



Rémy CHIFFLET, Audrey MURATET et
Nathalie MACHON
Conservatoire botanique national du Bassin
Parisien
Muséum national d'histoire naturelle
61, rue Buffon
75005 Paris
E-mail : muratet@mnhn.fr

IMPACT DES STRUCTURES URBAINES SUR LES MOUVEMENTS DE POLLEN : CAS DES POPULATIONS DE CHÉLIDOINE

Résumé

En ville, la fragmentation des habitats est très importante en raison de la présence de nombreux bâtiments en grande densité. Elle contraint les populations, dans des sites de petite taille séparés les uns des autres par des constructions. Or il est connu que les petites populations trop isolées ont une forte probabilité d'extinction. Les flux de gènes permettraient d'atténuer ces effets de la fragmentation. Il est donc important, dans une optique de conservation de la biodiversité urbaine, de les mesurer.

Le but de cette étude est donc de caractériser les flux génétiques inter et intra-populations par des mesures directes (suivi des flux de pollen à l'aide de poudres fluorescentes colorées) en milieu urbain. Nos premiers résultats nous ont permis de démontrer que (i) la proportion des plantes pollinisées diminue avec la distance à la source, (ii) la majorité des événements de pollinisation s'effectue à proximité de la source et (iii) la présence d'obstacles (bâti) induit une diminution des mouvements de pollen entre les populations.

CONTEXTE

L'intensification des activités humaines, notamment l'urbanisation, entraîne une destruction et une fragmentation des habitats. Cette fragmentation modifie le paysage et affecte les écosystèmes, les populations et les espèces. Elle a notamment pour effet principal de diviser les populations larges et continues en plusieurs fragments plus petits. Les fragments ou sous-populations, provenant initialement d'une même population, peuvent être plus ou moins isolés en fonction des structures du paysage et de la distance d'éloignement les uns des autres (Young *et al.*, 1996).

Les populations de taille réduite et d'isolement maximal seront fortement menacées d'extinction. Si ces menaces sont d'ordre démographique, environnemental et génétique, on parlera de risques stochastiques. De plus, toutes les populations, de petites ou de grandes tailles, sont soumises à des catastrophes naturelles (inondations, feux, infections...) (Pimm *et al.*, 1988; Liernert, 2004).

Si la taille des populations influence les risques d'extinction, la façon dont les fragments sont agencés et connectés dans le paysage est également un facteur important. La capacité d'une



R. CHIFFLET/CEBMP-MNHN

Figure 1 : Fleurs de Chélidoine pollinisées par *Apis mellifera*

espèce à coloniser un nouveau fragment, dépend de la distance entre les fragments, de l'état de la matrice interstitielle (type de recouvrement, défriché ou non...) (Saunders *et al.*, 1991 ; Young *et al.*, 1996) et de sa propre capacité de dispersion.

Chez les plantes, les flux de gènes se produisent par la migration des propagules (reproduction végétative), des graines ou encore du pollen. La dispersion des graines et du pollen peut être de deux types : anémochore/anémophile (migration par le vent), ou entomochore/entomophile (migration due aux insectes).



R. CHIFFLET CBNBP-MNH

Figure 2 : Fleurs de Chélidoine pollinisées par *Bombus sp.*

Dans le cadre de ces études préliminaires, seuls les flux de pollen ont été pris en compte. La migration du pollen dépend, selon les espèces, de l'attractivité des fleurs pour les pollinisateurs et de la distance de butinage de l'insecte et/ou de la capacité du grain de pollen à être déplacé par le vent (adaptations structurelles).

Indépendamment des risques stochastiques induits par la fragmentation de l'habitat, le comportement des pollinisateurs dans des petites et des grandes populations peut également avoir une incidence sur la viabilité de ces populations. Pour les pollinisateurs, les grandes populations d'une même espèce ou les grands fragments avec différentes espèces de plantes sont souvent plus attractifs que les petits fragments (Sih et Baltus, 1987). Une explication possible est qu'ils "jugent" que la récompense (nectar et/ou pollen) n'est pas suffisamment abondante dans les populations de petite taille (effectif faible) ou d'abondance réduite (individus éloignés) pour justifier leur déplacement et leur récolte.

En ville, la fragmentation des habitats est très importante en raison de la densité des immeubles. La plupart des espèces en milieu urbain vivent ainsi dans des populations isolées, de petite taille et dans des zones réduites. Ces populations sont donc soumises à de fortes menaces d'extinction (Klaus *et al.*, 2003).

OBJECTIFS

Les travaux rapportés ici s'inscrivent dans le cadre d'un travail en écologie urbaine effectué au Muséum national d'histoire naturelle. Le modèle d'étude est une espèce végétale commune de la famille des Papavéracées : *Chelidonium majus* L. L'objectif est de suivre les flux génétiques inter et intra-populations dans un milieu densément construit (l'enceinte du Muséum) par des mesures directes des flux de pollen.

