



Effet de la résolution spatiale des données de couverture terrestre sur la cartographie des services écologiques urbains

Mémoire

Jean-François Rioux

Maîtrise en biologie végétale
Maître ès sciences (M. Sc.)

Québec, Canada

© Jean-François Rioux, 2018

Effet de la résolution spatiale des données de couverture terrestre sur la cartographie des services écologiques urbains

Mémoire

Jean-François Rioux

Sous la direction de :

Monique Poulin, directrice de recherche
Stéphanie Pellerin, codirectrice de recherche

Résumé

La cartographie des services écologiques (SE) urbains suscite un intérêt grandissant. Toutefois, les différentes méthodes et sources de données utilisées peuvent produire des résultats divergents. En particulier, il demeure difficile d'estimer l'effet de la résolution spatiale des données de couverture terrestre (CT) sur la cartographie des flux de SE des espaces verts aux personnes qui en bénéficient. Cette étude visait à caractériser cet effet afin d'aider à en prédire l'ampleur pour des flux de SE produits à différentes échelles spatiales. Une carte de CT à haute résolution spatiale (1 m) couvrant le territoire de la ville de Laval (Canada) a été acquise, puis agrégée à des résolutions inférieures de 3, 5, 10 et 15 m. À partir de ces données, trois SE ont été cartographiés : le stockage de carbone (flux à l'échelle globale), la régulation de la température et la pollinisation (flux à l'échelle locale). Les résultats ont été analysés pour différents types d'utilisation du sol. De manière générale, la diminution de la résolution a entraîné une diminution de la proportion d'espaces verts dans la carte de CT, et par conséquent une diminution de la quantité de SE calculée. Pour les flux de SE à l'échelle locale, l'effet dépendait également des changements dans la configuration spatiale de l'apport potentiel par rapport à la demande en SE. L'ampleur de l'effet variait en fonction du type d'utilisation du sol, mais également entre les zones d'analyse du même type, alors qu'il était sensible à la structure du paysage. Ces résultats invitent à considérer l'effet de la résolution spatiale lors de la cartographie des SE urbains, en particulier pour les flux de SE à l'échelle locale. L'utilisation de données à haute résolution spatiale est recommandée pour cartographier adéquatement les SE rendus par les petits espaces verts dispersés au sein du tissu urbain.

Abstract

Urban ecosystem services (ES) mapping is attracting a growing interest. However, the diversity of methods and data used can produce divergent results. In particular, estimating the effect of land cover (LC) data spatial resolution on mapping spatial flows of ES from greenspaces to beneficiaries remains a challenge. This study aimed to characterize this effect, in order to improve our ability to predict its magnitude for ES flows produced at different spatial scales. A high spatial resolution (1 m) LC map covering the territory of the city of Laval was acquired, and then aggregated to coarser resolutions of 3, 5, 10 and 15 m. Using these LC maps as input data, three ES were mapped: carbon storage (a global-flow ES), cooling and pollination (two local-flow ES). Results were analyzed for different land use types. Greenspaces cover was generally underestimated at a coarser spatial resolution, leading to an underestimation of calculated ES quantity. For local-flow ES, the effect of LC resolution also depended on changes in the spatial configuration of ES potential supply relative to ES demand. The magnitude of the effect varied between the different land use types, but also between different zones of analysis corresponding to the same land use type, as the effect was sensitive to the local landscape structure. These results demonstrate the importance of considering the effect of LC data spatial resolution when mapping urban ES, especially for local-flow ES. Using high spatial resolution LC data is recommended to adequately map the ES provided by the small greenspaces scattered through the urban fabric.

Table des matières

Résumé	III
Abstract.....	IV
Table des matières	V
Liste des tableaux.....	VII
Liste des figures.....	VIII
Remerciements.....	X
Avant-propos	XI
Chapitre 1 – Introduction générale.....	1
Problématique.....	2
Services écologiques	3
Services écologiques urbains	6
Cartographie des services écologiques	7
Enjeu de la résolution spatiale des données de couverture terrestre.....	9
Effet de la résolution spatiale sur une carte de couverture terrestre	10
Couverture terrestre en milieu urbain.....	13
Objectifs et hypothèses.....	14
Chapitre 2 – From map to map: how land cover spatial resolution affect urban ecosystem services flows?.....	16
Résumé	17
Abstract.....	18
Introduction	19
Data and methods.....	21
Study area	21
Land cover data	21
Delineation of landscape units	22
Ecosystem services mapping.....	23
Data analysis	27
Results.....	27
Land cover structure at 1 m spatial resolution.....	27
Effect of map aggregation on land cover structure.....	30

