Fahrig L., 1997. *Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction*. Journal of Wildlife Management, 61, 603-610p
- Fox J., Weisberg S., 2019. *An R Companion to Applied Regression*.

- Gaston K.J., 2011. *Urbanisation*. Urban ecology, Cambridge University Press, New York, 10-34p
- Getter K.L., Rowe D.B., Andresen J.A., 2007. *Quantifying the effect of slope on extensive green roof stormwater retention*. Ecological Engineering, Volume 31, Issue 4, 225-231p
- Gurevitch, J. and Padilla, D.K., 2004. *Are invasive species a major cause of extinctions ?* Trends Ecol. Evol. 19, 470-474p
- Hastie T., 2019. *gam: Generalized Additive Models*.
- Hothorn T., Bretz F., Westfall P., Heiberger R.M., Schuetzenmeister A., Scheibe S., 2019. *Simultaneous Inference in General Parametric Models*
- Henry A., Frascaria-Lacoste N., 2012. *Comparing green structures using life cycle assessment: a potential risk for urban biodiversity homogenization?* Int J Life Cycle Assess, 17 : 949p
- Imhoff M.L., Zhang P., Wolfe R.E., Bounoua L., 2010. *Remote sensing of the urban heat island effect across biomes in the continental USA*. Remote Sensing of Environment, Volume 114, Issue 3, 504-513p
- Kabisch N., Strohbach M., Haase D., Kronenberg J., 2016. *Urban green space availability in European cities*. Ecological Indicators, Volume 70, 586-596p
- Kemp J.E., Ellis A.G., 2017. *Significant Local-Scale Plant-Insect Species Richness Relationship Independent of Abiotic Effects in the Temperate Cape Floristic Region Biodiversity Hotspot*. PLoS ONE 12(1): e0168033
- Kühn I., Brandl R., Koltz S., 2004. *The flora of German cities is naturally species rich*. Evol Ecol Res 6: 749-764p
- La Sorte F.A., Fink D., Buler J.J., Farnsworth A., Cabrera-Cruz S.A., 2017. *Seasonal associations with urban light pollution for nocturnally migrating bird populations*. Glob Change Biol. ; 23 : 4609-4619p
- Madre F., Vergnes A., Machon N., Clergeau P., 2013. *A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods*. – Ecological Engineering 57 : 109-117p
- Madre F., Vergnes A., Machon N., Clergeau P., 2014. *Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling*. – Landscape and urban Planning 122 : 100-107p
- McKee J.K., Sciulli P.W., Foose C.D., Waite T.A., 2003. *Forecasting global biodiversity threats associated with human population growth* Biological Conservation, 115, 161-164p
- Morris R. J., 2010. *Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective*. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, 365(1558), 3709-3718p
- Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R.R., Doshi H., Dunnett N., 2007. *Green roofs as urban ecosystems : ecological structures, functions, and services*. BioScience, 57, 823-833p
- Olea P.P., Mateo-Tomás P., de Frutos A., 2010. *Estimating and modelling bias of the hierarchical partitioning public-domain software: implications in environmental management and conservation* – PLoS ONE 5(7): e11698
- Oliveau S., 2010. *Autocorrélation spatiale : leçons du changement d'échelle*. L'espace géographique, 39, 51-64p
- Pedersen E.J., Miller D.L., Simpson G.L., Ross N., 2019. *Hierarchical generalized additive models in ecology: an introduction with mgcv*, PeerJ, 7

