

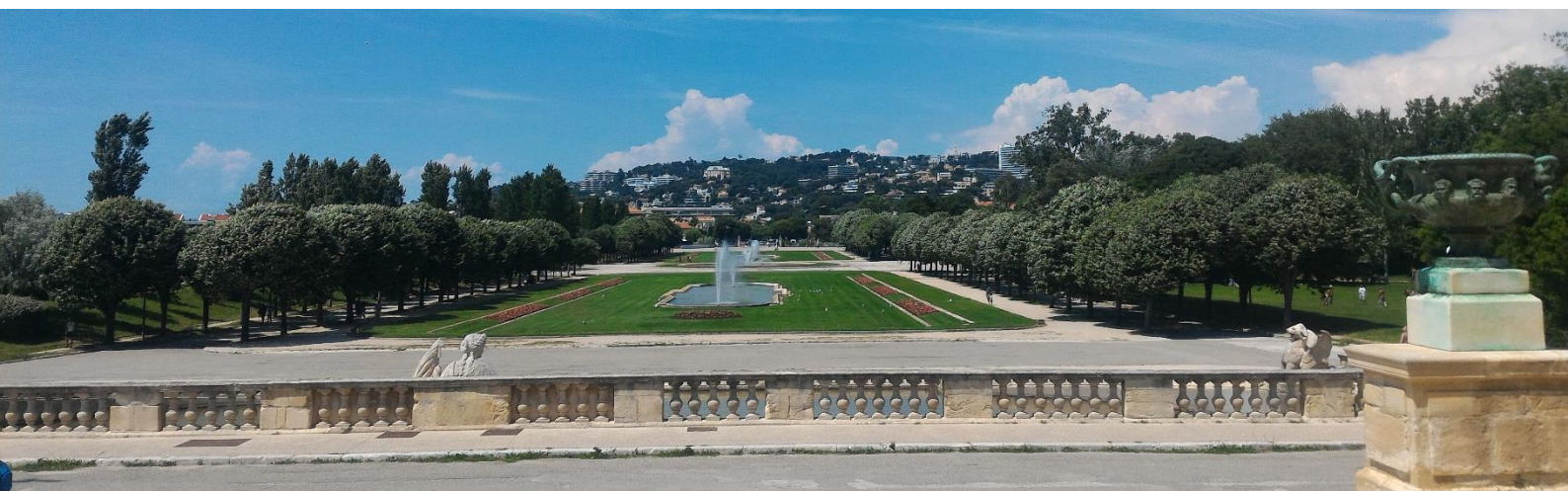
MASTER SET

Sciences de l'Environnement Terrestre

Master 2 Recherche | Parcours Biodiversité, Ecologie et Evolution

Année 2017 – 2018

Gradients d'urbanisation et suivi à long terme : quels apports pour la structuration spatio- temporelle des communautés de Rhopalocères en milieu urbain ?



Présenté par **Mélanie TERNISIEN**

Maîtres de stage :

Dr Magali Deschamps-Cottin

Dr Benjamin Bergerot

REMERCIEMENTS

Merci ...

◇ ... à **Magali Deschamps-Cottin** et **Benjamin Bergerot** qui m'ont encadré avec bienveillance tout au long du stage. Tous leurs conseils et remarques ont été extrêmement utiles dans la réalisation de ce travail.

◇ ... à **Bruno Vila** et **Christine Robles**, qui ont rendu le terrain possible, et qui ont été disponibles durant tout le stage pour me donner de précieux conseils.

◇ ... au Laboratoire Population Environnement et Développement de m'avoir accueilli pendant ces six mois.

◇ ... aux équipes du laboratoire pour leur accueil chaleureux

◇ ... sans oublier les doctorants, les post-doctorants et les stagiaires avec qui j'ai partagé la salle de travail.

◇ ... à toutes les personnes qui ont participé à aux suivis depuis 2008.

Je pense aussi aux personnes suivantes qui m'ont apporté leur soutien au cours de ce stage :

- Florian et Ninon pour leur participation aux brainstormings entre-autres...
- Clarisse, qui a gentiment accepté de relire certaines parties de ce rapport.

Table des matières

Introduction	1
Matériel et méthodes	4
1. Site d'étude.....	4
2. Choix des parcs et échantillonnages.....	5
2.1. Les parcs	5
2.2. Echantillonnages des papillons	5
2.3. Caractérisation des habitats.....	6
2.4. Echantillonnages de la flore	6
3. Analyses statistiques	7
3.1. Comparaison des communautés de papillons	7
3.2. Flore	8
3.3. Logiciel utilisé	9
Résultats	9
1. Vue d'ensemble.....	9
1.1. Les papillons	9
1.2. Les parcs	9
1.3. Les habitats	11
2. Classification Ascendante Hiérarchique	11
3. Evolution spatiale et temporelle des communautés de papillons.....	12
3.1. Selon le gradient d'urbanisation (abiotique et biotique).....	12
3.2. Selon la diversité d'habitats	16
3.3. Selon la richesse floristique	17
4. Espèces caractéristiques des niveaux d'urbanisation	17
4.1. Diagramme Rang-Abondance.....	17
4.2. Valeur Indicatrice.....	18
Discussion	21
Structuration spatiale et temporelle des communautés de papillons.....	21
Structuration spatiale : du gradient urbain à l'échelle locale	22
Du fond taxonomique commun aux espèces indicatrices	23
Conclusion.....	25
Références	26

Introduction

Les zones urbaines sont devenues le type d'habitat le plus en expansion à l'échelle mondiale (Grimm *et al.* 2008). Actuellement, 50% de la population mondiale vit en zones urbanisées et d'ici 2050, l'United Nation Population Division (UNDP 2014) prévoit que les deux tiers vivront dans ces zones, bien qu'elles ne représentent que 3% de l'utilisation des terres dans le monde (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Ce phénomène d'urbanisation est un processus continu depuis la fin de l'époque moderne et s'accélère depuis la deuxième moitié du XX^{ème} siècle. Il est universel mais le rythme de cette croissance urbaine diffère selon les régions (Humain-Lamoure et Laporte 2017). Il se traduit par un étalement et une densification des zones urbaines, il entraîne une fragmentation et une artificialisation des milieux, ainsi qu'une perte d'habitats (Aguejda 2009 ; Lisón et Calvo 2011). Il modifie également les paramètres climatiques, la qualité et la disponibilité des ressources, le paysage (McIntyre 2011) ce qui impacte en retour la biodiversité (Faeth *et al.* 2011).

Ainsi des études ont montré que l'urbanisation tend à homogénéiser la faune et la flore (McKinney 2006 ; Groffman *et al.* 2014 ; Noreika *et al.* 2016). On retrouve des similitudes entre les milieux urbains à travers le monde entier en termes de composition et configuration des paysages, de microclimat et de niveaux de perturbations (Clergeau *et al.* 2006). L'urbanisation facilite souvent l'installation durable d'espèces non indigènes. Elle a un double effet, il y a moins d'espèces indigènes qui se maintiennent dans les milieux urbains et l'apport volontaire d'espèces non indigènes modifie le ratio. De ce fait, les espèces indigènes présentes dans le centre urbain sont moitié moins nombreuses que celles présentes dans les zones rurales périphériques plus naturelles, à l'extrémité du gradient d'urbanisation (McKinney 2008). Cela s'explique notamment par la présence d'un gradient physique (augmentation de la densité de population, de la densité de route, de la température ambiante moyenne...) qui influe fortement sur l'habitat disponible pour les espèces indigènes déjà fragilisées par une fragmentation des habitats (McKinney 2002). En revanche, McKinney (2008) a montré qu'il y a une augmentation de 30% de la richesse en invertébrés dans des zones modérément urbanisées (zones de 20 à 50% imperméables) même si cela comprend des espèces non indigènes. Il en résulte que les zones urbaines sont caractérisées par un pourcentage plus élevé d'espèces non indigènes que les milieux ruraux. Cependant, une étude récente indique qu'en milieu urbain la richesse spécifique peut augmenter ou diminuer en fonction de variables comme le degré de l'urbanisation, l'échelle d'analyse et les groupes taxonomiques considérés.

L'urbanisation est à l'origine de nouveaux écosystèmes : les écosystèmes urbains. Leur existence a entraîné une sélection d'un pool d'espèces ayant des caractéristiques physiologiques, écologiques, et génétiques permettant de s'y maintenir (Miranda *et al.* 2013 ; Calfapietra *et al.* 2015 ; Johnson et Munshi, 2017). Les premières études menées en zone urbaine ont été réalisées en considérant des gradients d'urbanisation décroissants allant des centres-villes aux zones rurales périphériques. Néanmoins, les zones urbaines se développent rapidement de manière complexe et non linéaire (Ramalho et Hobbs 2012) tant au niveau spatial que temporel. Une perspective temporelle explicite dans l'étude des zones urbanisées est notamment cruciale pour analyser l'impact de leur extension car elles évoluent rapidement ce qui induit des changements à l'échelle du paysage et implique d'avoir une approche dynamique. La configuration, la composition et la fonction des « patchs d'habitats » dans la mosaïque urbaine sont dynamiques. Par exemple, l'état de la végétation dans les parcs change à la suite de régimes de perturbations d'origine naturelle ou anthropique, il dépend de l'effort de restauration ou de gestion au cours du temps qui est lui-même influencé par les facteurs climatiques et socioéconomiques (Luck *et al.* 2009). Les espaces verts privés comme les jardins ont eux aussi une composition et une structure qui changent, influencées par les pratiques et les modes de jardinage, et par les facteurs socioéconomiques locaux (Boone *et al.* 2009 ; Goddard *et al.* 2010 ; Humain-Lamoure et Laporte 2017).

Aujourd'hui, il y a une réappropriation sociale et une revalorisation des espaces qui abritent la nature en ville (Dubost et Lizet 2003). Cela amène donc à un changement progressif des pratiques et de l'aménagement des espaces verts urbains qui tend à effacer l'image d'une nature « propre et ordonnée » pour introduire des friches ou des prairies fleuries dans les parcs ou sur les bords de routes (Lizée 2011). Ces nouvelles pratiques, qui tendent à être plus respectueuses de l'environnement car associant de la gestion différenciée, sont une « adaptation de la gestion d'un espace (conception, entretien) selon les caractéristiques du site et selon son environnement vers une meilleure approche économique et écologiques des espaces municipaux » (Chassaing 2014). Les interventions ciblées permettent notamment, d'un point de vue écologique, de réduire l'utilisation d'engrais, de produits phytosanitaires, les fréquences de fauches et les apports d'eau.

Pour mesurer et suivre les effets de l'urbanisation mais également les effets de la gestion mise en place sur la biodiversité, il faut disposer d'outils : les indicateurs. Selon McGeoch (1998) et Tschardtke *et al.* (2007), il existe différents types d'indicateurs : écologiques d'une part, composés par un ou plusieurs taxons indicateurs et utilisés pour démontrer les effets sur le long

terme des changements environnementaux (ex : altération de l'habitat, fragmentation, changement climatique) sur les systèmes biotiques ; de biodiversité d'autre part, pour mesurer la diversité (richesse en caractères, richesse spécifique, niveau d'endémisme) au sein d'un système donné. Ils peuvent être composés de groupes de taxons, de groupes fonctionnels (groupes d'espèces ayant une fonction particulière dans un écosystème). Les indicateurs biologiques, quant à eux, reflètent un certain état biotique ou abiotique d'un environnement donné. Ils sont composés d'une ou plusieurs espèces. Dans cette étude, ce sont des indicateurs écologiques qui seront utilisés et plus précisément un groupe taxonomique, les Rhopalocères (papillons de jour). Les papillons sont utilisés car ils ont une réponse rapide et précise face au phénomène d'urbanisation qui peut être rapide et intense (Rouquette *et al.* 2013 ; MacGregor-Fors *et al.* 2015 ; Lee *et al.* 2015 ; Tam et Bonebrake 2016). Ils sont sensibles aux caractéristiques de leur habitat notamment lors de deux stades de leur cycle de vie : à l'état adulte et celui de chenille. Adulte, les papillons sont opportunistes et vont se nourrir du nectar de presque n'importe quelle plante. Cependant, les pièces buccales seront déterminantes dans la possibilité de se nourrir sur les fleurs (Bergerot *et al.* 2010). Les chenilles, quant à elles, nécessitent des plantes-hôtes particulières selon les espèces considérées (Lafranchis 2001). Ainsi, au cours de leur cycle de vie, la composition floristique joue un rôle fondamental pour le maintien des papillons et en particulier au stade chenille.

L'objectif de cette étude est de rechercher s'il existe des espèces indicatrices en milieu urbain ce qui constituera une aide à la décision pour la gestion des espaces verts, et permettra un suivi à long terme. Pour ce faire, à partir d'un suivi bisannuel de papillons effectué sur le long terme (huit ans), on cherche à caractériser la structuration spatiale et temporelle des communautés de papillons en termes d'abondance, de richesse et diversité spécifique le long d'un gradient d'urbanisation. On s'interroge alors sur la pertinence d'analyser la structuration des communautés selon un gradient d'urbanisation. En effet, le gradient d'urbanisation est-il adéquate pour expliquer la structuration et la structure des communautés ? D'autres facteurs que les facteurs paysagers urbains influencent-ils la structure des communautés ? Sur la base de ces informations, est-il alors possible de mettre en évidence des espèces indicatrices qui permettront d'évaluer la qualité (degré de naturalité) du site échantillonné ?

