

Chapitre 3

Les inégalités sociales d'accès à la biodiversité en ville

Marianne Cohen

La question des inégalités sociales d'accès à la biodiversité en ville est un point important à élucider afin de concevoir des politiques publiques pouvant les corriger, et que afin que cet enjeu soit partagé par le plus grand nombre. À l'heure où certains médias parlent d'accapement par les catégories aisées des quartiers les plus verdoyants, dans lesquels l'effet des canicules est atténué, il convient de préciser les termes du titre de ce chapitre. Dans ce qui suit, nous allons donc présenter ces notions et les discuter à la lumière d'études bibliographiques de travaux de recherche réalisés dans divers contextes géographiques, y compris d'études auxquelles nous avons participé (Chamberlain *et al.*, 2020; Cohen *et al.*, 2012; Kuras *et al.*, 2020; Leong *et al.*, 2018). Nous présenterons aussi les différentes notions mobilisées pour croiser les données sociales, décrivant les inégalités entre les ménages, et les données écologiques, décrivant la biodiversité. Le nombre important d'articles que nous avons recensés sur cette thématique, sans prétention d'exhaustivité, témoigne de l'attention croissante de la communauté scientifique à cette question et de la nécessité de la partager avec un large lectorat.

► Définir les inégalités sociales et l'accès à la biodiversité

Inégalités sociales, voilà un terme qui semble assez clair et qui a été défini par les sociologues et les économistes (Galland et Lemel, 2024), mais dont la mesure est pourtant moins triviale qu'il n'y paraît lorsque l'on envisage de le comparer avec la biodiversité (encadré 3.1). Outre le revenu moyen ou médian, on peut s'intéresser au mode de vie des ménages, car l'accès à la biodiversité n'aura pas le même sens pour un ménage possédant une résidence secondaire, dans laquelle il peut se rendre les week-ends (ou en temps de pandémie), et un ménage ne pouvant compter que sur la biodiversité associée à son lieu de résidence. De là l'intérêt de coupler l'approche statistique des inégalités avec des enquêtes auprès des ménages, ce qui a été réalisé dans quelques études (Cohen *et al.*, 2012).

Puisque l'on s'intéresse à l'accès à la « biodiversité », un paramètre de distance est souvent pris en considération en utilisant des systèmes d'information géographique (SIG). Il est possible de réduire cette distance au maximum, et de considérer que ces inégalités sociales d'accès peuvent être mesurées au sein même des unités résidentielles dans lesquelles la biodiversité est mesurée par des inventaires floristiques et faunistiques, ou dans des espaces verts publics situés à leur strict voisinage (Cohen *et al.*, 2012), bien qu'une telle approche fasse fi de l'inégale mobilité des ménages.

Encadré 3.1. Comment caractériser les inégalités sociales ?

Il est possible d'appréhender les inégalités sociales par le revenu moyen ou médian, une donnée collectée en France par l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) et accessible à l'échelle des îlots regroupés pour l'information statistique (Iris), ce qui permet de réaliser des cartes. Cette agrégation spatiale correspond approximativement à 2000 ménages afin de garantir la confidentialité des données. La moyenne ou la médiane du revenu ne nous diront toutefois pas si, dans un Iris où le revenu moyen des ménages est élevé, résident des ménages modestes habitant les logements les plus exigus et les moins confortables (par exemple, les anciennes «chambres de bonne» situées sous les toits des immeubles haussmanniens des quartiers bourgeois parisiens). Pour affiner l'analyse, on peut s'intéresser aux profils socioprofessionnels. Les catégories socio-professionnelles, auparavant au nombre de 41, ont été depuis agrégées par l'Insee en sept catégories. Ces catégories simplifiées renseignent incomplètement sur les inégalités sociales. Par exemple, les artisans, commerçants et chefs d'entreprise sont regroupés dans une même catégorie, de même les retraités, quel que soit leur métier d'origine, alors que leurs revenus et leurs modes de vie peuvent être très différents. Il faut demander la levée du secret statistique pour obtenir des données désagrégées en 41 catégories. D'autres travaux vont prendre en compte les aides financières afin de déterminer des poches de pauvreté, et de les opposer à des Iris où les revenus sont les plus élevés, selon un gradient particulièrement marqué et croissant à l'échelle de la métropole du Grand Paris (Boussard et Martinez, 2017).