- Ranhao S., Liding C., 2017. *Effects of green space dynamics on urban heat islands : Mitigation and diversification*. Ecosystem Services, Volume 23, 38-46p
- Rosser A.M., Mainka S.A., 2002. *Overexploitation and species extinctions*. Conservation Biology, 16, 584-586p
- Santamouris M., 2014. *Cooling the cities – A review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments*. Solar Energy, Volume 103, 682-703p
- Solcerova A., van de Ven F., Wang M., Rijdsdijk M., van de Giesen N., 2017. *Do green roofs cool the air ?* Building and Environment, Volume 111, 249-255p
- Steffen W., Grinevald J., Crutzen P., McNeill J. 2011. *The Anthropocene : Conceptual and historical perspectives*. Philosophical Transactions : Mathematical, Physical and Engineering Sciences, 369(1938), 842-867p
- Strauss B., Biedermann R., 2006. *Urban Brownfields as Temporary Habitats: Driving Forces for the Diversity of Phytophagous Insects*. Ecography, 29(6), 928-940p
- Sukopp H., Starfinger U., 1999. *Disturbance in urban ecosystems*. In : Walker LR (ed) Ecosystems of disturbed ground : ecosystems of the world 16. Elsevier, Amsterdam, 397-412p
- Veron J., 2007. *La moitié de la population mondiale vit en ville*. Populations et société 435p
- Walsh C., Mac Nally R., 2013. *Hierarchical partitioning*.
- Williams N.S., Lundholm J., MacIvor J., 2014. *Do green roofs help urban biodiversity conservation ?* Appl Ecol, 51 : 1643-1649p
- Wolch J.R., Byrne J., Newell J.P, 2014. *Urban green space, public health, and environmental justice : The challenge of making cities « just green enough »*. Landscape and Urban Planning, Volume 125, 234-244p

Annexe I : Liste des espèces

Arachnides

Agyneta sp
Agyneta affinis
Agyneta rurestris
Araneus sp
Araneus diadematus
Araniella cucurbitina
Argiope bruennichi
Ballus chalybeius
Chalcoscirtus infimus
Cheiracanthium sp
Crustilina sp
Enoplognatha sp
Enoplognatha latimana
Enoplognatha mordax
Enoplognatha ovata
Enoplognatha thoracica
Eratigena atrica
Heliophanus sp
Heliophanus auratus
Heliophanus cupreus
Heliophanus tribulosus
Larinioides sp
Mangora acalypha
Misumena vatia
Neottiura bimaculata
Neriere emphana
Oxyopes lineatus
Pachygnatha degeeri
Parasteatoda
Pardosa sp
Pardosa proxima
Philodromus sp
Philodromus aureolus
Phlegra fasciata
Phylloneta impressa
Pisaura mirabilis
Pseudeuophrys sp
Pseudeuophrys erratica
Pseudeuophrys lanigera
Runcinia grammica
Sardinidion blackwalli
Steatoda grossa
Synema globosum

Tegenaria sp
Tenuiphantes sp
Tenuiphantes sp
Tenuiphantes tenuis
Tetragnata sp
Theridion sp
Tibellus oblongus
Xysticus sp
Xysticus kochi
Zora sp
Zygiella sp
Blattoptères
Blattella germanica
Ectobius sp
Ectobius vinzi
Coléoptères
Acanthoscelides obtectus
Alaocyba sp
Altica sp
Amara sp
Amara aenea
Bruchidius imbricornis
Bruchus sp
Calathus melanocephalus
Chrysolina americana
Coccinella septempunctata
Cryptocephalus pusillus
Cryptocephalus pygmaeus
Cryptocephalus vittatus
Dasytes croceipes
Demetrias atricapillus
Exomias pellucidus
Harmonia axyridis
Harpalus sp
Hippodamia variegata
Hirticollis hispidus
Longitarsus sp
Meligethes sp
Meligethes aeneus
Microlestes sp
Microlestes minutulus
Notiophilus substriatus
Ocypus aethiops
Oedemera sp