Matériel et méthodes

1. Site d'étude

Cette étude a été menée sur la commune de Marseille, seconde ville de France par sa superficie (240km²) et le nombre de ses habitants (850 000) (figure 1). Située dans le Sud-Est de la France, elle est caractérisée par un climat méditerranéen avec des hivers doux, des précipitations irrégulières et des étés chauds et secs (Joffre *et al.* 2007). La croissance de la ville de Marseille s'est d'abord concentrée pendant plusieurs siècles autour d'un centre urbain ancien et dense avant de s'étendre progressivement par la superposition de plusieurs des ceintures urbaines (figure 2). Elle offre ainsi une grande diversité de contextes paysagers tels que des zones de bâti dense au niveau du centre-ville, des zones d'urbanisation intermédiaire, des zones périurbaines lâches et des zones naturelles dont une partie bénéficie d'une protection (Parc National des Calanques instauré en 2012) et constitue le premier Parc National en contexte urbain en France.



Figure 1 : Situation géographique de Marseille – Département des Bouches-du-Rhône (13).

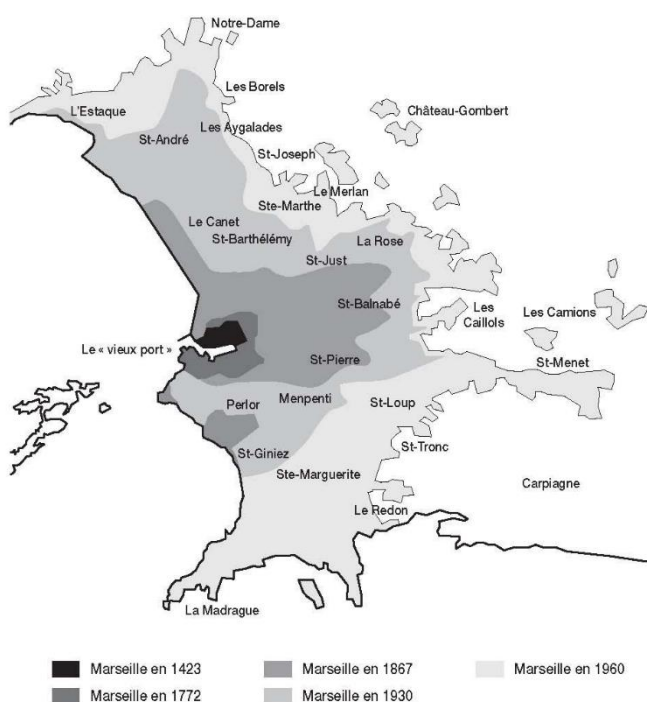


Figure 2 : Evolution de l'urbanisation de Marseille (d'après Paulet 2010).

2. Choix des parcs et échantillonnages

2.1. Les parcs

Les 24 parcs étudiés ont été sélectionnés et classés par Lizée (2011) selon un gradient d'urbanisation défini par des variables abiotiques comme la quantité d'habitats disponibles (densité de bâti, de milieux fermés, et de milieux ouverts), l'isolement par rapport au milieu naturel (les massifs calcaires périphériques autour de la ville : massifs de la Nerthe et de l'Etoile au Nord, massif du Garlaban à l'Est, et massifs de Saint-Cyr, Marseilleveyre et Calanques au Sud-Est), et le degré de fragmentation (taille moyenne des parcelles cadastrales). Sur la base de ce gradient, 5 parcs en centre-ville, 8 parcs au niveau intermédiaire, et 11 parcs en périphérie ont été sélectionnés pour ce travail (figure 3).

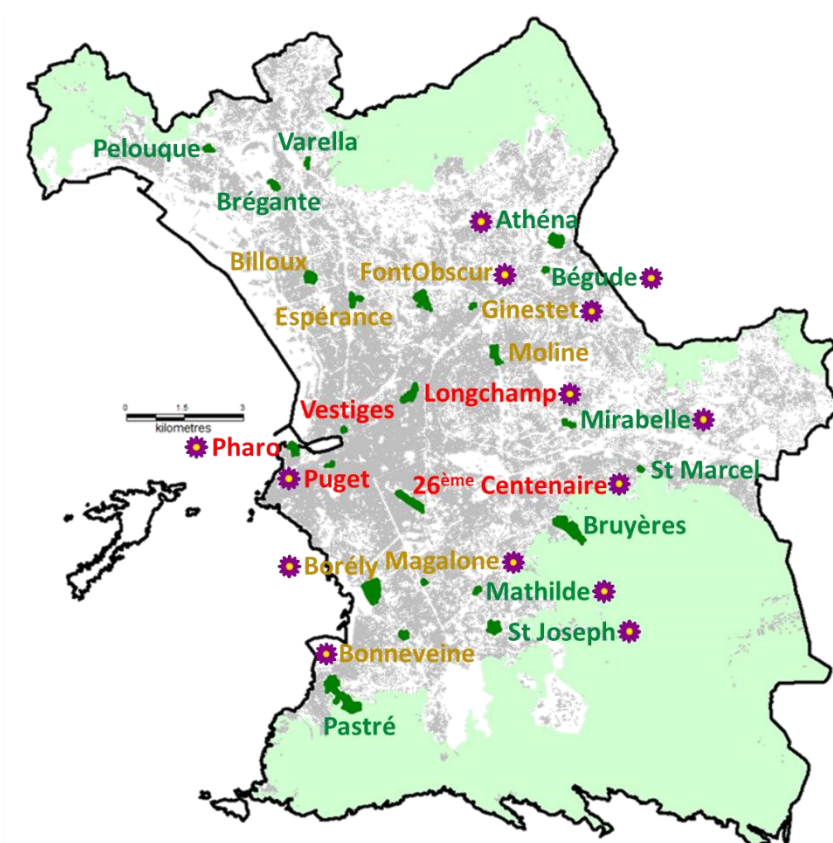


Figure 3 : Localisation des parcs dans la ville de Marseille. Rouge : parcs du centre-ville, jaune : parcs intermédiaires, vert : parcs de la périphérie.  : Relevés floristiques effectués en 2018. Modifié d'après Lizée (2011).

2.2. Echantillonnages des papillons

Le premier inventaire de papillons a eu lieu en 2008 et s'est poursuivi jusqu'en 2016 par un suivi bisannuel. Les relevés ont été effectués durant 3 mois : juin, juillet et août dans chaque parc selon le protocole décrit par Lizée (2011). Ce sont 7 à 13 transects qui ont été suivis dans

chaque parc. Le nombre de transects effectués par parc a été déterminé selon la taille du parc, et est représentatif de la diversité des habitats de chaque parc (figure 4). Les transects sont des linéaires de 25m de longueur sur 10m de largeur dans lesquels tous les individus sont identifiés et comptabilisés durant 5min. Les relevés ont eu lieu entre 9h et 17h à une température supérieure à 20°C, avec une couverture nuageuse qui n'excédait pas 50% et une vitesse du vent inférieure à 20km/h.

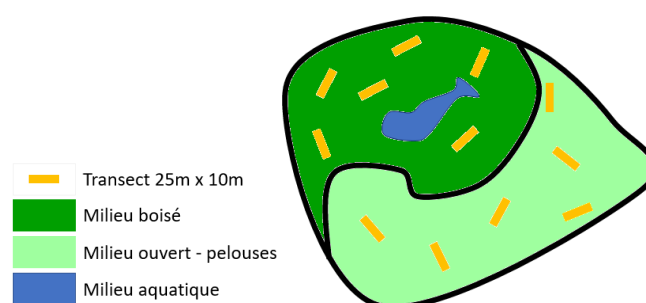


Figure 4 : Schéma d'un parc dans lesquels sont placés les transects, lorsque 2 habitats de superficie similaire sont identifiés.

2.3. Caractérisation des habitats

Dans chaque parc, les habitats ont été identifiés et échantillonnés selon le type de végétation observée. Au nombre de 7, il y a :

- Prairie : principalement des espèces herbacées de la famille des Poacées et des Fabacées.
- Pelouse : principalement des espèces herbacées de la famille des Poacées, de faible hauteur.
- Friche : espace non géré
- Bosquet : petit bois ou groupe d'arbres
- Talus herbeux
- Garrigue : uniquement au parc des Bruyères.
- Horticole : oliviers en restanques, uniquement dans les parcs Pastré et Bruyères ; amandiers en restanques uniquement au parc des Bruyères ; « Jardin africain » uniquement au parc du 26^{ème} Centenaire, et roseraie : uniquement à Borély.

2.4. Echantillonnages de la flore

Des relevés floristiques ont été effectués en 2018 dans 14 parcs de la ville de Marseille (figure 3). 4 parcs ont été échantillonnés dans le centre-ville, 5 parcs au niveau intermédiaire et 5 parcs à la périphérie. Ce sous-échantillonnage permet un compromis entre le temps nécessaire pour l'échantillonnage, l'identification et l'effort d'échantillonnage fournis pour chaque niveau

d'urbanisation. Le parc des Vestiges, en centre-ville, n'a pas été échantillonné car celui-ci n'était plus géré par la ville de Marseille.

Dans chaque parc, toutes les plantes ont été identifiées et inventoriées suivant la Flore de la France méditerranéenne continentale (2014). Certaines plantes horticoles n'ont pu être identifiées qu'au niveau du genre.

3. Analyses statistiques

3.1. Comparaison des communautés de papillons

3.1.a) Richesse, Abondance, Diversité spécifique, Diversité d'habitat

Dans un premier temps, pour chaque parc, trois paramètres ont été estimés : l'abondance des individus, la richesse spécifique et la diversité spécifique en papillons.

La richesse spécifique, ou diversité α (Crist et Veech 2006), correspond au nombre d'espèces observées dans un parc. Cependant, l'abondance relative des espèces, qui est l'abondance d'une espèce sur l'abondance totale, et l'effort d'échantillonnage ne sont pas pris en compte. En effet, plus l'effort d'échantillonnage sera important, plus le nombre d'espèces observées sera grand.

Afin de prendre en compte l'abondance relative des espèces qui permet de décrire la répartition des individus parmi les espèces présentes, l'indice de Shannon est donc calculé pour chaque parc. Il est basé sur les proportions d'espèces présentes.

$$H' = - \sum [p_i \log_2 p_i] , \text{ avec : } p_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i : nombre d'individus de l'espèce i , i allant de 1 à S (S : nombre total d'espèces dans le parc considéré).

N : nombre total d'individus rencontrés dans le parc considéré.

Dans un deuxième temps, un paramètre concernant les parcs est calculé. La diversité des parcs est calculée à partir de l'indice de Shannon, comme suit :

$$H'_{\text{Habitat}} = - \sum [p_i \log_2 p_i] , \text{ avec : } p_i = \frac{\text{nombre de transects d'un habitat}}{\text{nombre total de transects}}$$

Ces données ont ensuite été analysées à l'aide de tests paramétriques ou non paramétriques suivant la nature et la normalité des données considérées (ANOVA, test post-hoc Tukey ou Kruskal-Wallis, test post-hoc Dunn). Les résultats ainsi obtenus permettent une comparaison

de l'abondance, de la richesse spécifique, et de la diversité spécifique des communautés de papillons rencontrés entre les parcs, entre années de suivi et suivant le gradient d'urbanisation.

3.1.b) Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

Afin de vérifier si la classification des parcs réalisée sur la base de critères abiotiques correspond à la classification des communautés de papillons observée sur le terrain, une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a été menée à partir des variables biotiques pour regrouper les parcs selon leur similarité biologique. Une CAH s'applique généralement sur des tableaux de données types « individus x variables quantitatives ». Dans cette étude, les « individus » sont les 24 parcs et les variables quantitatives sont l'abondance, la richesse spécifique et la diversité spécifique en papillons. L'objectif de la CAH est alors de mettre en évidence des liens hiérarchiques entre les parcs et de définir des groupes de parcs (centres de gravité proches) sur la base d'un tableau de distances entre les parcs selon la méthode de Ward (Ward, 1963).

3.1.c) Diagramme Rang-Abondance et Valeur Indicatrice

Afin de décrire la structure des communautés de papillons au sein de chaque niveau d'urbanisation, des diagrammes Rang-Abondance sont réalisés (Whittaker 1965). Ces informations sont complétées par le calcul de la « valeur indicatrice » (IndVal) (Dufrêne & Legendre, 1997) de chaque espèce, pour chaque niveau d'urbanisation. Cette valeur prend en compte à la fois la spécificité (A_{ij}) d'une espèce pour un groupe de relevés donné (ici pour les parcs d'un niveau d'urbanisation) par rapport aux autres groupes (aux autres parcs des autres niveaux d'urbanisation), et la fidélité (B_{ij}) de cette espèce à l'intérieur de ce groupe de relevés (à l'intérieur du niveau d'urbanisation considéré).

$$VI_{ij} = A_{ij} * B_{ij} * 100$$

A_{ij} : abondance relative de l'espèce i dans le groupe de relevés j par rapport à tous les groupes.

B_{ij} : fréquence relative d'occurrence de l'espèce i dans les relevés du groupe j .

3.2.Flore

Afin de voir si la richesse floristique a un lien avec l'abondance, la richesse spécifique et la diversité spécifique en papillons. Celle-ci est comparée à l'abondance, la richesse spécifique, et la diversité en papillons à l'aide de tests paramétriques ou non paramétriques (ANOVA, test post-hoc de Tukey ou Kruskal-Wallis, test post-hoc de Dunn). Les résultats ainsi obtenus

permettent de savoir si la flore peut participer à la structuration des communautés de papillons, sachant que les relevés faune-flore sont asynchrones (relevés papillons réalisés de juin à août de 2008 à 2016 ; relevés floristiques réalisés de mars à avril 2018).

3.3. Logiciel utilisé

Le calcul des indices et les tests statistiques ont été réalisés avec le logiciel R version 3.4.4 (Development Core Team, 2018) avec les packages BiodiversityR, vegan, PMCMR, GrapheR.

Résultats

1. Vue d'ensemble

1.1. Les papillons

Sur l'ensemble du suivi bisannuel effectué de 2008 à 2016 dans les 24 parcs de la ville de Marseille, 56 espèces de papillons appartenant à 5 familles ont été observées. Les espèces les plus abondantes sont *Pieris rapae* (1575), *Polyommatus icarus* (930), *Pararge aegeria* (659), *Colias crocea* (404) et *Pieris brassicae* (336) (figure 5).