Assez aisé en France, l'accès aux données sur les revenus des ménages est inégal selon les pays. Ainsi pour le Grand Londres, les statistiques sur le revenu des ménages sont moins récentes que dans la métropole du Grand Paris. Lorsque les statistiques ne sont pas en libre accès, il faut s'appuyer sur une bonne connaissance de la diversité culturelle de la population des quartiers en partie liée au niveau d'aisance des ménages, ainsi que sur l'observation des pratiques afin d'explorer indirectement le lien entre inégalités sociales et biodiversité dans l'espace public. Aux États-Unis, plusieurs études ont intégré l'origine ethnique des habitants des quartiers afin d'affiner l'appréhension des inégalités sociales, voire un ensemble de paramètres, de façon à caractériser des groupes sociaux associés avec différents niveaux de biodiversité végétale et aviaire dans les espaces résidentiels et de petits parcs (Kinzig *et al.*, 2001, cité par Leong *et al.*, 2018).

L'approche par la proximité aux espaces verts est aisément réalisable en utilisant des images de télédétection ou des cartes d'occupation des sols, en déterminant, avec un SIG, des zones tampons autour des espaces verts correspondant à la mobilité piétonne des citoyens et les croisant avec une carte des revenus moyens ou médians. Dans les villes où les quartiers verdoyants sont habités par des ménages aisés, de nombreux travaux ont conclu à des inégalités sociales d'accès à ce qui est improprement appelé la «biodiversité», et qui correspond plutôt aux espaces verts ou aux arbres d'alignement. C'est pourquoi nous n'avons pas considéré dans ce chapitre les études s'appuyant exclusivement sur la couverture végétale pour tester le lien entre biodiversité et aisance des ménages.

Un autre point important est le statut foncier des espaces contenant la biodiversité. Selon qu'il s'agisse d'espaces publics, de zones protégées d'accès libre ou payant, de jardins privés ou encore d'espaces non ouverts au public, l'accès sera plus ou moins

sélectif pour les habitants d'un quartier. À l'échelle internationale, près de la moitié des études ayant traité du lien entre biodiversité et inégalités sociales ont été réalisées dans des zones résidentielles d'usage privatif et seulement 20% dans des espaces publics, d'après l'étude bibliographique d'Evan Kuras et ses coauteurs (Kuras *et al.*, 2020). Dans la ville de Paris, les logements étant essentiellement collectifs, l'accès à la biodiversité s'opère par l'espace public. Si l'étude s'étend à la métropole du Grand Paris, dans laquelle la proportion de logements individuels croît avec la distance aux limites de Paris¹⁹, il faudra aussi tenir compte des jardins privatifs. Ceci suppose d'y accéder pour réaliser des inventaires floristiques et faunistiques et d'y réaliser des enquêtes afin de comprendre le sens que les jardiniers donnent aux assemblages d'espèces végétales qu'ils ont créés et tolérés dans leurs jardins.

► Qu'entendre par biodiversité ?

Nous en arrivons au troisième terme du titre de notre chapitre, celui de *biodiversité*, qui, dans les milieux urbains, n'est pas aussi consensuel qu'on pourrait le penser. L'école américaine d'écologie urbaine prend en considération l'ensemble des espèces natives (indigènes, dans la terminologie scientifique) et exotiques (Leong *et al.*, 2018), ce que nous désignons par biodiversité *sensu lato* (BSL), alors que d'autres auteurs vont plutôt insister sur la proportion d'espèces natives, voire ne considérer que ces dernières pour quantifier la biodiversité urbaine *sensu stricto* (BSS; Cohen *et al.*, 2012). Dans certaines études (non retenues dans cet article), les auteurs associent la présence d'un espace vert à la « biodiversité », sans avoir réalisé d'inventaires floristiques ou faunistiques.