MÉTHODOLOGIE

Caractéristiques de l'espèce

Chelidonium majus (la Chélidoine ou l'Herbe aux verrues) est une espèce pérennante qui s'observe dans les friches, les pelouses, les fissures des murs et les lieux plus ou moins piétinés. Il s'écoule de la plante, quand on la brise, un suc jaune orangé (latex) légèrement toxique. Les fleurs produisent du nectar et la pollinisation est assurée par des insectes hyménoptères, diptères, et quelques coléoptères et lépidoptères.

Site d'étude et caractéristiques des populations

Le site d'étude se situe dans l'enceinte du Muséum national d'histoire naturelle dans le 5^{ème} arrondissement de Paris, entre les différents bâtiments de l'Ilot Poliveau. Ce site a été retenu pour : (i) la présence de nombreuses sous-populations de Chélidoine, (ii) sa structure comparable à celle d'un quartier urbain classique, (iii) sa facilité d'accès de jour comme de nuit et (iv) son isolement vis-à-vis du public (ce qui a évité les dégradations intentionnelles ou non).

Sept populations de Chélidoine ont été étudiées : trois populations naturelles poussant spontanément dans l'Ilot Poliveau et quatre populations artificielles (plantes en pot). Les quatre populations artificielles ont été déplacées au gré des besoins de l'expérience et ont pu même être regroupées en une population unique séparée de la source de poudre fluorescente par la présence d'un mur. Des individus isolés, n'appartenant à aucune des populations répertoriées, sont également présents à l'intérieur de cette zone d'étude.

Suivi des mouvements de pollen

Nous avons utilisé des poudres fluorescentes pour suivre les mouvements de pollen et évaluer les flux de gènes. Ces poudres peuvent être considérées comme des analogues du pollen, et sont utilisées pour (i) tracer les mouvements des insectes pollinisateurs, (ii) estimer le transfert de pollen et (iii) évaluer l'origine spatiale du pollen dispersé grâce aux différentes couleurs de poudre existant. Elles sont utilisées pour l'étude de phénomènes de courtes distances et ne modifieraient pas le comportement des insectes pollinisateurs. L'expérimentation a donc consisté à poser



Figure 5 : Exemple d'une fleur après dépôts de poudre fluorescente

R. CHIFFLET CBNBP-MNH

RÉFLEXIONS SUR LES ENJEUX DE LA BIODIVERSITÉ URBAINE

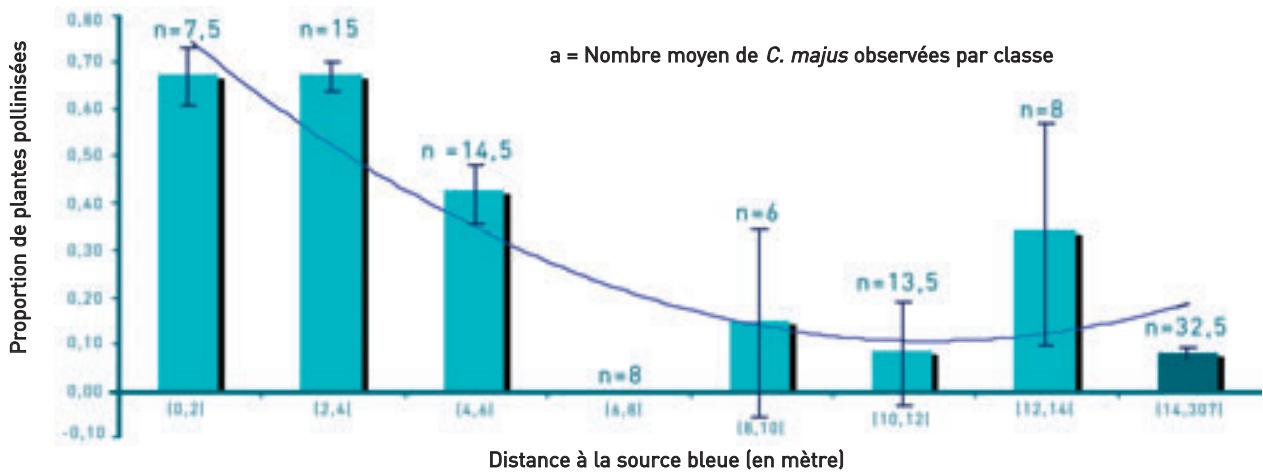


Figure 6 : Proportion de *Chelidonium majus* pollinisées en fonction de la distance à la source de poudre bleue. Les barres d'erreur correspondent aux écarts-types, calculés sur deux répétitions

R.CHIFFLET CBNBP-MNHN



Figure 1



Figure 2

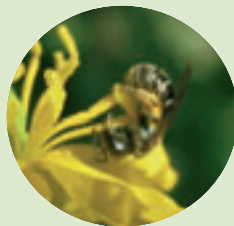


Figure 3



Figure 4

de la poudre fluorescente sur certaines plantes. La nuit venue, toutes les fleurs de Chélidoine de l'Ilot Poliveau ont été observées à la lueur d'une lampe à UV (figure 5) et la présence / absence de poudre a été relevée. Les distances de migration d e pollen sont calculées grâce à des données GPS. La présence d'obstacles (murs, immeubles...) a été notée.