Oedemera lurida
Oedemera nobilis
Olibrus sp
Otiorhynchus sulcatus
Philonthus sp
Propylea quatuordecimpunctata
Psylliodes luteola
Psyllobora vigintiduopunctata
Rhagonycha fulva
Rhopalapion longirostre
Rhizobius chrysomeloides
Rhizobius litura
Scymnus rubromaculatus
Sitona sp
Sitona lineatus
Stenolophus teutonius
Stenus sp
Sunius sp
Valgus hemipterus
Vibidia duodecimguttata
Xantholinus sp
Collemboles
Orchesella cincta
Dermaptères
Forficula auricularia
Diptères
Chloromyia formosa
Delia sp
Drosophila sp
Ensina sonchi
Epistrophe nitidicollis
Episyrphus balteatus
Eristalis tenax
Eupeodes corollae
Eupeodes luniger
Hermetia illucens
Meromyza sp
Nephrotoma flavescens
Paraclusia tigrina
Paragus quadrifasciatus
Platycheirus sp
Platycheirus peltatus
Scaeva sp
Scaeva pyrastris

Sphaerophoria
Sphaerophoria scripta
Sphenella marginata
Tephritis sp
Tephritis divisa
Tephritis formosa
Tipula oleracea
Tipula paludosa
Trupanea amoena
Hétéroptères
Adelphocoris lineolatus
Aelia acuminata
Anoplocerus elevatus
Apolygus sp
Beosus maritimus
Camptopus lateralis
Chlamydatus sp
Chlamydatus evanescens
Chlamydatus pullus
Coriomeris affinis
Coriomeris denticulatus
Corizus hyoscyami
Dicyphus sp
Dolycoris baccarum
Emblethis sp
Emblethis griseus
Emblethis verbasci
Empicoris sp
Eurydema sp
Eysarcoris ventralis
Geocoris erythrocephalus
Geocoris megacephalus
Graphosoma italicum
Halticus apterus
Halticus luteicollis
Halticus macrocephalus
Heterotoma planicornis
Himacerus mirmicoides
Ischnocoris angustulus
Leptopterna dolabrata
Liorhyssus hyalinus
Lygus gemellatus
Lygus pratensis
Megalonotus sp
Megalonotus praetextatus
Megalonotus sabulicola

Nabis sp
Nabis fesus
Nabis pseudoferus
Nabis pseudoferus pseudoferus
Nabis punctatus
Nezara viridula
Nysius sp
Nysius ericae
Nysius graminicola
Nysius helveticus
Nysius immunis
Nysius senecionis
Odontoscelis fuliginosa
Orius sp
Oxycarenus lavaterae
Palomena prasina
Peribalus strictus
Peribalus strictus vernalis
Peritrechus gracilicornis
Peritrechus nubilus
Platyplax sp
Plinthisus brevipennis
Pyrrhocoris apterus
Raglius alboacuminatus
Rhopalus sp
Rhopalus conspersus
Rhopalus parumpunctatus
Rhopalus subrufus
Rhynocoris sp
Rhyparochromus
Rhyparochromus vulgaris
Sciocoris cursitans
Scolopostethus
Stenodema sp
Stenodema calcarata
Stenodema laevigata
Stenodema sericans
Stictopleurus sp
Stictopleurus abutilon
Stictopleurus punctatonevrosus
Stygnocoris sabulosus
Syromastus rhombeus
Trapezonotus arenarius
Trapezonotus ullrichi
Homoptères
Agallia sp

Anaceratagallia
Aphrodes sp
Aphrodes makarovi
Aphrophora
Circulifer haematoceps
Eupelix cuspidata
Euscelis sp
Javesella pellucida
Megophthalmus
Philaenus spumarius
Psammotettix
Stictocephala bisonia
Hyménoptères
Amblyteles armatorius
Andrena floricola
Andrena minutula
Andrena niveata
Arge sp
Athalia sp
Bombus sp
Bombus lapidarius
Bombus pascuorum
Bombus terrestris
Cryptopone ochracea
Epyris sp
Formica cunicularia
Formica pyrenaea
Halictus sp
Halictus maculatus
Halictus scabiosae
Halictus subauratus
Halictus tumulorum
Holopyga amoenula
Hoplocryptus femoralis
Hylaeus sp
Hylaeus hyalinatus
Hylaeus punctulatissimus
Hypoconera eduardi
Isodontia mexicana
Lasioglossum sp
Lasioglossum albipes
Lasioglossum calceatum
Lasioglossum fulvicorne
Lasioglossum laticeps
Lasioglossum leucopus
Lasioglossum leucozonium