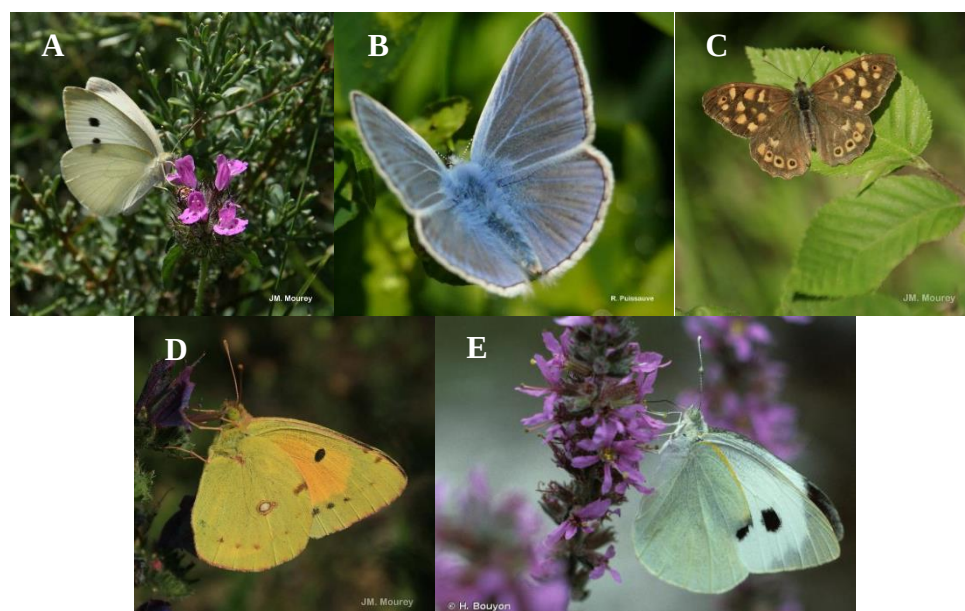


Figure 5 : Espèces les plus abondantes à Marseille. A : *Pieris rapae*, B : *Polyommatus icarus*, C : *Pararge aegeria*, D : *Colias crocea*, E : *Pieris brassicae*.

1.2. Les parcs

Sur les 24 parcs suivis, 5 sont classés en centre-ville, 8 en intermédiaire, et 11 en périphérie suivant les critères abiotiques (tableau 1). La diversité des habitats varie de 2 à 7 en fonction des parcs considérés. D'après des discussions avec les agents techniques en charge de la gestion

des parcs de Marseille, tous les parcs ne sont pas gérés de la même façon. Certains parcs ont des zones en gestion différenciée tel que Bonneveine, Font-Obscure, Moline, Athéna, Mirabelle et Saint Joseph c'est-à-dire que selon les espaces et leurs utilisations au sein du parc une gestion différente va être appliquée. Par exemple des zones sont laissées en friches, d'autres sont plantées tandis que d'autres sont tondues afin de pouvoir accueillir des activités de plein air (jeux pour enfants...). Les autres parcs ont une gestion plus « horticole » c'est-à-dire correspondant à l'ensemble des soins nécessaires au développement des végétaux qu'ils soient indigènes, acclimatés ou exotiques (Aggéri 2010).

Tableau 1 : Présentation des parcs selon leur niveau d'urbanisation, leur type de gestion, leur taille, leur nombre d'habitats, le nombre d'espèces de papillons recensé sur les 5 suivis, et le nombre d'espèces végétales recensées en 2018.

Parc	Code	Niveau d'urbanisation	Type de gestion	Taille des parcs (ha)	Nombre d'habitats	Nombre d'espèces de papillons	Nombre d'espèces végétales
26ème Centenaire	centen	Centre ville	Horticole	10	4	21	181
Longchamp	longch	Centre ville	Horticole	7.9	4	17	84
Pharo	pharo	Centre ville	Horticole	5.7	3	19	105
Puget	puget	Centre ville	Horticole	1.35	3	13	88
Vestiges	vesti	Centre ville	Horticole	0.8	2	15	
Bonneveine	bonnev	Intermédiaire	Différenciée	2.9	2	20	138
Borély	borely	Intermédiaire	Horticole	17	4	20	154
Espérance	esper	Intermédiaire	Horticole	5	3	17	
Font-Obscure	fontobs	Intermédiaire	Différenciée	11.4	5	27	110
François Billoux	fbilloux	Intermédiaire	Horticole	5.3	7	24	
Ginestet	ginest	Intermédiaire	Horticole	1.2	3	19	64
Magalone	magalon	Intermédiaire	Horticole	1.2	2	16	93
Moline	moline	Intermédiaire	Différenciée	8	3	26	
Athéna	athena	Périphérie	Différenciée	12	4	33	147
Brégante	bregan	Périphérie	Horticole	3.1	3	25	
Bruyères	bruyere	Périphérie	Horticole	11	7	39	
La Bégude	begude	Périphérie	Horticole	1.4	4	29	41
Mathilde	mathild	Périphérie	Horticole	1.5	3	24	131
Mirabelle	mirab	Périphérie	Différenciée	2.4	2	29	165
Pastré	pastre	Périphérie	Horticole	11.2	5	32	
Pelouque	pelouq	Périphérie	Horticole	2.5	2	26	
Saint Joseph	joseph	Périphérie	Différenciée	6.9	4	30	79
Saint Marcel	stmarcel	Périphérie	Horticole	1.4	3	22	
Varella	varell	Périphérie	Horticole	2	4	29	

Dans chaque parc, le nombre d'espèces de papillons total relevé pendant le suivi varient de 13 (parc Puget) à 39 espèces (parc Athéna).

L'échantillonnage de la végétation effectué en 2018 dans 14 parcs a permis de recenser 405 espèces appartenant à 98 familles. Les principales familles présentes sont les Astéracées (33 espèces), les Fabacées (25 espèces), les Poacées (24 espèces), les Rosacées (21 espèces) et les

Lamiacées (18 espèces). La richesse floristique augmente avec la taille des parcs (Test de corrélation Kendall tau = 0.365, p-value < 0.001).

La richesse floristique n'est pas liée à la diversité d'habitats (Test de corrélation Kendall tau = -0.087, p-value = 0.961).

1.3. Les habitats

La diversité des habitats diminue le long du gradient de la périphérie au centre-ville (Test Kruskal-Wallis $\chi^2 = 67.779$, df = 2, p-value < 0.001) (figure 6) et s'avère positivement corrélée à la taille des parcs (Test de corrélation Kendall tau = 0.323, p-value < 0.001) (figure 9).

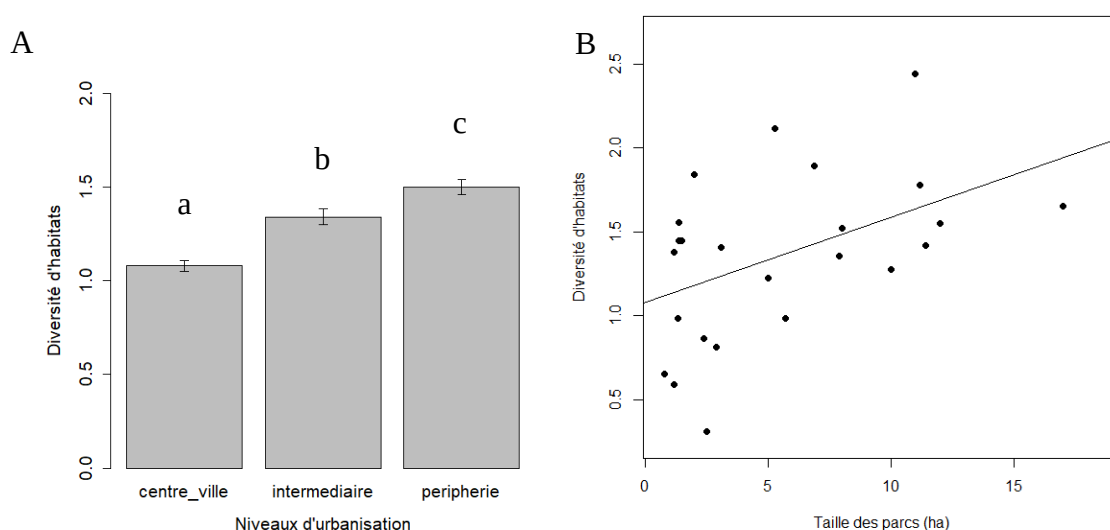


Figure 6 : A : Variation de la diversité d'habitats observés par parc le long du gradient d'urbanisation. B : Relation entre la diversité d'habitats et la taille des parcs.

2. Classification Ascendante Hiérarchique

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) basée sur l'abondance, la richesse spécifique et la diversité spécifique en papillons montre qu'en 2008, des parcs du centre-ville (Pharo, Vestiges, et Puget) et certains parcs intermédiaires (Magalone, Ginestet, et Espérance) sont similaires / se ressemblent alors que d'autres comme Font-Obscure (classé intermédiaire selon les critères abiotiques) se rapproche des parcs périphériques tels que Athéna, Saint Joseph, Pastré et Bruyères. Les mêmes analyses de similarité des parcs les uns par rapport aux autres pour les autres années montrent que plusieurs parcs du niveau intermédiaire se positionnent soit avec les parcs du centre-ville soit avec les parcs de la périphérie (tableau 2). En effet, les parcs intermédiaires de Magalone, Ginestet et Espérance sont, chaque année, proches des parcs du centre-ville et, à l'inverse, le parc intermédiaire Font-Obscur est proche des parcs de la

périphérie. Ainsi, dans la classification biotique, on reclasse ces 4 parcs en centre-ville et périphérie.

Tableau 2 : Récapitulatif du classement des parcs selon les critères abiotiques et selon les critères biotiques (CAH).

Selon les critères abiotiques			Selon les critères biotiques		
Centre-ville	Intermédiaire	Périphérie	Centre-ville	Intermédiaire	Périphérie
26ème Centenaire	Bonneveine	Athéna	26ème Centenaire	Bonneveine	Athéna
Longchamp	Borély	Bégude	Longchamp	Borély	Bégude
Pharo	Moline	Brégante	Pharo	Moline	Brégante
Puget	Espérance	Bruyères	Puget		Bruyères
Vestiges	Ginestet	Mathilde	Vestiges		Mathilde
	Magalone	Mirabelle	Espérance		Mirabelle
	Font-Obscure	Pastré	Ginestet		Pastré
		Pelouque	Magalone		Pelouque
		St Joseph			St Joseph
		St Marcel			St Marcel
		Varella			Varella
					Font-Obscure
5 parcs	7 parcs	11 parcs	8 parcs	3 parcs	12 parcs

3. Evolution spatiale et temporelle des communautés de papillons

3.1.Selon le gradient d'urbanisation (abiotique et biotique)

3.1.1. Abondance

Que ce soit selon le classement abiotique ou biotique des parcs, l'abondance moyenne des papillons diffère statistiquement selon les années (Test de Kruskal-Wallis : respectivement $\chi^2 = 59.437$, $df = 4$, $p\text{-value} < 0.001$, $\chi^2 = 39.589$, $df = 4$, $p\text{-value} < 0.001$). De la même manière, on constate que l'abondance de papillons tend à diminuer au niveau intermédiaire et en périphérie de manière plus importante qu'en centre-ville.

En fonction des années, les différences entre parcs varient de manière irrégulière, tantôt les parcs du centre-ville présentent la même abondance que ceux de l'intermédiaire tantôt ceux de l'intermédiaire présentent la même abondance que ceux de la périphérie. Parfois les 3 niveaux d'urbanisation présentent une abondance différente. Ce patron s'observe indifféremment selon le classement abiotique ou biotique des parcs.

- **Pour le classement abiotique des parcs :** en 2008, CV (Centre -Ville) et I (Intermédiaire) sont statistiquement différents de la P (Périphérie) (Test Kruskal-Wallis $\chi^2 = 11.279$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.003$) (figure 7A). En 2010 et 2012, il n'y a pas de différence significative entre les niveaux d'urbanisation (Test de Kruskal-Wallis : respectivement $\chi^2 = 3.600$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.165$; $\chi^2 = 1.804$, $df = 2$, $p\text{-value} =$

0.406). En 2014, le CV diffère statistiquement de la P, et le niveau I n'est pas statistiquement différent du CV et de la P (Test de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 10.151$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.006$). Enfin, en 2016, il n'y a pas de différence entre les niveaux d'urbanisation (Test de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 2.764$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.251$).

- **Pour le classement biotique des parcs** : en 2008, le CV diffère statistiquement de la P (Test de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 15.973$, $df = 2$, $p\text{-value} < 0.001$) (figure 7B). Cependant, l'I ne diffère pas du CV et de la P. En 2010, il n'y a pas de différence entre les 3 niveaux d'urbanisations (Test de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 4.578$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.101$). En 2012, le CV diffère statistiquement de l'I et de la P mais l'I et la P ne sont pas différents (Test de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 7.504$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.023$). En 2014, le CV diffère également de l'I et de la P qui, eux, ne sont pas différents (Test de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 15.027$, $df = 2$, $p\text{-value} < 0.001$). Enfin, en 2016, le CV est également différent de l'I et de la P (Test de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 7.759$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.021$).