RÉSULTATS

Lors des mesures de fluorescence dans les populations de Chélidoine, nous avons pu noter que la proportion de plantes pollinisées diminuait avec la distance à la source et que la majorité des plantes pollinisées étaient proches de la source. Cependant, nous avons pu noter la présence d'événements de pollinisation à longue distance (figure 6).

Le nombre d'insectes observés sur un comptage de 100 fleurs varie entre 0 et 17. Le maximum d'insectes a été observé dans la plus grande population de Chélidoine (204 individus contre 13 en moyenne dans les autres populations).

Les insectes observés, sur les fleurs de Chélidoine étaient des *Bombus sp.* (53,7% ; voir figure 2), *Apis mellifera* (36,6% ; voir figure 1), *Colletes sp.* (Abeilles sauvages, 4,9% ; voir figure 3), *Syrphidae* (2,4% ; voir figure 4) et les coléoptères (2,4%).

Etant donné la grande diversité de situations, d'autres résultats ont pu être obtenus qui ne sont pas étayés par des analyses statistiques (faute de puissance).

Nous avons regardé l'effet d'une structure type « mur de clôture » (2.50 m de haut) sur les mouvements de pollen. D'après nos résultats, la présence d'un mur diminue la proportion de plantes pollinisées de 10% et conduirait donc à la diminution des flux de pollen entre populations. Les plantes enfermées dans une cour d'immeuble n'ont pas reçu de poudre fluorescente. Elles sont donc, *a priori* isolées des autres populations.

CONCLUSION

L'utilisation de poudres fluorescentes nous a permis de mettre en évidence que la distance de

pollinisation dépend fortement de la distance de la source de pollen. En effet, il semblerait que la majorité des plantes pollinisées soient proches de la source en pollen en milieu urbain. Il existe cependant quelques événements à longue distance qui pourraient permettre tout de même des échanges entre des populations éloignées. D'autre part, nous avons pu remarquer que les petites populations étaient moins visitées que les grandes populations de Chélidoine. Enfin, d'après ces résultats préliminaires, la présence d'un bâti (mur, bâtiment, clôture...) serait une entrave pour les mouvements de pollen donc sur les flux de gène.

Ces résultats préliminaires sur l'effet de différentes structures urbaines devront être quantifiés plus finement par d'autres expérimentations (notamment pour permettre des analyses statistiques robustes).

Cependant, les premiers résultats montrent que des espaces verts trop petits et trop isolés, au

sein de structures urbaines trop denses, ont peu de chance de maintenir une diversité végétale importante. En effet, les espèces les plus dépendantes d'échanges de flux de gènes (comme les plantes pollinisées par les insectes, c'est-à-dire celles qui exhibent de grandes fleurs colorées et odorantes) auront tendance à disparaître peu à peu au bénéfice de plantes plus pérennes à reproduction végétative majoritaire (comme beaucoup de poacées (*Lolium perenne* L. par exemple). La présence de « continuités biologiques », c'est-à-dire de structures permettant la présence de plantes relais entre les populations, telles que de petites friches interstitielles, des pieds d'arbres etc. pourrait permettre le maintien d'un certain nombre d'espèces dans le tissu urbain. ■

BIBLIOGRAPHIE

- Klaus G., G. Kozłowski, S. Brenneisen, H-P. Rusterholz, D. Burckhardt, P. Lindemann Matthies et I. Seidl. 2003. Dossier: Biodiversité et milieu urbain. *Hotspot : Forum Biodiversité Suisse* 8, p 3-16.
- Liernert J. 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations – a review. *Journal of Nature Conservation* 12, p 53-72.
- Malluri J. et JM. Mallarach. 2005. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning* 71, p. 243-262.
- Pimm S.L., H.L. Jones et J. Diamond. 1988. On the risk of extinction. *The American Naturalist* 132, p 757-785.
- Rudd H., J. Vala et V. Schaefer. 2002. Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: a connectivity analysis of urban green spaces. *Restoration Ecology*, 10, p 403-412.
- Saunders D.A., R.J. Hobbs et C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5 (1), p 18-32.
- Sih A. et M.S. Baltus. 1987. Patch size, pollinator behavior and pollinator limitation in catnip. *Ecology* 68, p 1679-1690.
- Young A., T. Boyle et T. Brown. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* 11, p 413-418.