Ecosystem services quantity at 1 m spatial resolution	33
Effect of land cover resolution on ecosystem services quantity	34
Discussion	37
Effect of spatial resolution on urban land cover and ecosystem services maps.....	37
Implications for urban ecosystem services mapping	41
Chapitre 3 – Conclusion générale.....	43
Bibliographie	49
Appendix 1. Methodological precisions	56
Appendix 2. Land cover maps	58
Appendix 3. Ecosystem services maps.....	66

Liste des tableaux

Table 2.1. Total percentage of cells that have changed of LC class compared to 1 m as a function of spatial resolution	32
--	----

Liste des figures

Figure 1.1. La cascade des services écologiques.....	4
Figure 1.2. Différents types de flux spatiaux de services écologiques	6
Figure 1.3. Illustration des composantes d'un paysage	11
Figure 1.4. Différentes causes du problème des pixels mixtes	12
Figure 2.1. Location and land cover map of the study area	23
Figure 2.2. Illustration of the ecosystem services mapping method used	24
Figure 2.3. Land cover structure at 1 m spatial resolution	29
Figure 2.4. Land cover structure variation compared to 1 m as a function of spatial resolution.....	32
Figure 2.5. Ecosystem services quantity at 1 m spatial resolution	34
Figure 2.6. Ecosystem services quantity variation compared to 1 m as a function of spatial resolution	36
Figure 2.7. Difference between ecosystem service flow variation and the sum of ecosystem service potential supply and demand variation compared to 1 m as a function of spatial resolution..	37
Figure A2.1. Land cover in the 10 residential zones at a spatial resolution of 1 m.....	58
Figure A2.2. Land cover in a selected residential zone at different spatial resolutions	60
Figure A2.3. Land cover changes in the selected residential zone presented in figure A2.2	61
Figure A2.4. Land cover in the 10 work-related zones at a spatial resolution of 1 m	62
Figure A2.5. Land cover in a selected work-related zone at different spatial resolutions	64
Figure A2.6. Land cover changes in the selected work-related zone presented in figure A2.5	65
Figure A3.1. Land cover in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.....	67
Figure A3.2. Carbon storage in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.....	68
Figure A3.3. Cooling potential supply, mapped as supplied from the provisioning area, in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m	69
Figure A3.4. Cooling potential supply, mapped as redistributed in the flow area, in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.....	70
Figure A3.5. Cooling demand in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m	71
Figure A3.6. Cooling flow in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.....	72
Figure A3.7. Pollination potential supply, mapped as supplied from the provisioning area, in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m	73
Figure A3.8. Pollination potential supply, mapped as redistributed in the flow area, in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.....	74
Figure A3.9. Land cover in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.....	75
Figure A3.10. Carbon storage in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.	75

Figure A3.11. Cooling potential supply, mapped as supplied from the provisioning area, in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.....	76
Figure A3.12. Cooling potential supply, mapped as redistributed in the flow area, in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions	76
Figure A3.13. Cooling demand in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions	77
Figure A3.14. Cooling flow in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions	77
Figure A3.15. Pollination potential supply, mapped as supplied from the provisioning area, in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.....	78
Figure A3.16. Pollination potential supply, mapped as redistributed in the flow area, in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions	78

Remerciements

J'aimerais d'abord remercier ma directrice, Monique Poulin, pour ses encouragements soutenus, son esprit d'initiative et sa générosité envers ses étudiants. Tu as su me guider habilement dans la réalisation de ce projet. Je remercie également ma codirectrice, Stéphanie Pellerin, pour ses idées et ses conseils toujours justes. Je vous suis reconnaissant de m'avoir fait confiance en me permettant de développer un projet conforme à mes intérêts, ce qui n'a pas toujours été facile mais fut définitivement très formateur!

Je tiens à souligner l'aide inestimable de Jérôme Cimon-Morin, mon mentor tout au long de ce projet. Il ne fait aucun doute que mon projet n'aurait pas été le même sans nos nombreuses discussions. Je remercie également Didier Alard pour son intérêt envers mon projet. Au-delà de nos échanges sur les paysages, ta présence au laboratoire aura enrichi mon expérience à la maîtrise.