En effet, en ville, une grande partie des végétaux ont été achetés et plantés, ils sont souvent exotiques et ont été choisis pour leur valeur ornementale : c'est une biodiversité horticole. Par exemple, dans la ville de Paris, les inventaires floristiques réalisés dans les espaces verts en intégrant les espèces végétales natives et exotiques (BSL) montrent une proportion plus importante d'espèces exotiques (par exemple, *Pelargonium sp.* et *Choisya ternata*) dans les jardins privés que dans les jardins publics (Cohen *et al.*, 2014). L'étude de la biodiversité dans les espaces publics réalisée avec le Conservatoire national botanique du Bassin parisien s'est quant à elle fondée exclusivement sur les espèces natives spontanées (BSS), avec quelques exceptions pour les arbres plantés s'ils constituaient un habitat pour la faune (Cohen *et al.*, 2012). Selon les habitants que nous avons interrogés, les espaces verts urbains abritent un « grand nombre de plantes et d'animaux » (BSL), ce qui n'a été que partiellement vérifié par les inventaires botaniques limités aux espèces végétales natives spontanées dans les espaces publics (BSS).

Alors que la proportion d'espèces natives et exotiques, et la différenciation entre espèces spécialistes et généralistes, ont fortement mobilisé les études d'écologie urbaine, cette typologie ne recouvre pas toujours l'opposition entre les espèces plantées et celles s'étant développées spontanément, du fait d'une certaine évolution de la conception et de la gestion des jardins urbains. Ainsi, dans les villes de climat chaud et aride, la mode du *xero-landscaping*, avec la plantation d'espèces succulentes dans les nouveaux quartiers aisés proches du désert, a accompagné la généralisation de la climatisation, l'ombrage des arbres n'étant plus nécessaire, et explique l'abondance des oiseaux et des lézards natifs du désert (par exemple, *Urosaurus ornatus*; Lerman et Warren, 2011,

19. Atelier parisien d'urbanisme (Apur), 2019. *Types de logements à la parcelle*, <https://www.apur.org/fr/geo-data/types-logements-parcelle>.

Ackley *et al.*, 2015, cités par Leong *et al.*, 2018). Dans les espaces publics, certaines municipalités implantent des espèces natives adaptées au climat aride (par exemple, *Prosopis cineraria*), l'irrigation intensive des plantes exotiques facilitant en parallèle l'installation spontanée d'espèces herbacées communes exigeantes en eau (Cohen *et al.*, 2021; Leong *et al.*, 2018). Dans des villes au climat moins contraignant, les habitants continuent de choisir des arbres d'ombrage (par exemple, *Arecastrum romanzoffianum*) dans les quartiers les plus chauds de Los Angeles (Avolio *et al.*, cité par Leong *et al.*, 2018). Dans les régions tempérées, cette écologisation de la conception des jardins et de leur entretien passe par la mise en place de jardins naturels où sont semées des espèces natives (figure 3.1), et par l'arrêt de l'usage des herbicides, ce qui favorise l'installation d'espèces spontanées, généralement assez communes (cosmopolites dans la terminologie scientifique; Cohen *et al.*, 2012). Cette tendance, d'abord mise en place par les municipalités dans les espaces publics, se diffuse peu à peu dans les jardins privés avec l'interdiction des produits phytosanitaires, et en fonction de la tolérance des jardiniers à ce qu'ils nomment « herbes folles » ou « mauvaises herbes ». Dans des études menées dans des pays du Sud ou dans des jardins communautaires, le choix des végétaux diffère selon le modèle culturel de jardin auquel adhèrent les ménages aisés (jardin colonial, constitué d'espèces exotiques) et modestes (jardin autochtone, constitué d'espèces utilitaires, par exemple *Carica papaya* – Bigirimana *et al.*, Davoren *et al.* –, à usage spirituel, par exemple, *Tagetes erecta* – Clarke et Jenerette, cités par Leong *et al.*, 2018).

2015
2012
2016



Figure 3.1. Jardin naturel dans le 20^e arrondissement à Paris (crédits : Marianne Cohen).

Le jardin naturel à visée pédagogique a reconstitué plusieurs écosystèmes franciliens dans le 20^e arrondissement parisien.