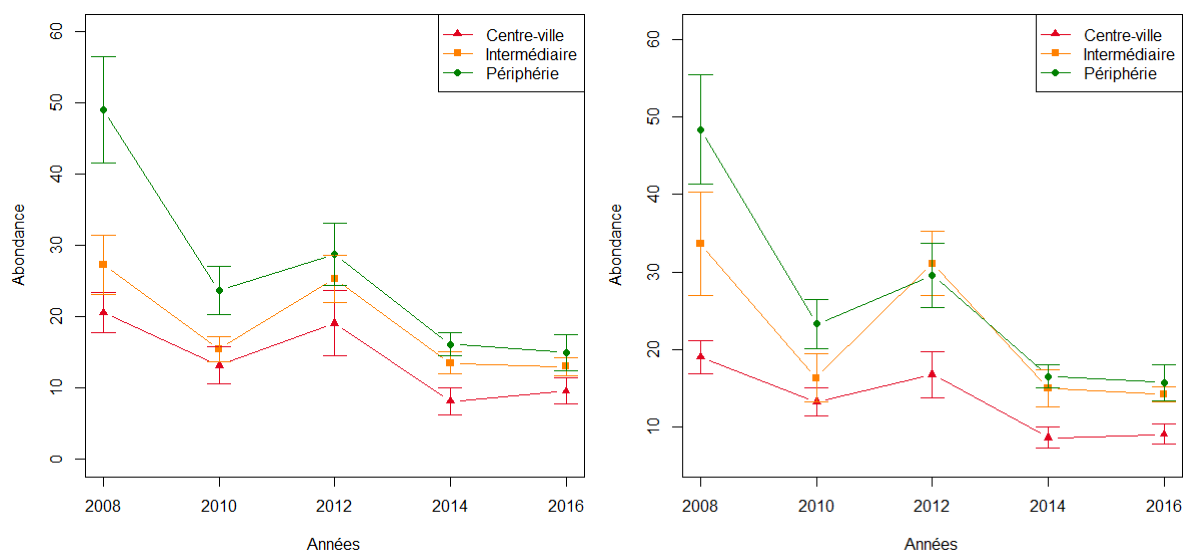


Figure 7 : Variation de l'abondance moyenne au cours du temps selon les niveaux d'urbanisation. A : Classement des parcs selon les paramètres abiotiques. B : Classement des parcs selon les paramètres biotiques (CAH).

3.1.2. Richesse spécifique

La richesse spécifique moyenne diffère statistiquement selon les années que ce soit selon le classement abiotique ou biotique (Test de Kruskal-Wallis respectivement : $\chi^2 = 39.754$, $df = 4$, $p\text{-value} < 0.001$, $\chi^2 = 62.310$, $df = 4$, $p\text{-value} < 0.001$). On constate que la richesse spécifique diminue en périphérie au cours des années alors que celle-ci est stable au niveau intermédiaire et en centre-ville. La richesse spécifique a tendance à diminuer surtout entre 2008 et 2010 et ceci de manière plus marquée pour les communautés de papillons de la zone périphérique. En fonction des années, les différences entre parcs varient de manière irrégulière,

tantôt les parcs du centre-ville présentent la même richesse spécifique que ceux de l'intermédiaire tantôt ceux de l'intermédiaire présentent la même richesse que ceux de la périphérie. Parfois les 3 niveaux d'urbanisation présentent une richesse différente. Ce patron s'observe indifféremment selon le classement abiotique ou biotique des parcs.

- **Pour le classement abiotique des parcs :** en 2008, CV et I sont statistiquement différents de P (F-statistic = 18.09, p-value < 0.001) (figure 8A). En 2010, CV, I et P sont statistiquement différents (F-statistic = 20.21, p-value < 0.001). En 2012, 2014, et 2016, CV et P diffèrent statistiquement alors que I n'est pas différent de CV et P (Test de Kruskal-Wallis respectivement : $\chi^2 = 14.976$, $df = 2$, p-value < 0.001, $\chi^2 = 11.658$, $df = 2$, p-value = 0.003, F-statistic = 4.91, p-value = 0.010).
- **Pour le classement biotique des parcs :** en 2008, CV, I et P sont statistiquement différents (Test de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 32.305$, $df = 2$, p-value < 0.001) (figure 8B). En 2010, 2012 et 2014, CV diffère statistiquement de P, tandis que I n'est pas différent de CV et P (Test de Kruskal-Wallis respectivement : $\chi^2 = 16.467$, $df = 2$, p-value < 0.001, $\chi^2 = 14.716$, $df = 2$, p-value < 0.001, $\chi^2 = 14.344$, $df = 2$, p-value < 0.001). Enfin, en 2016, CV diffère de I et P, alors que I et P ne sont pas différents (Test de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 17.326$, $df = 2$, p-value < 0.001).

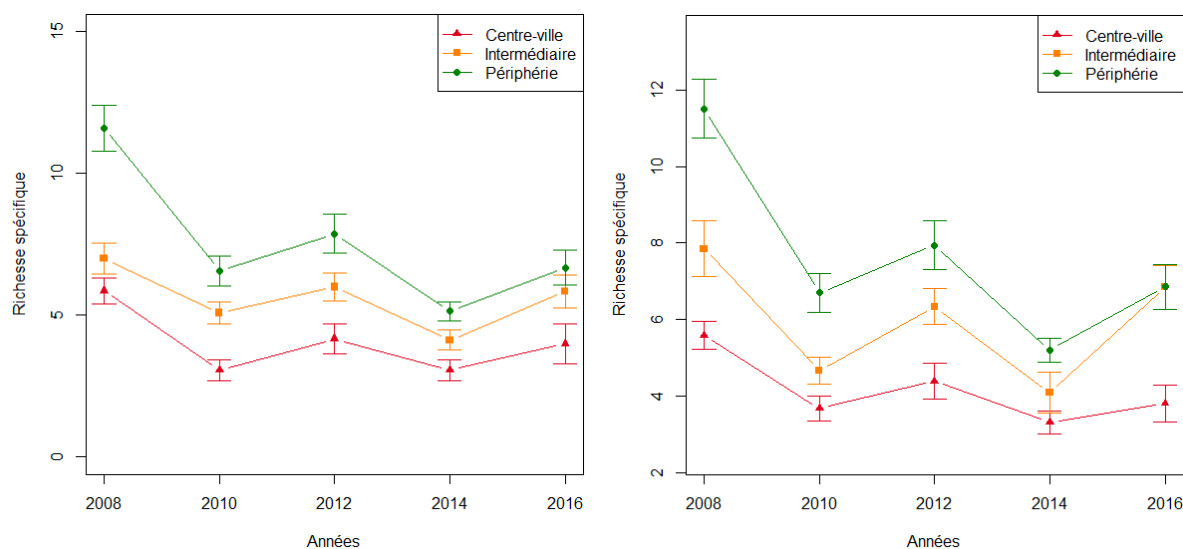


Figure 8 : Variation de la richesse spécifique moyenne au cours du temps selon les niveaux d'urbanisation. A : Classement des parcs selon les paramètres abiotiques. B : Classement des parcs selon les paramètres biotiques (CAH).

3.1.3. Diversité spécifique

Que ce soit selon le classement abiotique ou selon le classement biotique, la diversité spécifique en papillons diffère statistiquement selon les années (Test de Kruskal-Wallis respectivement :

$\text{Chi}^2 = 67.188$, $\text{df} = 2$, $p\text{-value} < 0.001$, $\text{Chi}^2 = 43.675$, $\text{df} = 4$, $p\text{-value} < 0.001$). On constate que la diversité spécifique tend à diminuer au cours des années.

En fonction des années, les différences entre parcs varient de manière irrégulière, tantôt les parcs du centre-ville présentent la même diversité spécifique que ceux de l'intermédiaire tantôt ceux de l'intermédiaire présentent la même diversité que ceux de la périphérie. Parfois les 3 niveaux d'urbanisation présentent une diversité différente. Ce patron s'observe indifféremment selon le classement abiotique ou biotique des parcs.

- Pour le classement abiotique des parcs :** en 2008, CV et I diffèrent de manière statistique de P alors que CV et I ne sont pas différents (F-statistic = 18.09, $p\text{-value} < 0.001$) (figure 9A). En 2010, CV, I et P sont différents (F-statistic = 20.21, $p\text{-value} < 0.001$). En 2012, 2014 et 2016, CV et P sont différents, tandis que I ne diffère ni de CV, ni de P (respectivement : Test de Kruskal-Wallis : $\text{Chi}^2 = 14.976$, $\text{df} = 2$, $p\text{-value} < 0.001$, $\text{Chi}^2 = 11.658$, $\text{df} = 2$, $p\text{-value} = 0.003$, et F-statistic = 4.91, $p\text{-value} = 0.010$).
- Pour le classement biotique des parcs :** en 2008, CV, I et P sont statistiquement différents (F-statistic = 18.65, $p\text{-value} < 0.001$) (figure 9B). En 2010, CV et I ne diffèrent pas entre eux mais sont différents de P (F-statistic = 17.045, $p\text{-value} < 0.001$). En 2012 et 2014, CV et P sont différents de manière statistique tandis que I n'est pas différent de CV et de P (respectivement : F-statistic = 17.045, $p\text{-value} < 0.001$, Test de Kruskal-Wallis $\text{Chi}^2 = 13.185$, $\text{df} = 2$, $p\text{-value} = 0.001$). En 2016, CV diffère statistiquement de I et P alors que I et P ne sont pas différents (F-statistic = 11.79, $p\text{-value} < 0.001$).

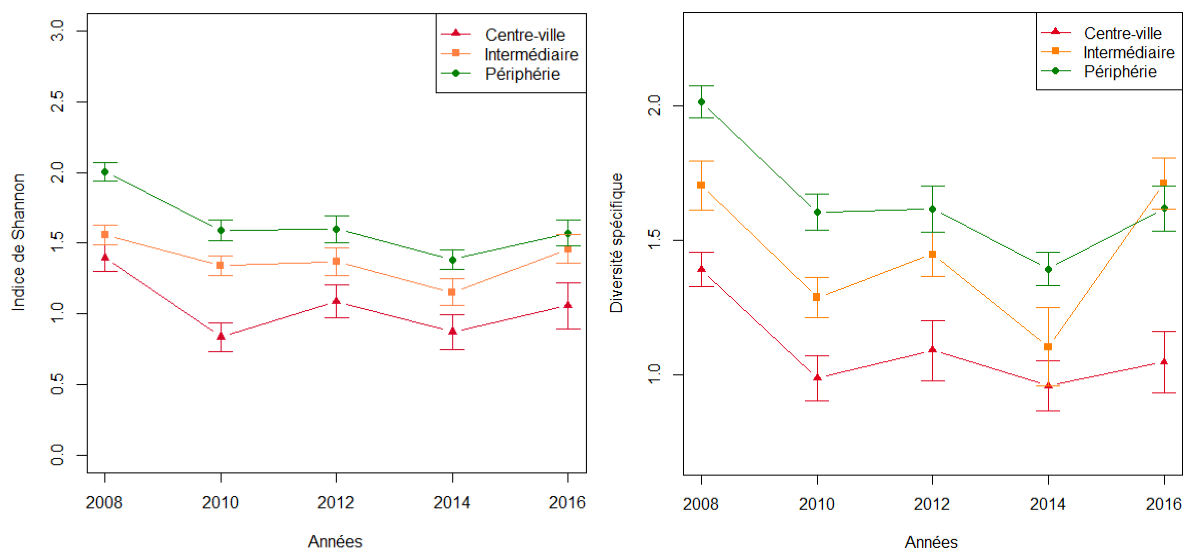


Figure 9 : Variation de la diversité spécifique de papillons moyenne (indice de Shannon) au cours du temps selon les niveaux d'urbanisation. A : Classement des parcs selon les paramètres abiotiques. B : Classement des parcs selon les paramètres biotiques (CAH).

3.2. Selon la diversité d'habitats

L'abondance, la richesse spécifique et la diversité spécifique des papillons sont positivement corrélées à la diversité d'habitats des parcs (Test de corrélation Kendall, $\tau = 0.203$, $p\text{-value} < 0.001$ et $\tau = 0.233$, $p\text{-value} < 0.001$ respectivement pour l'abondance et la richesse ; Test de corrélation Kendall, $\tau = 0.191$, $p\text{-value} < 0.001$ pour la diversité) (figure 10A, 10B et 10C). En effet, plus il y a d'habitats dans un parc, plus l'abondance, la richesse et la diversité spécifique augmentent.

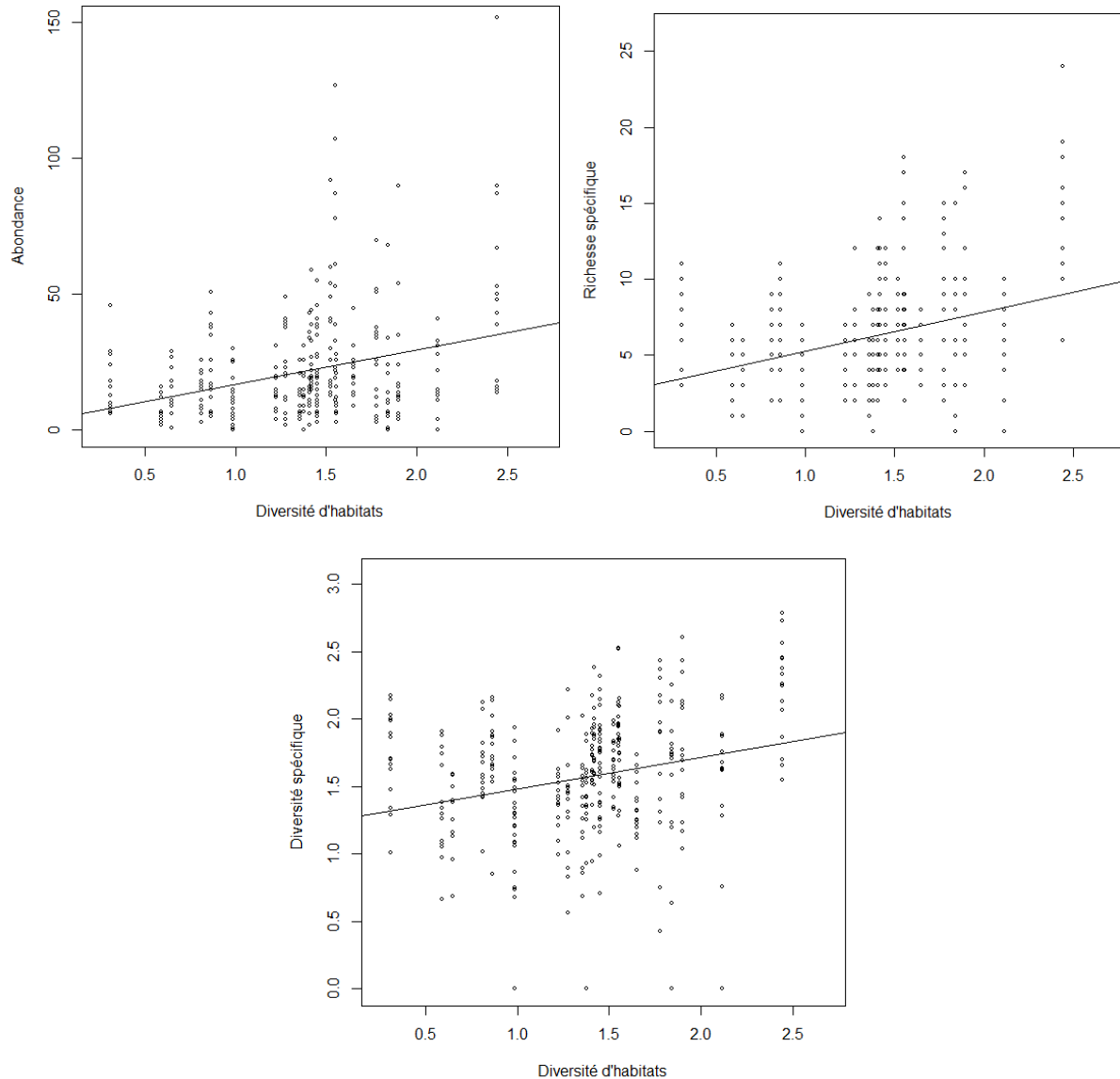


Figure 10 : A : Variation de l'abondance selon la diversité d'habitats des parcs. B : Variation de la richesse spécifique en fonction de la diversité d'habitats observée dans les parcs. C : Variation de la diversité spécifique de papillons selon la diversité d'habitats des 14 parcs.