Lasioglossum limbellum
Lasioglossum malachurum
Lasioglossum minutissimum
Lasioglossum minutulum
Lasioglossum morio
Lasioglossum pauxillum
Lasioglossum prasinum
Lasioglossum puncticolle
Lasioglossum quadrinotatum
Lasius sp
Lasius emarginatus
Lasius neglectus
Lasius niger
Leptochilus regulus
Megachile pilidens
Myrmica scabrinodis
Myrmica vandeli
Panurgus banksianus
Passaloecus pictus
Philanthus triangulum
Polistes dominula
Psenulus schencki
Solierella compedita
Sphecodes scabricollis
Tapinoma nigerrimum
Tetramorium sp
Trypoxylon minus
Vespula vulgaris

Crustacés

Armadillidium nasatum
Armadillidium vulgare
Oniscus asellus
Porcellio scaber
Porcellionides pruinosus
Trachelipus rathkii

Lépidoptères

Anthocharis cardamines
Camptogramma bilineata
Lasiommata maera
Ochlodes sylvanus
Pararge aegeria
Pieris brassicae
Pieris rapae
Polygonia c-album
Polyommatus icarus
Vanessa atalanta

Mollusque

Candidula sp
Candidula intersecta
Cepaea sp
Cepaea nemoralis
Cernuella aginnica
Cochlicopa lubrica
Cornu aspersum
Helix lucorum
Hygromia cinctella
Lauria cylindracea

Monacha sp
Morlina glabra
Oxychilus sp
Oxychilus cellarius
Succinea putris
Trochulus hispidus
Vallonia excentrica
Xerotricha conspurcata
Zonitoides sp
Myriapodes
Cylindroiulus sp
Lithobius sp
Oxidus gracilis
Polydesmus sp
Sigibius sp
Névroptères
Chrysoperla sp
Odonates
Ischnura elegans
Platycnemis pennipes
Sympetrum striolatum
Orthoptères
Chorthippus sp
Chorthippus biguttulus
Chorthippus brunneus
Euchorthippus declivus
Leptophyes punctatissima
Oedipoda caerulescens
Phaneroptera sp
Tettigonia viridissima

Annexe II

Résultats des tests de Tukey (*variable seuil de significativité : *** 0,001 **0,01 *0,05*) :

			diff	lwr	upr	p adj
Irrigation	Orthoptères	Pluie-Arrosage	-0,677	-1,010	-0,344	9,94e-05***
	Richesse totale	Pluie-Arrosage	-8,419	-11,756	-5,082	0,000002***
	Homoptères	Pluie-Arrosage	-0,446	-0,736	-0,156	0,0028308**
	Coléoptères	Pluie-Arrosage	-1,420	-2,159	-0,681	0,0002247**
Substrat	Pourcentage espèces de milieux humides	Mixte-minéral	0,012	-0,053	0,077	0,897
		Terre agricole-minéral	0,029	-0,032	0,090	0,499
		Terre agricole-mixte	0,017	-0,047	0,081	0,808
Type de gestion	Hyménoptères	Fauche-contrôle	1,153	0,143	2,164	0,0209643*
		Jamais-contrôle	-0,776	-1,680	0,127	0,107
		Jamais-fauche	-1,930	-2,918	-0,941	0,0000271**
	Lépidoptères	Fauche-contrôle	0,213	-0,281	0,707	0,563
		Jamais-contrôle	-0,012	-0,454	0,429	0,998
		Jamais-fauche	-0,225	-0,708	0,258	0,512