» Définir la ville

Finissons cet inventaire par la *ville*, là encore un terme qui semble évident, mais qui n'est toutefois pas défini de façon homogène (encadré 3.2). Les études d'écologie urbaine ont souvent fait l'hypothèse d'un rôle positif de la distance au centre et négatif de la

densité urbaine pour la biodiversité, et ont étendu leurs études le long de gradients allant du centre-ville jusqu'aux limites du périurbain. Ce mode d'échantillonnage n'a toutefois pas été systématiquement appliqué dans les études traitant des inégalités sociales d'accès à la biodiversité.

Encadré 3.2. La ville, une pluralité de définitions

Chaque pays va définir la ville en fonction de seuil de population, et de distance minimale entre des constructions ou d'autres critères. À l'échelle européenne, le programme Corine Land Cover lancé en 1990 avait pour ambition de mesurer le phénomène d'urbanisation, mais a buté sur le phénomène des noyaux de péri-urbanisation du fait de la résolution des images de télédétection. En France, l'Insee définit la ville par un bâti espacé de moins de 200 mètres et un seuil de 2000 habitants*. À l'intérieur d'une ville, des zonages sont réalisés selon la fonctionnalité des espaces, sans prendre forcément en compte leur matérialité. Ainsi, les zones pavillonnaires associant bâti et jardins sont classées comme « zone d'habitation » et les jardins y sont considérés comme des « vacants » susceptibles d'être exhaustivement urbanisés, accentuant encore l'artificialisation des villes et le recul de la biodiversité, comme cela a été discuté lors des récentes « Rencontres pavillonnaires » organisées par l'Apur**.

* Insee, 2025. Base des unités urbaines 2020, <https://www.insee.fr/fr/information/4802589>.

** Apur, 2023. *Rencontres pavillonnaires*, <https://www.apur.org/fr/agenda/rencontres-pavillonnaires>.

» Des notions clés pour croiser des données très différentes

Si l'on s'intéresse maintenant à l'ensemble du titre de notre chapitre, d'autres questions émergent. Nous avons déjà évoqué les questions de méthode, les SIG, les statistiques et des modèles plus sophistiqués pouvant être utilisés dans les travaux scientifiques pour mettre à jour ces *inégalités sociales d'accès à la biodiversité en ville*. Si l'on compare différents travaux réalisés sur cette thématique, on peut voir que des notions vont être mobilisées pour croiser des données de natures différentes, appartenant à divers registres disciplinaires des sciences humaines et sociales ainsi que des sciences de la nature. La recherche des bons termes, permettant de faire le lien entre ces registres, est l'un des défis de la recherche interdisciplinaire. Il faut d'abord se méfier des faux amis, ainsi la notion d'injustice environnementale a été très documentée aux États-Unis ainsi qu'à l'échelle mondiale, où il a été démontré que les ménages les plus modestes ou appartenant aux minorités ethniques habitaient des quartiers pollués. Toutefois, ce terme s'applique plus difficilement à la biodiversité, en particulier du fait de son association (probablement abusive) avec des espaces verts appréciés du public (voir par exemple les enquêtes de l'Union nationale des entreprises du paysage, Unep²⁰). On peut malgré tout s'interroger sur l'effet d'atténuation ou, au contraire, de confirmation des inégalités sociales de l'accès à la biodiversité (Kinzig et Grove, 2001). D'autres notions vont être plus largement mobilisées, comme le *luxury effect*, les services écosystémiques et l'infrastructure verte.