3.3. Selon la richesse floristique

Il existe aussi une corrélation entre l'abondance, la richesse spécifique des papillons et la richesse floristique au sein des 14 parcs (Test de corrélation Kendall respectivement : $\tau = 0.182$, $p\text{-value} < 0.001$, $\tau = 0.109$, $p\text{-value} = 0.001$) (figure 11A et 11B). Cependant, il n'y a pas de corrélation entre la diversité spécifique de papillons et la richesse floristique relevée dans les 14 parcs (Test de corrélation Kendall, $\tau = 0.072$, $p\text{-value} = 0.066$).

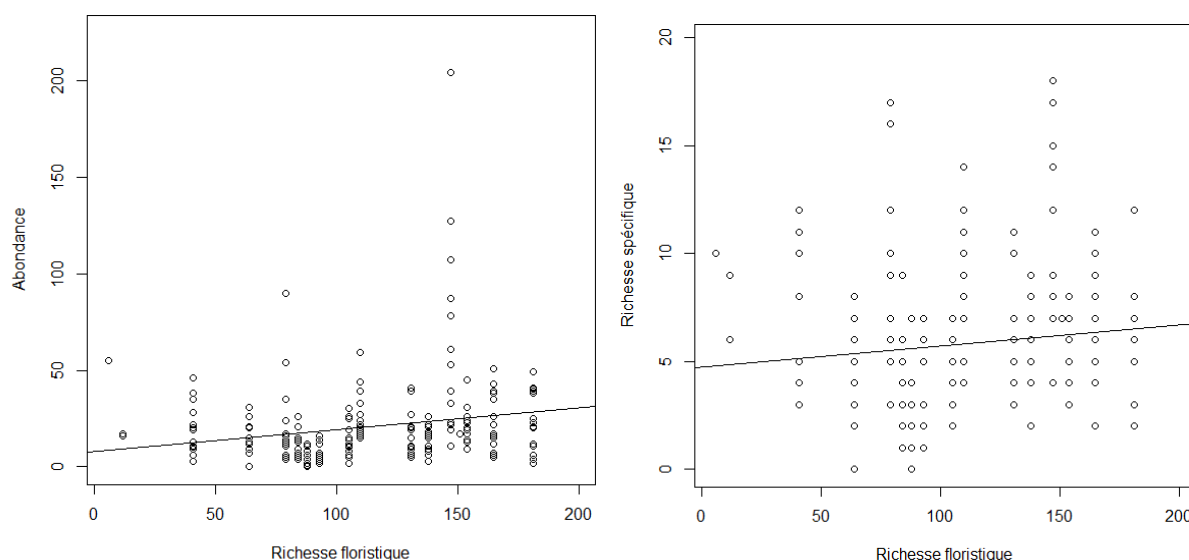


Figure 11 : A : Variation de l'abondance en fonction de la richesse floristique relevée dans les 14 parcs. B : Variation de la richesse spécifique selon la richesse floristique relevée dans les 14 parcs.

4. Espèces caractéristiques des niveaux d'urbanisation

Les classements Rang-Abondance des communautés de papillons dans la ville de Marseille ont pour objectif de mettre en évidence les espèces caractéristiques de chaque niveau d'urbanisation et de comparer si celles-ci diffèrent en fonction du gradient d'urbanisation défini selon les paramètres abiotiques ou biotiques. Les espèces caractéristiques de chaque niveau d'urbanisation peuvent alors jouer le rôle d'espèces à valeur indicatrice.

4.1. Diagramme Rang-Abondance

Une structuration des communautés de papillons au sein de la ville de Marseille est obtenue grâce à des diagrammes rang-abondance (annexes I et II) pour chaque niveau d'urbanisation selon les paramètres abiotique et biotiques (tableaux 3 et 4).

Selon le gradient réalisé sur les paramètres abiotiques, les trois espèces les plus abondantes en centre-ville sont *Pieris rapae*, *Polyommatus icarus* et *Colias crocea* dont l'abondance est respectivement de 307, 200 et 116 (tableau 4). Au niveau intermédiaire, on retrouve *Pieris*

rapae (431) et *Polyommatus icarus* (372) mais également *Pararge aegeria* (319). Enfin, au niveau de la périphérie, *Pieris rapae* et *Polyommatus icarus* (837 et 358) sont encore très présents, mais s'y ajoute *Maniola jurtina* (298).

A l'inverse, il y a des espèces qui ne sont présentes qu'en périphérie telles que *Pyronia cecilia* (83), *Coenonympha dorus* (71), *Satyrrium esculi* (31) ou encore *Hipparichia semele* (6). En revanche, on observe qu'aucune espèce n'est caractéristique du centre-ville.

Il est intéressant de noter, dans le contexte de notre étude, la présence/absence des espèces dites méditerranéennes. Elles sont au nombre de 3 en centre-ville, 4 en intermédiaire et 8 en périphérie. Il y a donc une diminution du nombre d'espèces méditerranéennes le long du gradient d'urbanisation de la périphérie vers le centre-ville.

Selon le gradient réalisé sur les paramètres abiotiques, on retrouve les mêmes espèces les plus abondantes que précédemment (*Pieris rapae* et *Polyommatus icarus*) quel que soit le niveau d'urbanisation. On note néanmoins que *Pararge aegeria* s'ajoute en situation intermédiaire et *Maniola jurtina* s'ajoute en périphérie (tableau 5).

De la même façon, il y a une diminution des espèces méditerranéennes de la périphérie vers le centre-ville.

4.2. Valeur Indicatrice

Selon le gradient défini par les paramètres abiotiques, la valeur indicatrice met évidence deux espèces caractéristiques : *Pararge aegeria* une espèce caractéristique du niveau intermédiaire et *Maniola jurtina* une espèce caractéristique de la périphérie.

Selon le gradient défini par les paramètres biotiques, la valeur indicatrice met en évidence deux espèces caractéristiques du niveau intermédiaire, *Pararge aegeria*, *Polyommatus icarus*, et une espèce caractéristique de la périphérie, *Maniola jurtina*.

Tableau 3 : Classement par Rang-Abondance des espèces pour chaque niveau d'urbanisation selon le classement des parcs avec le gradient d'urbanisation défini par les paramètres abiotiques. ► : Espèce méditerranéenne.

Centre-ville			Intermédiaire			Périphérie		
Rang	Espèces	Abondance	Rang	Espèces	Abondance	Rang	Espèces	Abondance
1	<i>Pieris rapae</i>	307	1	<i>Pieris rapae</i>	431	1	<i>Pieris rapae</i>	837
2	<i>Polyommatus icarus</i>	200	2	<i>Polyommatus icarus</i>	372	2	<i>Polyommatus icarus</i>	358
3	<i>Colias crocea</i>	116	3	<i>Pararge aegeria</i>	319	3	<i>Maniola jurtina</i>	298
4	<i>Pararge aegeria</i>	71	4	<i>Colias crocea</i>	126	4	<i>Pararge aegeria</i>	259
5	<i>Cacyreus marshalli</i>	39	5	<i>Pieris brassicae</i>	108	5	<i>Aricia agestis</i>	196
6	<i>Pieris brassicae</i>	39	6	<i>Lasiommata megera</i>	90	6	<i>Pieris brassicae</i>	189
7	<i>Leptotes pirithous</i>	38	7	<i>Celastrina argiolus</i>	88	7	<i>Lasiommata megera</i>	171
8	<i>Iphiclidides podalirius</i>	16	8	<i>Iphiclidides podalirius</i>	61	8	<i>Pieris napi</i>	169
9	<i>Lycaena phlaeas</i>	16	9	<i>Lycaena phlaeas</i>	56	9	<i>Colias crocea</i>	162
10	<i>Carcharodus alceae</i>	14	10	<i>Pieris napi</i>	48	10	<i>Melitaea didyma</i>	154
11	<i>Celastrina argiolus</i>	13	11	<i>Carcharodus alceae</i>	46	11	<i>Lycaena phlaeas</i>	128
12	<i>Lasiommata megera</i>	13	12	<i>Lampides boeticus</i>	42	12	<i>Carcharodus alceae</i>	120
13	<i>Lampides boeticus</i>	12	13	<i>Leptotes pirithous</i>	42	13	► <i>Gonopteryx cleopatra</i>	113
14	<i>Vanessa cardui</i>	12	14	<i>Aricia agestis</i>	40	14	<i>Celastrina argiolus</i>	96
15	<i>Vanessa atalanta</i>	9	15	<i>Vanessa atalanta</i>	30	15	► <i>Pyronia cecilia</i>	83
16	<i>Pieris napi</i>	8	16	<i>Papilio machaon</i>	29	16	<i>Iphiclidides podalirius</i>	81
17	<i>Aricia agestis</i>	7	17	<i>Maniola jurtina</i>	24	17	<i>Papilio machaon</i>	72
18	<i>Papilio machaon</i>	5	18	<i>Vanessa cardui</i>	23	18	► <i>Coenonympha dorus</i>	71
19	<i>Maniola jurtina</i>	3	19	<i>Melitaea didyma</i>	18	19	<i>Pontia daplidice</i>	54
20	<i>Pieridae sp</i>	2	20	<i>Cacyreus marshalli</i>	12	20	► <i>Pyronia bathseba</i>	53
21	<i>Polygonia c-album</i>	2	21	► <i>Gonopteryx cleopatra</i>	11	21	<i>Brintesia circe</i>	51
22	<i>Carcharodus flocciferus</i>	1	22	► <i>Charaxes jasius</i>	10	22	<i>Gonopteryx rhamni</i>	44
23	► <i>Charaxes jasius</i>	1	23	<i>Coenonympha pamphilus</i>	8	23	<i>Leptotes pirithous</i>	38
24	<i>Coenonympha pamphilus</i>	1	24	<i>Pontia daplidice</i>	8	24	<i>Melanargia galathea</i>	32
25	► <i>Gonopteryx cleopatra</i>	1	25	<i>Carcharodus flocciferus</i>	6	25	► <i>Satyrus esculi</i>	31
26	<i>Limenitis reducta</i>	1	26	► <i>Pieris mannii</i>	6	26	<i>Coenonympha pamphilus</i>	29
27	<i>Melitaea didyma</i>	1	27	<i>Pieridae sp</i>	5	27	<i>Carcharodus flocciferus</i>	28
28	► <i>Pieris mannii</i>	1	28	► <i>Libythea celtis</i>	4	28	<i>Limenitis reducta</i>	25
29	<i>Plebejus argus</i>	1	29	<i>Polygonia c-album</i>	4	29	<i>Vanessa cardui</i>	25
			30	<i>Brintesia circe</i>	3	30	► <i>Pieris mannii</i>	21
			31	<i>Thymelicus sp</i>	3	31	<i>Vanessa atalanta</i>	20
			32	<i>Gonopteryx rhamni</i>	2	32	<i>Lampides boeticus</i>	19
			33	<i>Limenitis reducta</i>	2	33	<i>Satyrus spini</i>	18
			34	<i>Everes argiades</i>	1	34	<i>Thymelicus sp</i>	16
			35	<i>Melitaea cinxia</i>	1	35	<i>Pieridae sp</i>	13
			36	<i>Pyrgus sp</i>	1	36	<i>Argynnis paphia</i>	12
			37	<i>Satyrus spini</i>	1	37	<i>Melitaea cinxia</i>	12
						38	<i>Hipparchia fidia</i>	11
						39	<i>Polygonia c-album</i>	10
						40	► <i>Libythea celtis</i>	8
						41	► <i>Charaxes jasius</i>	7
						42	<i>Pyrgus sp</i>	7
						43	<i>Cacyreus marshalli</i>	6
						44	<i>Hipparchia semele</i>	6
						45	<i>Everes argiades</i>	5
						46	<i>Plebejus argus</i>	3
						47	<i>Apatura ilia</i>	1
						48	<i>Argynnis niobe</i>	1
						49	<i>Pseudophilotes baton</i>	1

Espèce présentes en centre-ville
 Espèce présentes en intermédiaire
 Espèce présentes en périphérie
 ► : Espèces méditerranéennes

Tableau 4 : Classement par Rang-Abondance des espèces pour chaque niveau d'urbanisation selon le classement des parcs avec le gradient d'urbanisation défini par les paramètres taxonomiques. ► : Espèce méditerranéenne.

Centre-ville			Intermédiaire			Périphérie		
Rang	Espèces	Abondance	Rang	Espèces	Abondance	Rang	Espèces	Abondance
1	Pieris rapae	445	1	Polyommatus icarus	276	1	Pieris rapae	909
2	Polyommatus icarus	277	2	Pieris rapae	221	2	Polyommatus icarus	377
3	Pararge aegeria	179	3	Pararge aegeria	188	3	Maniola jurtina	300
4	Colias crocea	131	4	Colias crocea	93	4	Pararge aegeria	282
5	Pieris brassicae	65	5	Pieris brassicae	62	5	Pieris brassicae	209
6	Cacyreus marshalli	47	6	Celastrina argiolus	53	6	Aricia agestis	207
7	Leptotes pirithous	44	7	Lasiommata megera	49	7	Lasiommata megera	191
8	Iphiclidides podalirius	38	8	Lampides boeticus	35	8	Colias crocea	180
9	Celastrina argiolus	34	9	Pieris napi	35	9	Pieris napi	167
10	Lasiommata megera	34	10	Leptotes pirithous	32	10	Melitaea didyma	154
11	Carcharodus alceae	33	11	Aricia agestis	25	11	Lycaena phlaeas	149
12	Lycaena phlaeas	29	12	Lycaena phlaeas	22	12	Carcharodus alceae	134
13	Pieris napi	23	13	Iphiclidides podalirius	19	13	► Gonopteryx cleopatra	118
14	Vanessa atalanta	22	14	Melitaea didyma	18	14	Celastrina argiolus	110
15	Vanessa cardui	15	15	Maniola jurtina	17	15	Iphiclidides podalirius	101
16	Lampides boeticus	13	16	Papilio machaon	17	16	► Pyronia cecilia	83
17	Aricia agestis	11	17	Carcharodus alceae	13	17	Papilio machaon	81
18	Maniola jurtina	8	18	Vanessa atalanta	13	18	► Coenonympha dorus	71
19	Papilio machaon	8	19	Vanessa cardui	11	19	Pontia daplidice	54
20	► Gonopteryx cleopatra	4	20	Carcharodus flocciferus	6	20	Brintesia circe	53
21	► Libythea celtis	3	21	Pontia daplidice	6	21	► Pyronia bathseba	53
22	Limenitis reducta	3	22	► Pieris mannii	5	22	Gonopteryx rhamni	45
23	Pieridae sp	2	23	Cacyreus marshalli	4	23	Leptotes pirithous	42
24	Polygonia c-album	2	24	Pieridae sp	4	24	Coenonympha pamphilus	37
25	Pontia daplidice	2	25	► Charaxes jasius	3	25	Vanessa cardui	34
26	Carcharodus flocciferus	1	26	► Gonopteryx cleopatra	3	26	Melanargia galathea	32
27	► Charaxes jasius	1	27	Polygonia c-album	3	27	► Satyrium esculi	31
28	Coenonympha pamphilus	1	28	Thymelicus sp	3	28	Carcharodus flocciferus	28
29	Melitaea didyma	1	29	Brintesia circe	1	29	Lampides boeticus	25
30	► Pieris mannii	1	30	Everes argiades	1	30	Limenitis reducta	25
31	Plebejus argus	1	31	Gonopteryx rhamni	1	31	Vanessa atalanta	24
32	Pyrgus sp	1	32	► Libythea celtis	1	32	► Pieris mannii	22
			33	Melitaea cinxia	1	33	Satyrium spini	18
			34	Satyrium spini	1	34	Thymelicus sp	16
						35	► Charaxes jasius	14
						36	Pieridae sp	14
						37	Argynnis paphia	12
						38	Melitaea cinxia	12
						39	Hipparchia fidia	11
						40	Polygonia c-album	11
						41	► Libythea celtis	8
						42	Pyrgus sp	7
						43	Cacyreus marshalli	6
						44	Hipparchia semele	6
						45	Everes argiades	5
						46	Plebejus argus	3
						47	Apatura ilia	1
						48	Argynnis niobe	1
						49	Pseudophilotes baton	1

Espèce présentes en centre-ville
 Espèce présentes en intermédiaire
 Espèce présentes en périphérie
► : Espèces méditerranéennes

Discussion

Structuration spatiale et temporelle des communautés de papillons

Dans cette étude, nous suivons l'évolution spatiale et temporelle des communautés de papillons le long du gradient d'urbanisation. Nous cherchons à savoir si, au cours du temps, les communautés de papillons varient et, si la structuration de ces communautés change le long du gradient urbain.

Le suivi temporel, de 2008 à 2016, permet de mettre en évidence un déclin des communautés de papillons. En effet, l'abondance, la richesse spécifique ainsi que la diversité spécifique tendent à diminuer. Ce déclin est également observé à l'échelle globale (Thomas *et al.* 2004 ; Thomas 2016 ; Hallman *et al.* 2017). Différentes études montrent que l'expansion de l'urbanisation et le changement climatique contribuent à ce déclin (Casner *et al.* 2013). Ainsi, en Europe, l'indicateur européen des papillons pour les espèces de prairies montre une diminution de 70% de l'abondance de papillons entre 1990 et 2009. En France, selon le Suivi Temporel des Rhopalocères de France (Fontaine et Lorillière, 2017) réalisé entre 2006 et 2016, 25 espèces sont en déclin ou fort déclin (de 2% à 22% par an).

A l'échelle de la ville de Marseille, Lizée (2011) a montré pour l'année 2008 qu'il y a une structuration spatiale des communautés de papillons le long du gradient urbain et celle-ci se traduit notamment par une perte d'abondance, de richesse et de diversité spécifique de la périphérie vers le centre-ville. Cette structuration des communautés le long d'un gradient d'urbanisation est mise en évidence dans plusieurs villes à travers le monde, (Kitahara et Fujii 1994 ; Blair et Launer 1997 ; Lee *et al.* 2015 ; Sobczyk *et al.* 2017). Cependant, toutes ces études sont ponctuelles et notre étude réalisée sur 10 années montre que la structuration des communautés le long du gradient est constante dans le temps. De la même manière, notre étude montre que, selon les années, il y a aussi une variation spatiale de la structuration des communautés de papillons : des parcs du niveau intermédiaire ne sont pas forcément différents de ceux du centre-ville ou de la périphérie.

De ce fait, l'approche du gradient d'urbanisation défini par les paramètres abiotiques est-elle adéquate pour expliquer la structure des communautés dans les parcs ? Une nouvelle classification des parcs selon les paramètres biotiques permet de prendre en compte le modèle biologique étudié. Chaque espèce a des traits biologiques différents et va ainsi répondre de manière différente à l'urbanisation. Par exemple, la dispersion est un processus clé pour la

survie des espèces dans les paysages fragmentés (Nowicki *et al.* 2014). Ainsi les espèces que l'on retrouve en abondance dans la ville ont de bonnes ou très bonnes capacités de dispersion. Cette nouvelle classification permet de reclasser certains parcs soit en périphérie soit en centre-ville. De nombreuses mesures du milieu urbain covarient avec d'autres variables le long des gradients ruraux-urbains (Andersson *et al.* 2009 ; Hale *et al.* 2013), il est donc souvent difficile de savoir si les réponses écologiques observées sont directement influencées par la mesure du gradient d'urbanisation (avec paramètres abiotiques), ou si d'autres facteurs jouent un rôle (Brunbjerg *et al.* 2018). C'est le reclassement de ces parcs par les paramètres biotiques qui permet de montrer que des facteurs autres que les facteurs paysagers du gradient abiotique entrent en jeu.

Structuration spatiale : du gradient urbain à l'échelle locale

Outre les facteurs paysagers, les facteurs locaux induits par l'aménagement et la gestion des parcs ont aussi un impact sur la structure des communautés de papillons (Fontaine *et al.* 2016). Afin de trouver des indicateurs utiles au gestionnaires, on s'intéresse à leur « échelle de travail », l'échelle locale celle du parc.

La diversité d'habitat augmente l'abondance, la richesse et la diversité spécifique en papillons (McIntyre et Barrett, 1992). Il en résulte que la diminution de l'abondance, la richesse et la diversité spécifique en papillons peut en partie s'expliquer par la diminution de la diversité d'habitats de la périphérie vers le centre-ville. La perte de diversité d'habitats de la périphérie vers le centre-ville peut être expliquée d'une part par l'aménagement des parcs, et d'autre part par leur gestion (liée aux pratiques des usagers...). En effet, les parcs en centre-ville sont plus éloignés du milieu naturel et sont très gérés et de manière « horticole » puisque ce sont des parcs historiques et très fréquentés. Lizée *et al.* (2014) montrent que la gestion différente appliquée en centre-ville et en périphérie augmente l'effet des facteurs paysagers.

En considérant une échelle encore plus fine et en prenant en compte la richesse, nos résultats montrent que celle-ci favorise l'abondance et la richesse spécifique en papillons. Fontaine *et al.* (2016) montrent que les espèces qui souffrent le plus de l'urbanisation sont celles qui vont alors bénéficier le plus de la naturalité des jardins et de l'offre de nectar à l'échelle locale. Les espèces de papillons qui évitent le milieu urbain (urban avoider), c'est-à-dire les espèces trop spécialisées pour faire face à l'environnement urbain, sont plus sensibles aux variables locales, aux caractéristiques des jardins et aux pratiques de jardinage en particulier que les espèces

généralistes (telles que *Pieris brassicae*, *Pararge aegeria*...). En effet, l'écologie des espèces et leurs stratégies d'histoire de vie sont également d'une grande importance : les espèces généralistes ont tendance à mieux survivre dans un écosystème urbain que les espèces spécialisées (Lizée *et al.* 2015). En conséquence, bien que la gestion locale ait un effet important sur la communauté locale des papillons, ces communautés seront toujours différentes en milieu urbain des environnements plus naturels, car les espèces spécialisées ayant une faible capacité de dispersion auront tendance à être absentes des habitats urbains, quelle que soit la gestion. Néanmoins, les effets négatifs de l'urbanisation peuvent être atténués, par l'aménagement et la gestion qui favorisent à la fois la diversité des habitats et la richesse floristique. Deux leviers peuvent être utilisés : augmenter l'offre en nectar pour les imagos en diversifiant les plantes nectarifères, mais également favoriser les plantes-hôtes en limitant l'artificialisation floristique et en préconisant les plantes locales.

Du fond taxonomique commun aux espèces indicatrices

A partir des classifications des parcs, on cherche à mettre en évidence des espèces permettant de le situer dans le gradient urbain. En effet, la présence de certaines espèces permettra de savoir si le parc tend vers la périphérie ou, si au contraire, il tend vers le centre-ville.

Quelle que soit la classification des parcs utilisée (abiotique ou biotique), une trentaine d'espèces sont présentes dans chaque niveau d'urbanisation. Leur présence en milieu urbain peut être associée à leurs traits biologiques, par exemple des capacités de vols rapides, des capacités de dispersion, un taux de fécondité élevée ou des plantes-hôtes communes (Porter 1992 ; Buszko et Maslowski 2015 *in* Sobczyk 2017). Les papillons tolérants des milieux urbains (urban tolerant) dans les paysages fortement fragmentés ont un régime alimentaire plus large au stade adulte que les « urban avoiders » dans des paysages plus continus (Steffan-Dewenter et Tscharntke, 2000). A l'inverse, onze espèces ne sont présentes qu'en périphérie, évitant les milieux où l'urbanisation est trop importante.

Selon les paramètres abiotiques ou biotiques, la valeur indicatrice détermine deux espèces qui sont caractéristiques du niveau intermédiaire et de la périphérie : respectivement, *Pararge aegeria* et *Maniola jurtina*. Ce sont les mêmes espèces que Lizée (2011) avait préconisé de suivre pour approfondir les connaissances sur les comportements de dispersion au sein de la matrice urbaine. Le succès relatif de *Maniola jurtina* et *Pararge aegeria* en milieu urbain semble relever d'abord de la disponibilité de l'habitat et des limites physiques de la ville avant

leur trait biologique tel que leur capacité de dispersion (Wood et Pullin 2002, Bergerot *et al.* 2012). Ces deux espèces fréquentent les lisières boisées et utilisent des plantes-hôtes de la famille des Poacées (Lafranchis 2001). Les principales différences entre ces deux espèces sont le voltinisme (nombre de générations réalisées par une espèce d'insecte en une année), le comportement adopté par un individu pour quitter un habitat donné et, le type d'habitat recherché par les femelles pour pondre. *Pararge aegeria* reste en lisière alors que *Maniola jurtina* recherche des milieux ouverts récemment fauchés. En plus de ces deux espèces, le reclassement des parcs selon les paramètres biotiques permet d'avoir une autre espèce caractéristique du niveau intermédiaire : *Polyommatus icarus*. C'est une espèce qui vit dans les milieux ouverts de toutes sortes, elle est polyphage et adaptable. En effet, elle est souvent observée dans les milieux anthropisés (Lafranchis 2001). C'est donc une espèce plutôt généraliste qui peut vivre dans les parcs gérés de manière plus « horticole » tels que les parcs rencontrés en centre-ville et en intermédiaire.