20. Unep, 2024. *Les entreprises du paysage*, <https://www.lesentreprisesdupaysage.fr/>.

► Le luxury effect

Commençons par le *luxury effect*, à savoir la relation positive entre l'aisance des ménages et la biodiversité, une hypothèse que souhaitent vérifier de nombreux travaux scientifiques à la suite d'une étude pionnière réalisée à Phoenix, Arizona (Hope *et al.*, cité par Leong *et al.*, 2018). Cette étude a démontré une corrélation positive entre le revenu des ménages et la richesse en plantes ligneuses pérennes, pour la plupart exotiques et plantées (BSL). Toutefois, corrélation ne signifie pas causalité, de nombreux paramètres sous-tendant cette relation. D'après les 34 études que nous avons consultées, le *luxury effect* est généralement vérifié, mais il dépend du contexte et de la méthodologie choisie, du type d'échantillonnage (intégrant ou non des zones non urbaines) et des définitions de la biodiversité (BSL *versus* BSS). Ainsi, il est positif dans plus de 80 % des études réalisées dans des terrains résidentiels privés, et seulement dans 40 % de celles réalisées dans les espaces publics d'après l'étude bibliographique d'Evan Kuras et ses coauteurs (Kuras *et al.*, 2020). Deux paramètres amplifient cet effet, l'aridité du climat et la dominance des espèces exotiques, alors que c'est l'inverse dans des études prenant en considération les espèces natives. Ainsi, Dan Chamberlain et ses coauteurs (Chamberlain *et al.*, 2020) ont calculé que l'abondance des précipitations et la prise en compte des espèces natives atténuent l'intensité du *luxury effect* (-0,07 et -0,01 respectivement), alors que celle des espèces exotiques l'amplifie (+0,015).

Ces « modérateurs » ou « amplificateurs » se cumulent et interagissent, dévoilant le sens du *luxury effect* ou son inexistence. Dans les terrains privés, bien que certaines études négligent de le préciser, les espèces présentes sont généralement exotiques et les végétaux plantés, ce qui confère un caractère très anthropisé à la biodiversité (BSL), qui obéit dès lors à des contingences économiques (coût d'implantation, taille du foncier, temps de loisir), agronomiques (nécessité d'une irrigation dans les régions arides) et culturelles, sous-tendant le *luxury effect*. Inversement, les paramètres modérateurs, espace public, climat tempéré et prise en compte de la seule flore locale (BSS) se cumulent à Paris (Cohen *et al.* 2012) où la relation statistique entre revenu des ménages et richesse floristique en espèces natives spontanées (BSS) n'est pas significative.

D'une manière générale, le taux de couverture végétale, la présence ou la proximité d'habitats de qualité, l'altitude (dans les régions arides) et la taille du parcellaire, supérieurs dans les quartiers aisés, interfèrent avec le *luxury effect*. Or, ces critères peuvent aussi exercer une influence directe sur la biodiversité, indépendamment de l'aisance des ménages. L'effet positif de la couverture végétale est d'ailleurs mentionné dans près de la moitié des études que nous avons analysées, ceux de la taille du parcellaire de propriété, des pratiques et des paramètres culturels ou encore des effets d'héritage de l'histoire de l'occupation des sols (effet d'héritage, *legacy effect* en anglais) le sont dans un cas sur cinq (Leong *et al.*, 2018). Cet effet peut alors être annulé, voire inversé, dans la même proportion (figure 3.2). Dans la ville de Johannesburg, l'héritage de la planification urbaine, consistant à séparer les populations des quartiers par des plans d'eau, a permis de maintenir la diversité des oiseaux (par exemple, *Ploceus velatus*, *Pycnonotus tricolor*, *Prinia subflava*) entre les espaces verts grâce à la présence de ces zones humides, ce qui explique l'absence de *luxury effect* (Howes et Reynolds, 2021). Cela rejoint le résultat de Dan Chamberlain et ses coauteurs concernant l'atténuation du *luxury effect* avec l'abondance des précipitations (Chamberlain *et al.*, 2020).

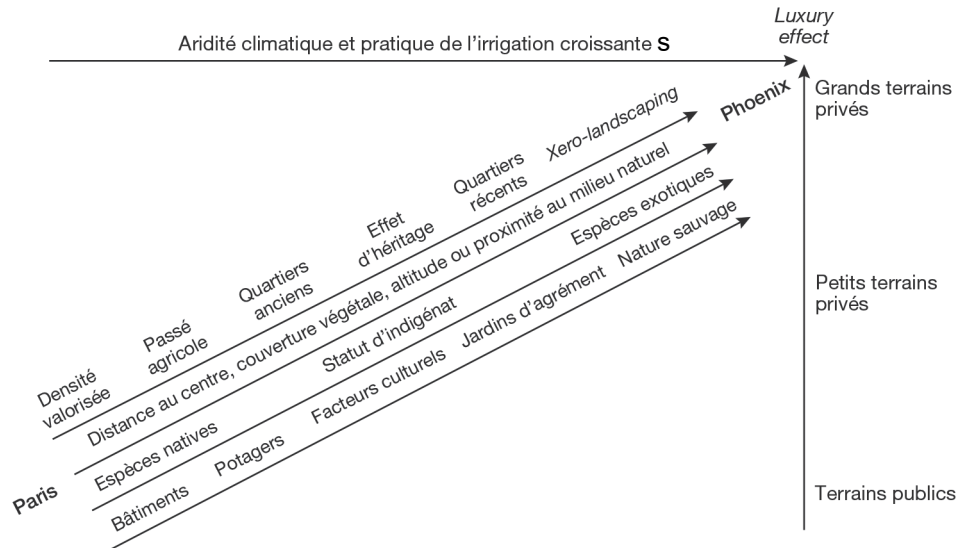


Figure 3.2. Facteurs secondaires intervenant dans l'intensité du *luxury effect* (sources : Leong *et al.* 2018; Cohen *et al.*, 2012; Roussel et Alexandre, 2021. Réalisation : Marianne Cohen).

N'est pas figurée l'aisance des ménages, qui est la variable principale testée dans toutes les configurations.

Dans la ville de Paris, l'effet d'héritage correspond aux différentes époques auxquelles s'est construite et étendue la ville, et en particulier au modèle d'urbanisme monumental, moderniste, hygiéniste et destiné à la bourgeoisie industrielle mis en place par le baron Haussmann au XIX^e siècle. La végétation y était circonscrite à quelques figures, tels l'arbre d'alignement, le square et le parc. Ces quartiers denses sont toujours habités par des ménages aisés, ce que l'on appelle le « paradoxe haussmannien », qui contribue à expliquer l'absence de relation statistique entre revenu des ménages et richesse floristique en espèces natives spontanées. Au contraire, l'Est parisien, qui conserve un héritage de quartier de faubourgs, outre de nombreux milieux semi-naturels riches en espèces natives, spontanées ou plantées (BSS dans la Petite Ceinture, le cimetière du Père-Lachaise, le jardin naturel), est habité par des ménages plus modestes (Cohen *et al.*, 2012). L'effet d'héritage est confirmé lorsque l'on change d'échelle. Ainsi, il existe une relation statistique positive entre la richesse floristique (BSL) et les revenus des ménages dans les communes périphériques de Paris, qui ont été construites plus tardivement en obéissant à des modèles d'urbanisme plus modernes (Roussel et Alexandre, 2021). Dans d'autres villes européennes anciennes ayant été confrontées à cet impératif de modernisation et d'extension au-delà de leur noyau originel, d'autres choix ont été faits, c'est le cas dans le quartier de l'Eixample à Barcelone, quadrillé d'alignements d'arbres, ou dans la ville de Londres, où les grands parcs ont subsisté y compris au centre-ville, outre une véritable ceinture verte aux limites de l'agglomération, alors qu'elle est très fragmentée aux confins de la métropole du Grand Paris.

» Les services écosystémiques et la trame verte

En ville, la notion de *services écosystémiques* (voir chapitre 27) permet de faire la part des choses entre la caractérisation de la valeur écologique des assemblages d'espèces

végétales et animales, qui se réfère à un service de soutien, et des services directement utiles aux habitants dans les espaces publics. Les services d'approvisionnement peuvent concerner les jardins partagés, mais leur contribution à l'alimentation (et à la biodiversité) est limitée. Leur intérêt réside plutôt dans la régulation hydroclimatique (ombrage, absorption des eaux de pluie) et les services socioculturels qu'ils rendent (éducation, bien-être), en contribuant avec d'autres types d'espaces verts et de communautés biotiques au bien-être, à la reconnexion avec la terre et aux liens sociaux avec le voisinage. C'est là un point essentiel : la biodiversité n'a d'importance sociale que si elle est perçue par les habitants, c'est-à-dire uniquement si ces derniers la différencient de la « verdure ».