Dans le cadre d'une gestion destinée à favoriser la biodiversité locale, ou encore dans le but d'une évaluation de la naturalité des parcs, des espèces méditerranéennes peuvent également être suivies. En effet, de la périphérie vers le centre-ville, le nombre d'espèces méditerranéennes diminue. Malgré cela, 4 espèces méditerranéennes ont pu être observées certaines années en centre-ville et en intermédiaire : *Gonopteryx cleopatra*, *Libythea celtis*, *Charaxes jasius* et *Pieris manii*. *Gonopteryx cleopatra* vit dans les lisières, les prairies et les bois clairs (des milieux qui pourrait être trouvés dans les parcs). Elle utilise 3 plantes-hôtes : *Frangula alnus*, *Rhamnus cathartica* et *Rhamnus alaternus* (Lafranchis 2001). *Pieris manii* est une espèce capable d'utiliser différentes plantes-hôtes de la famille des Brassicacées. Cependant, elle vit dans des milieux de garrigues, des pelouses sèches ou encore des prairies ou des friches (Lafranchis 2001). *Charaxes jasius* et *Libythea celtis* nécessitent d'une part des plantes-hôtes particulières : respectivement, *Arbutus unedo* et *Celtis australis* (Lafranchis 2001). *Libythea celtis* vit au niveau des lisières tandis que, *Charaxes jasius* vit dans les maquis et garrigues (Lafranchis 2001). Ces espèces sont intéressantes à suivre car elles arrivent à pénétrer en ville. Il serait donc intéressant d'essayer de favoriser ces espèces par des aménagements et une gestion adaptée pour leurs habitats et leurs plantes-hôtes.

En revanche, il y a des espèces méditerranéennes qui ne sont présentes qu'en périphérie. C'est le cas de *Pyronia cecilia*, *Pyronia bathseba*, *Coenonympha dorus*, *Satyrrium esculi*. Ce sont les 4 espèces méditerranéennes les plus abondantes en périphérie. *Pyronia cecilia* et *Pyronia bathseba* vivent dans les garrigues, maquis, au niveau des lisières, des haies ou dans des bois

clairs. Elles utilisent des plantes-hôtes du genre *Brachypodium* (respectivement *B. pinnatum* et *B. phenicoides*). *Coenonympha dorus* vit au niveau de pelouses sèches, des lisières ou dans la garrigue. Il a besoin de principalement 3 espèces comme plantes-hôtes : *Brachypodium pinnatum*, *Agrostis* sp, et *Festuca ovina* (Lafranchis 2001) Enfin, *Satyrion esculi* vit dans les garrigues et maquis. Il utilise principalement 2 plantes-hôtes : *Quercus coccifera* et *Quercus ilex* (Lafranchis 2001).

La mise en évidence de ces espèces indicatrices va donc permettre de suivre sur le long terme l'aménagement et la gestion appliqués dans les parcs. Toutes ces espèces vivent au niveau de lisières, de haies, dans des bois clairs et des pelouses, mais elles vivent également dans les maquis et les garrigues qui sont des formations végétales caractéristiques de la région méditerranéenne. Elles pourraient donc par la suite, être utilisées pour l'élaboration d'un indicateur de naturalité urbaine.

Conclusion

L'objectif de cette étude a été de suivre l'évolution des communautés de papillons et de chercher des espèces indicatrices en milieu urbain afin de permettre un suivi à long terme et constituer une aide à la décision pour la gestion des espaces verts. Comme dans plusieurs études, il a été démontré une diminution des communautés de papillons le long du gradient d'urbanisation. En revanche, notre étude démontre pour la première fois, que ce patron de diminution des communautés de la périphérie vers le centre-ville est stable dans le temps, sur les 8 années du suivi. Si le gradient défini sur les paramètres abiotiques permet bien de distinguer le centre-ville de la périphérie, nous avons également observé des variations au sein même d'un gradient. En redéfinissant ce gradient à partir de paramètres biotiques, nous avons reclassés certains parcs dans d'autres niveaux d'urbanisation. Cela démontre que d'autres paramètres, que les paramètres abiotiques (urbanisation) de la ville, ont une influence sur ces communautés telles que la diversité d'habitats et la richesse floristique. Cela souligne donc l'importance de l'aménagement et la gestion des parcs. Enfin, des espèces indicatrices de la qualité des parcs ont été mises en évidence et pourraient permettre d'évaluer l'aménagement et la gestion des parcs. La mise en place d'une gestion en faveur de la biodiversité, en favorisant par exemple les espèces végétales méditerranéennes utilisées par les espèces de papillons que nous avons définis comme indicatrices, permettrait d'évaluer si ces aménagements sont favorables et, *in fine*, permettre de développer un indicateur de biodiversité / naturalité des parcs.

Références

- Aguejedad, R. (2009). Etalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité, de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prospective. Application à une agglomération de taille moyenne : Rennes Métropole. PhD thesis, Université Rennes 2.
- Andersson, E., Ahrné, K., Pyrkönen, M. & Elmqvist, T. (2009). Patterns and scale relations among urbanization measures in Stockholm, Sweden. *Landscape Ecology*, **24**, 10, 1331-1339.
- Bergerot, B., Fontaine, B., Renard, M., Cadi, A. & Julliard, R. (2010) Preferences for exotic flowers do not promote urban life in butterflies. *Landscape and Urban Planning*, **96**, 2, 98-107.
- Bergerot, B., Merckx, T., Van Dyck, H. & Baquette, M. (2012) : Habitat fragmentation impacts mobility in a common and widespread woodland butterfly : do sexes respond differently ? *Biomed Central Ecology*, **12**, 5.
- Blair, R. B. & Launer, A.E. (1997) Butterfly diversity and human land use : Species assemblages along an urban gradient. *Biological conservation*, **80**, 1, 113-125.
- Boone, C., Cadenasso, M., Grove, J., Schwarz, K. & Buckley, G. L. (2009) Landscape, vegetation characteristics, and group identity in an urban and suburban watershed: why the 60s matter. *Urban Ecosystems*, **13**, 255-71.
- Brunbjerg, A. K., Hale, J. D., Bates, A. J., Fowler, R. E., Rosenfeld, E. J. & Sadler, J. P. (2018) Can patterns of urban biodiversity be predicted using simple measures of green infrastructure? *Urban Forestry & Urban Greening*, **32**, 143-153.
- Calfapietra, C., Peñuelas, J. & Niinemets, Ü. (2015). Urban plant physiology : adaptation-mitigation strategies under permanent stress. *Trends in Plant Science*, **20**, 2, 72–75.
- Casner, K. L., Forister, M. L., O'Brien, J. M., Thorne, D. W., Shapiro, A. M. (2014) Contribution of Urban Expansion and a Changing Climate to Decline of a Butterfly Fauna. *Conservation Biology*, **28**, 3, 773-782.
- Chassaing, B. (2014) *La gestion différenciée : méthodologie de mise en œuvre*. Plante&Cit .
- Clergeau, P., Croci, S., Jokim ki, J., Kaisanlahti-Jokim ki, M. L., & Dinetti, M. (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation : Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, **127**, 3, 336–344.
- Crist, T. O. & Veech, J. A. (2006) Additive partitioning of rarefaction curves and species-area relationships : unifying α -, β - and γ -diversity with sample size and habitat area. *Ecology Letters*, **9**, 8, 923-932.
- Dubost, F. & Lizet, B. (2003) La nature dans la cit . De l'hygi nisme au d veloppement durable. *Bienfaisante nature, Communications*, De Gruyter, 74, pp. 5-18.
- Dufr ne, M., & Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species : the Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, **67**, 3, 345–366.
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 1, 69-81.
- Fontaine, B., Bergerot, B., Le Viol, I. & Julliard, R. (2016) Impact of urbanization and gardening practices on common butterfly communities in France. *Ecology and Evolution*, **6**, 22, 8174-8180.
- Fontaine, B., & Lorrill  re, R. (2017) Suivi Temporel des Rhopaloc res de France (STERF) Bilan 2006-2016. VigieNature, Mus  um Nationale d'Histoire Naturelle.
- Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2010). Scaling up from gardens : biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*, **25**, 2, 90-98.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, **319**, 5864, 756-760.

- Groffman, P. M., Cavender-Bares, J., Bettez, N. D., Grove, J. M., Hall, S. J., Heffernan, J. B., Hobbie, S. E., Larson, K. L., Morse, J. L., Neill, C., Nelson, K., O'Neil-Dunne, J., Ogden, L., Pataki, D. E., Polsky, C., Chowdhury, R. R. & Steele, M. K. (2014). Ecological homogenization of urban USA. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 1, 74-81.
- Hale, J. D., Davies, G., Fairbrass, A. J., Matthews, T. J., Rogers, C. D. F. & Sadler, J. P. (2013) Mapping Lightscares: Spatial Patterning of Artificial Lighting in an Urban Landscape. *PLoS ONE*, **8**, 5, e61460.
- Hallman, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D. & de Kroon, H. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, **12**, 10, e0185809.
- Humain-Lamoure, A. L. & Laporte, A. (2017) *Introduction à la géographie urbaine* (eds. A. Colin).
- Joffre, R., Rambal, S. & Damesin, C. (2007) Functional attributes in Mediterranean-type ecosystems. *Functional Plant Ecology, Second Edition* (eds. F. I. Pugnaire et F. Valladares), pp. 285-312. CRC Press, New York.
- Johnson, M. T. J. & Munshi-South, J. (2017) Evolution of life in urban environments. *Science*, **358**, eaam8327.
- Kitahara, M. & Fujii, K. (1994) Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance : An analysis based on the concept of generalist vs. Specialist strategies. *Researches on Population Ecology*, **36**, 2, 187-199.
- Lafranchis, T. (2001) *Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles*. Biotope, Mèze (France).
- Lee, C. M., Park, J.W., Kwon, T. S., Kim, S. S., Ryu, J. W., Jung, S. J. & Lee, S. K. (2015) Diversity and density of butterfly communities in urban green areas : an analytical approach using GIS. *Zoological Studies*, **54**, 4.
- Lisón, F., & Calvo, J. F. (2011). The significance of water infrastructures for the conservation of bats in a semi-arid Mediterranean landscape. *Animal Conservation*, **14**, 5, 533-541.
- Lizée, M.H. (2011) Diversité, organisation spatiale et fonctionnelle des communautés de papillons (lépidoptères, rhopalocères) en milieu urbain et périurbain : Rôle des espaces artificialisés en termes de conservation et de connectivité. PhD thesis, Aix Marseille Université, Marseille.
- Lizée, M. H., Bourdil, C., Barthélémy, C. & Deschamps-Cottin, M. (2014) Approche socio-écologique des parcs publics marseillais : relation entre gestion et biodiversité urbaine. *Méditerranée, revue géographique des pays méditerranéens / Journal of Mediterranean Geography*, **123**, 123-132.
- Lizée, M. H., Taton, T., & Deschamps-Cottin, M. (2015). Nested patterns in urban butterfly species assemblages : Respective roles of plot management, park layout and landscape features. *Urban Ecosystems*, **19**, 205-224.
- Luck, G. W., Smallbone, L. T. & O'Brien, R. (2009) Socio-economics and vegetation change in urban ecosystems : patterns in space and time. *Ecosystems*, **12**, 604-620.
- MacGregor-Fors, I., Avendaño-Reyes, S., Bandala, V. M., Chacón-Zapata, S., Díaz-Toribio, M. H., González-García, F., Lorea-Hernández, F., Martínez-Gómez, J., Montes de Oca, E., Montoya, L., Pineda, E., Ramírez-Restrepo, L., Rivera-García, E., Utrera Barillas, E. & Escobar, F. (2015) Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: a rapid biological assessment. *Urban Ecosystems*, **18**, 663-647.
- McGeoch, M. A. (1998) The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological reviews*, **73**, 181-201.
- McIntyre, N. E. (2011) Ecology in Cities : Processes Affecting Urban Biodiversity. *Urban Ecology patterns, processes, and applications* (eds. J.H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James, N.E. McIntyre), pp. 133-188.
- McIntyre, S. & Barrett, G. W. (1992) Habitat Variegation, An Alternative to Fragmentation. *Conservation Biology*, **6**, 1, 146-147.

- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, **52**, 10, 883-890.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, **127**, 3, 247-260.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, **11**, 2, 161-176.
- Michaud, H., Tison, J. M., Jauzein, P. (2014) *Flore de la France méditerranéenne continentale*. Eds. Naturalia Publications.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-Being : Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Miranda, A. C., Schielzeth, H., Sonntag, T., & Partecke, J. (2013). Urbanization and its effects on personality traits : a result of microevolution or phenotypic plasticity ? *Global Change Biology*, **19**, 9, 2634-2644.
- Noreika, N., Kotze, D. J., Loukola, O. J., Sormunen, N., Vuori, A., Päivinen, J. & Kotiaho, J. S. (2016). Specialist butterflies benefit most from the ecological restoration of mires. *Biological Conservation*, **196**, 103-114.
- Nowicki, P., Vrabec, V., Bizenhöfer, B., Feil, J., Zaksek, B., Hovestadt, T. & Settele, J. (2014) Butterfly dispersal in inhospitable matrix : rare, risky, but long-distance. *Landscape Ecology*, **29**, 401-412.
- Paulet, J.P. (2010) Chapitre 13 - La mer et le soleil : une attraction irrésistible. *La France villes et systèmes urbains* (eds. A. Colin), pp. 92-150.
- Porter, K. (1992) : Eggs and egg-laying. *The Ecology of Butterflies in Britain* (eds. R. H. Dennis), pp. 46-72, Oxford University Press, New York.
- R Development Core Team (2018). R : A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. ISBN 3-900051-07-0 (<http://www.R-project.org>).
- Ramalho, C. E., & Hobbs, R. J. (2012). Time for a change : dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, **27**, 3, 179-188.
- Rouquette, J. R., Dallimer, M., Armsworth, P. R., Gaston, K. J., Maltby, L. & Warren, P. H. (2013) Species turnover and geographic distance in an urban river network. *Diversity and Distributions*, **19**, 1429-1439.
- Sobczyk, R., Pabis, K., Wiczorek, G. & Salamacha, A. (2017) Distribution and diversity of butterflies (Lepidoptera, Rhopalocera) in urbanization zones of the central European city (Lodz, Poland). *North-Western Journal of Zoology*, **13**, 2, 337-340.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschamntke, T. (2000) Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters*, **3**, 449-456.
- Tam, K. C. & Bonebrake, T. C. (2016) Butterfly diversity, habitat and vegetation usage in Hong Kong urban parks. *Urban Ecosystems*, **19**, 2, 721-733.
- Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J., Asher, J., Fox, R., Clarke, R. T. & Lawton, J. H. (2004) Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, **303**, 5665, 1879-1881.
- Thomas J. A. (2016) Butterfly communities under threat. *Science*. **353**, 6296, 216-218.
- Tschaentke, T., Tylianakis, J. M., Wade, M. R., Wratten, S. D., Bengtsson, J. & Kleijn, D. (2007) Insect conservation in agricultural landscapes. *Insect Conservation Biology* (eds. A. J. A. Stewart, T. R. New, O. T. Lewis), pp. 383-404.
- United Nations Population Division, Department of Economic and Social Affairs (2015). *World Urbanization Prospects : The 2014 Revision*, (ST/ESA/SER.A/366).
- Ward Jr., J. H. (1963) Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association*, **58**, 301, 236-244.
- Whittaker, R. H. (1965) Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, **147**, 250-260.