Les enquêtes dirigées par Étienne Grésillon (Grésillon *et al.*, 2012) sur les pratiques et représentations de la biodiversité urbaine dans Paris, dont le premier volet concernant le 20^e arrondissement a été publié, ont montré que les différents types de communautés végétales constituées d'espèces natives spontanées, les seules inventoriées dans l'étude écologique (BSS), ne suscitaient pas toutes le même consensus positif parmi les enquêtés. Ainsi, alors que les bois, les parcs et jardins, ainsi que les squares sont unanimement appréciés, les friches étaient associées par certains habitants à la saleté, à l'abandon et au manque de soin. Nous en avons tenu compte pour évaluer les services culturels rendus par les différents types de communautés végétales constituées d'espèces natives spontanées (BSS). Ces services sont plus importants dans les quartiers de l'Est parisien, habités par des ménages plus modestes que ceux du centre et de l'Ouest parisien, à la fois parce que la morphologie des faubourgs (bâti hétérogène, maisons avec jardins, ruelles pavées, présence de grands espaces verts boisés tel le cimetière du Père-Lachaise, etc.) est plus favorable aux services hydroclimatiques (présence d'arbres) et de soutien (richesse en espèces natives spontanées, BSS), et parce que les habitants de ces quartiers sont moins réticents face à la présence de végétation spontanée (service culturel). Depuis lors, cette enquête a été étendue au 16^e arrondissement et réactualisée jusqu'en 2024, grâce à la participation des étudiants de licence et master géographie (université Paris-Cité et Sorbonne Université). Le traitement en cours suggère une perception croissante dans le temps de la biodiversité *sensu lato* par les différentes catégories socioprofessionnelles, en lien avec leur bien-être (Gros *et al.*, en cours).

Une autre notion est mobilisée, celle de trames vertes et bleues, promues par le Grenelle de l'environnement en 2007. Là encore, il s'agit d'une notion hybride, car les corridors écologiques facilitant potentiellement la circulation des espèces (animales dans la plupart des travaux) peuvent également avoir d'autres fonctions intéressantes pour les populations humaines : fournir une infrastructure pour des mobilités douces (vélo, marche) limitant la pollution, les dépenses de carburant et l'impact carbone des villes ; participer à des « corridors de fraîcheur » pour limiter l'effet d'îlot de chaleur urbain ; améliorer l'état de santé mentale (bien-être) et physique (lutte contre la sédentarité, atténuation des effets sanitaires des chaleurs intenses), et être ainsi particulièrement inspirantes pour les aménageurs. Ce concept a été présenté dans une acception large (Ahern, 2007) après avoir été théorisé en écologie du paysage trente ans plus tôt (Forman et Godron, 1986). Malgré son intérêt, cette notion est encore peu associée à celle d'inégalités sociales, car cela exige de documenter les pratiques des habitants utilisant ces infrastructures vertes afin de vérifier l'effectivité de leurs effets sur les habitants des différentes catégories sociales. Malgré tout, une première approximation

consiste à vérifier les types de ménages concernés par cette infrastructure, en réalisant une zone tampon autour des corridors, comme de nombreuses études l'ont déjà fait, pour mesurer l'accès aux espaces verts.

Au terme de ce chapitre, l'accès à la biodiversité de proximité, ordinaire, constitue un atout face aux vulnérabilités de la ville qui nous sont peu à peu révélées par la crise sanitaire et la multiplication des épisodes climatiques extrêmes (canicules, orages et inondations). L'accès à la biodiversité des espaces publics naturels et semi-naturels (les espèces natives et exotiques poussant spontanément dans les fissures de trottoirs, aux pieds des arbres, dans les cimetières, les friches ainsi que les parties les moins entretenues des parcs et jardins et des bois) constitue un élément de la qualité de vie des citoyens, tout autant qu'une solution fondée sur la nature pour mieux s'adapter aux défis environnementaux contemporains. Le cas particulier de la ville de Paris apparaît de façon flagrante lorsque l'on traite des inégalités sociales d'accès à la biodiversité constituée par les espèces natives spontanées. Cette spécificité est exagérée par rapport à l'opposition entre les villes américaines et européennes, mettant en évidence le *paradoxe haussmannien*. Contrairement à d'autres villes, comme Londres, les parcs à Paris sont de petite taille, isolés, et ont été établis en périphérie sur d'anciennes carrières non constructibles, plus rarement sur d'anciens jardins royaux ou appartenant autrefois à la noblesse, à l'exception de l'Est parisien. Le fait que l'accès à ces aménités ne soit pas réservé aux ménages les plus aisés constitue un atout pour les aménageurs et les décideurs politiques.