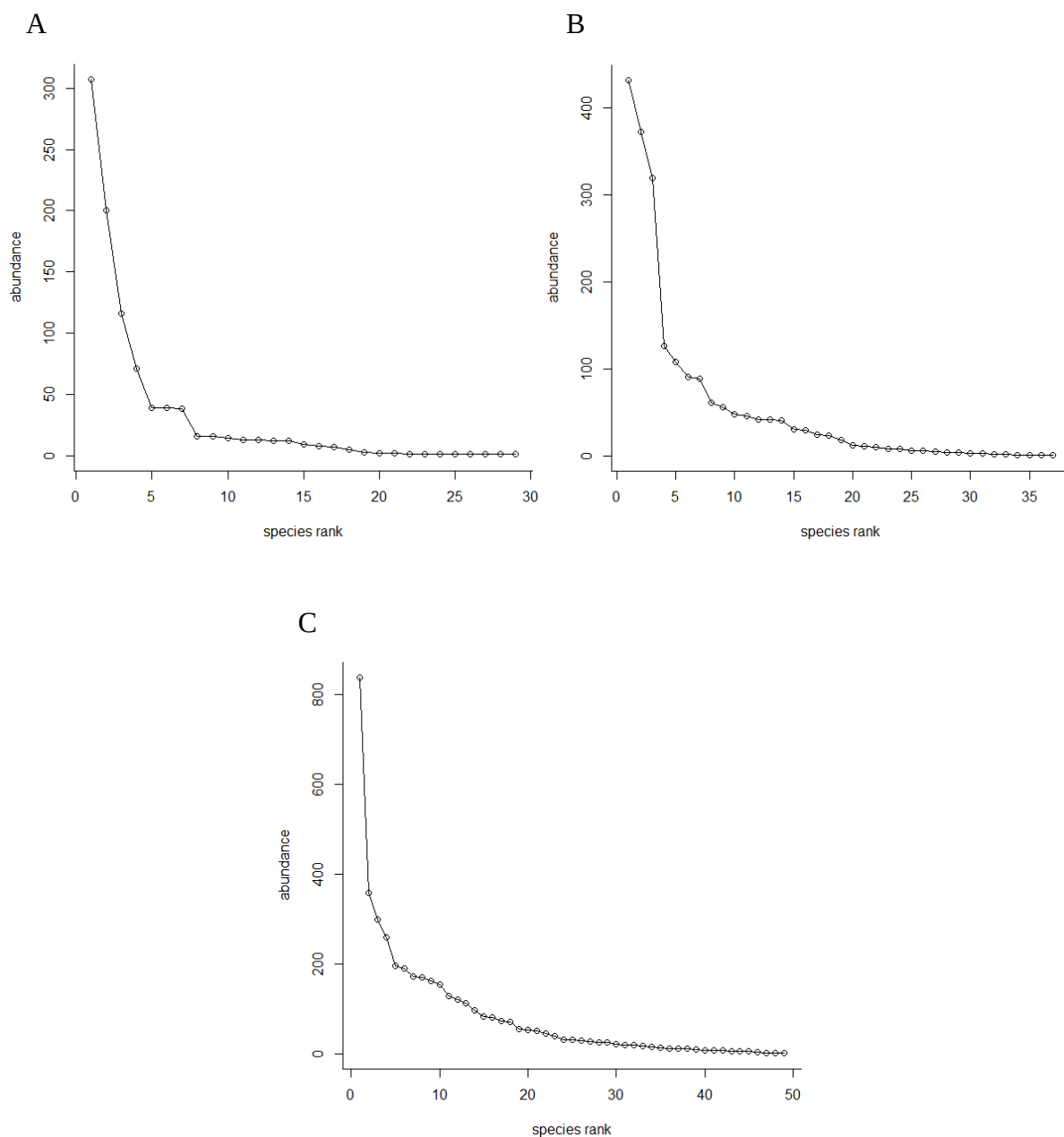
Wood, B. C. & Pullin, A. S. (2002) : Persistence of species in a fragmented urban landscape: the importance of dispersal ability and habitat availability for grassland butterflies. *Biodiversity and Conservation*, **11**, 1451-1468.

Table des annexes

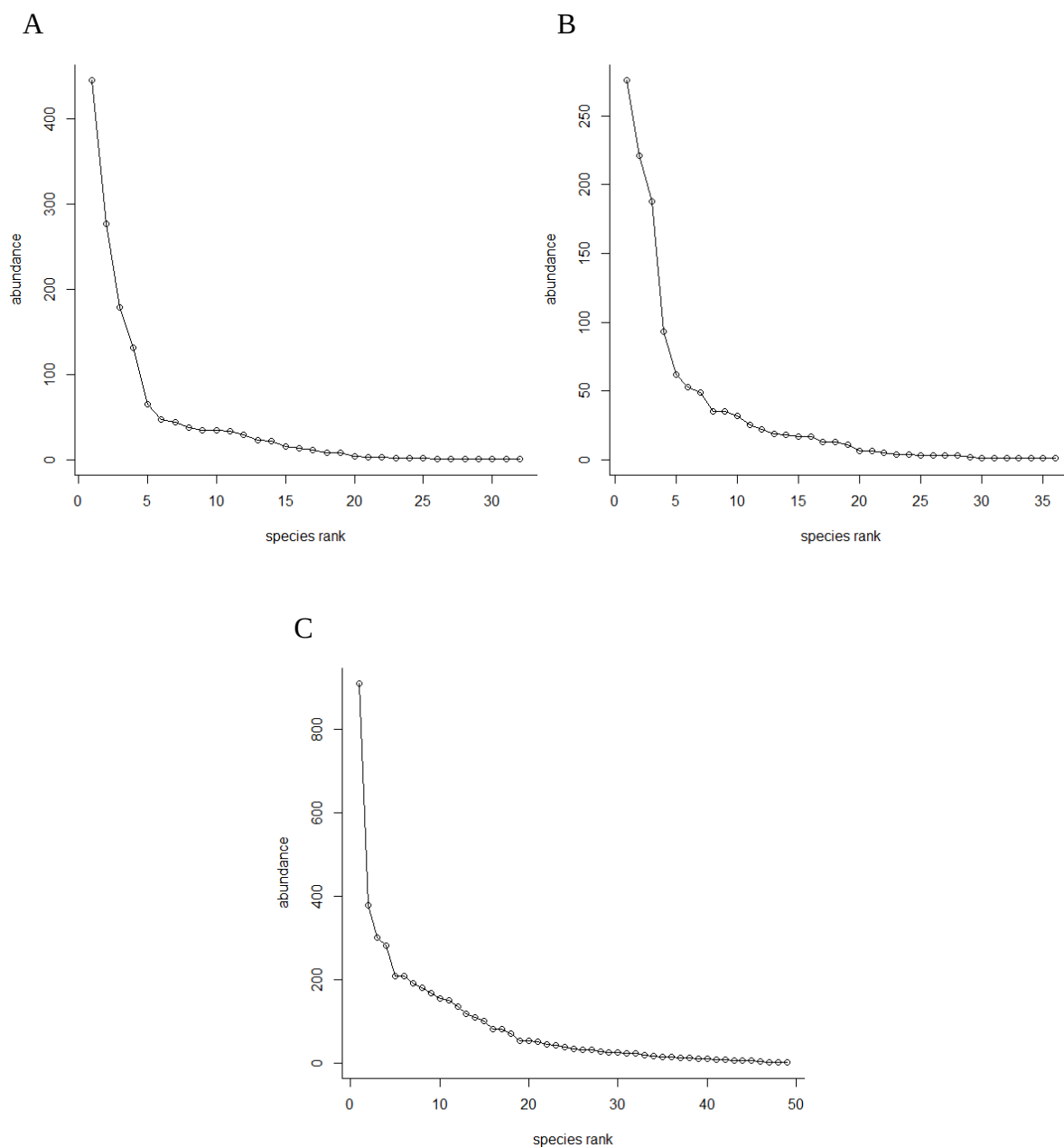
Annexe I : Diagrammes Rang-Abondance des espèces pour chaque niveau d'urbanisation selon le classement des parcs avec le gradient défini par les paramètres abiotiques.

Annexe II : Diagrammes Rang-Abondance des espèces pour chaque niveau d'urbanisation selon le classement des parcs avec le gradient défini par les paramètres biotiques.

Annexe I : Diagrammes Rang-Abondance des espèces pour chaque niveau d'urbanisation selon le classement des parcs avec le gradient défini par les paramètres abiotiques. A : Centre-ville, B : Intermédiaire, C : Périphérie.



Annexe II : Diagrammes Rang-Abondance des espèces pour chaque niveau d'urbanisation selon le classement des parcs avec le gradient défini par les paramètres biotiques. A : Centre-ville, B : Intermédiaire, C : Périphérie.



Résumé :

L'urbanisation est un phénomène global qui s'accélère depuis la deuxième moitié du XX^{ème} siècle. Pour mesurer et suivre ses effets sur la biodiversité, il est possible d'utiliser des indicateurs. Dans notre étude, les objectifs ont été de suivre la structure spatio-temporelle des communautés de papillons sur le long terme et, de mettre en évidence des espèces indicatrices permettant d'évaluer la qualité des parcs urbains en lien avec leur aménagement et leur gestion. Le long du gradient d'urbanisation (de la périphérie vers le centre-ville) et sur les 8 années de suivi (inventaires réalisés tous les 2 ans), nous avons observé une diminution stable dans le temps (8 ans) des communautés de papillons (termes d'abondance, de richesse et de diversité spécifique). Nous avons constaté que la définition du gradient d'urbanisation par des paramètres abiotiques comme la quantité d'habitats disponibles, l'isolement par rapport au milieu naturel, et le degré de fragmentation n'expliquaient pas complètement la structure des communautés. Une re-définition du gradient d'urbanisation selon des paramètres biotiques prenant en compte l'abondance, la richesse et la diversité spécifique a alors permis de montrer l'influence de facteurs locaux comme la diversité des habitats et la richesse floristique, sur la structuration des communautés. Par ailleurs, nous avons observé que les espèces retrouvées en centre-ville sont des espèces généralistes tandis que celles retrouvées en périphérie sont des espèces spécialistes. Nous avons aussi mis en évidence l'existence de 3 espèces caractéristiques : *Maniola jurtina* caractéristique de la périphérie, et *Pararge aegeria* et *Polyommatus icarus* caractéristiques de l'intermédiaire. Enfin, nous avons observé que plusieurs espèces méditerranéennes inféodées aux espèces végétales méditerranéennes notamment pourraient constituer de bons indicateurs pour évaluer l'aménagement et la gestion mise en place et savoir si celle-ci favorise la biodiversité locale. Il s'agit de *Gonopteryx cleopatra*, *Libythea celtis*, *Charaxes jasius* présentes en centre-ville et en intermédiaire et *Pyronia cecilia*, *Pyronia bathseba*, *Coenonympha dorus*, *Satyrus esculi* seulement présentes en périphérie.

Mots-clés : Communautés de Papillons – parcs urbains – gradients – habitats – espèces indicatrices

Summary :

Urbanization is a global phenomenon that has been accelerating since the second half of the 20th century. To measure and monitor its effects on biodiversity, it is possible to use indicators. In our study, the objectives were to follow the spatio-temporal structure of butterfly communities over the long term, and to highlight indicator species that make it possible to evaluate the quality of urban parks in relation to their layout and management. Along the gradient of urbanization (from the periphery to the city center) and over the 8 years of monitoring (inventories made every 2 years), we observed a stable decrease over time (8 years) of the butterfly communities (terms of abundance, richness and specific diversity). We found that the definition of the urbanization gradient by abiotic parameters such as the amount of available habitat, isolation from the natural environment, and the degree of fragmentation did not fully explain communities structure. A re-definition of the urbanization gradient according to biotic parameters taking into account the abundance, the richness and the specific diversity then made it possible to show the influence of local factors like the diversity of the habitats and the floristic richness, on communities structure. In addition, we observed that species found in the city center are generalist species while those found in the periphery are specialist species. We also highlighted the existence of 3 characteristic species : *Maniola jurtina* characteristic of the periphery, and *Pararge aegeria* and *Polyommatus icarus* characteristics of the intermediate. Finally, we observed that several Mediterranean species that are particularly dependent on Mediterranean plant species could be good indicators for assessing the layout and management that has been put in place and find out if it promotes local biodiversity. These are *Gonopteryx cleopatra*, *Libythea celtis*, *Charaxes jasius* present in the city center and in the intermediate and *Pyronia cecilia*, *Pyronia bathseba*, *Coenonympha dorus*, *Satyrus esculi* only present on the periphery.

Keywords : Butterfly communities – urban parks – gradients – habitats – indicator species