► Références citées

- Ahern J., 2007. Green infrastructure for cities: The spatial dimension, in Novotny V., Brown P., *Cities of the Future: Towards Integrated Sustainable Water and Landscape Management*, Londres, JWA Publishing, doi:10.2166/9781780405308.
- Boussad N., Martinez C., Insee Île-de-France, Moreau E., Roger S., Apur, 2017. *Métropole du Grand Paris : des écarts de revenus encore élevés malgré la redistribution*, Institut national de la statistique et des études économiques, Insee Analyses Ile-de-France, n° 54, www.insee.fr/fr/statistiques/2578384.
- Chamberlain D., Reynolds C., Amar A., Henry D., Caprio E., Batáry P., 2020. Wealth, water, and wildlife: Landscape aridity intensifies the urban luxury effect, *Global Ecology and Biogeography*, 29(9):1595-1605, doi: 10.1111/geb.13122.
- Cohen M., Baudoin R., Dajoz I., Godron M., Grésillon E. *et al.*, 2014. Les jardins des deux quartiers parisiens : biodiversité, gestion et appropriation habitantes, in Menozzi M.J. (dir.), *Les jardins dans la ville entre nature et culture*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, 289-305, doi:10.4000/lectures.16370.
- Cohen M., Baudoin R., Palibrk M., Persyn N., Rhein C., 2012. Urban biodiversity and social inequalities in built-up cities: new evidences, next questions. The example of Paris, France, *Landscape and Urban Planning*, 106(3):277-287, doi:10.1016/j.landurbplan.2012.03.007.
- Cohen M., Dubucs H., Clauzel C., Grésillon E., Kyriasis T., 2021. Verdir une ville désertique? Entre politique urbaine, pratiques habitantes et matérialité écologique. Le cas d'Abu Dhabi, Émirats arabes unis, *L'Espace Géographique*, 50(3): 136-152, doi:10.3917/eg.503.0136.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986. *Landscape Ecology*, New York, John Wiley et Sons Inc, 619 p.
- Galland O., Lemel Y., 2024. *Sociologie des inégalités*, Collection U, Armand Colin, 368 p.
- Grésillon E., Cohen M., Lefour J., Goeldner L., Simon L., 2012. Les trames vertes et bleues habitantes : un cheminement entre pratiques et représentations. L'exemple de la ville de Paris (France), *Développement durable et territoires*, 3(3), doi:10.4000/developpementdurable.9470.
- Howes C., Reynolds C., 2021. Absence of a Luxury Effect on bird alpha diversity in a rapidly developing African city, but surrounding landscape is key, *Landscape and Urban Planning*, 213(4): 104095, doi: 10.1016/j.landurbplan.2021.104095.

Kinzig A.P., Grove J.M., 2001. Urban-suburban ecology, *in* Cook E.M., Hale R.L., Kinzig A., Grove J.M., *Encyclopedia of Biodiversity*, New York, Academic Press, 733-745, doi:10.1016/B0-12-226865-2/00278-9.

Kuras E.R., Warren P.S., Zinda J.A., Aronson M.F.J., Cilliers S. *et al.*, 2020. Urban socioeconomic inequality and biodiversity often converge, but not always: A global meta-analysis, *Landscape and Urban Planning*, 198:103799, doi:10.1016/j.landurbplan.2020.103799.

Leong M., Dunn R.R., Trautwein M.D., 2018. Biodiversity and socioeconomic in the city: a review of the luxury effect, *Biology Letters*, 14(5):20180082, doi:10.1098/rsbl.2018.0082.

Roussel F., Alexandre F, 2021. Landscape ecological enhancement and environmental inequalities in peri-urban areas, using flora as a socio-ecological indicator – The case of the greater Paris area, *Landscape and Urban Planning*, 210:104062, doi:10.1016/j.landurbplan.2021.104062.