J'aimerais saluer tous les étudiants que j'ai eu la chance de côtoyer au fil de ces années, en particulier Maxime, Léo Janne, Alexandre, Naren, Milène et Fernando. Ce fut un plaisir de partager ces années avec vous. Je voudrais aussi adresser mes remerciements aux différentes personnes avec lesquelles je suis entré en contact au cours de ce projet pour le temps qu'elles m'ont accordé. En particulier, je remercie Guy Garand de m'avoir accueilli pour un séjour dans son équipe du Conseil régional de l'environnement de Laval. Je remercie également Stéphanie Uhde pour ses judicieux commentaires lors de l'élaboration de ce projet.

Je profite de cette occasion pour exprimer ma gratitude à mes parents, qui m'ont toujours soutenu dans mon parcours académique, qu'ils ont su valoriser sans toutefois me mettre de pression. Je remercie famille et amis d'avoir su me changer les idées entre deux échéanciers et aidé à remettre les choses en perspective. Un merci très spécial à Majorie pour son appui et son infinie patience tout au long de cette aventure.

Enfin, merci aux partenaires financiers de ce projet, soit le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, le Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies, le Centre de la science de la biodiversité du Québec et l'Institut Hydro-Québec en environnement, développement et société.

Avant-propos

Ce mémoire de maîtrise est composé de trois chapitres, soit une introduction générale, un chapitre rédigé sous la forme d'un article scientifique et une conclusion générale. L'introduction et la conclusion générales ont été rédigées par l'auteur de ce mémoire et révisées par la directrice et la codirectrice de recherche. L'article qui constitue le second chapitre a été rédigé en anglais afin d'être soumis à la revue scientifique *Landscape Ecology* au cours de l'automne 2018. En tant que premier auteur de cet article, j'ai élaboré l'étude, réalisé toutes les étapes de production et d'analyse des données, et rédigé le manuscrit. Les coauteurs de l'article ont proposé des suggestions aux différentes étapes de réalisation de l'étude et ont révisé le manuscrit.

Ces coauteurs sont :

- Monique Poulin (directrice), professeure titulaire au Département de phytologie de l'Université Laval
- Stéphanie Pellerin (codirectrice), professeure associée au Département de sciences biologiques de l'Université de Montréal
- Jérôme Cimon-Morin, professionnel de recherche au Département de phytologie de l'Université Laval
- Didier Alard, professeur à l'Université de Bordeaux, directeur adjoint de l'Unité mixte de recherche Biodiversité, Gènes et Communautés

Chapitre 1 – Introduction générale

Problématique

Puisque les services écologiques (SE) rendus par les écosystèmes urbains contribuent à la qualité de vie des citoyens et à l'atténuation de l'impact environnemental du développement urbain, il existe un intérêt grandissant pour leur prise en compte dans l'aménagement urbain (Gomez-Baggethun et al. 2013). À cet effet, la cartographie des SE représente un outil utile pour quantifier la production de SE sur le territoire (Pulighe et al. 2016). Toutefois, la cartographie des SE est un champ de recherche en développement, et les différentes méthodes et sources de données utilisées peuvent produire des résultats divergents concernant la quantité et la localisation d'un SE sur le territoire (Bagstad et al. 2018; Crossman et al. 2013; Schulp et al. 2014). Par conséquent, l'un des défis pour la cartographie des SE est le développement d'une meilleure compréhension des sources d'erreur et de l'incertitude associées aux cartes produites, autant pour appuyer le développement du champ de recherche que pour assurer la fiabilité de ces cartes (Hamel et Bryant 2017).

Récemment, quelques études ont montré que la résolution spatiale des données de couverture terrestre (CT) utilisées a un effet sur les cartes de SE (p. ex. Grêt-Regamey et al. 2014; Konarska et al. 2002; Zhao et Sander 2018), en particulier lorsque la méthode de cartographie repose sur l'utilisation de modèles spatialement explicites dans des environnements hétérogènes (Bagstad et al. 2018; Grafius et al. 2016; Schulp et Alkemade 2011). Bien que connu, cet effet demeure difficile à prédire pour un SE et un territoire donné : est-ce que la carte à basse résolution sous-estime ou surestime le SE par rapport à la carte à haute résolution, quelle est l'ampleur de la différence et comment les changements induits sont-ils répartis dans la carte? Ces questions présentent un intérêt particulier pour la cartographie des SE urbains, où un petit changement de résolution risque d'avoir un effet important en raison de l'hétérogénéité spatiale à fine échelle qui caractérise la CT urbaine (Small 2003; Cadenasso et al. 2007). Compte tenu de cette hétérogénéité, on considère généralement qu'une haute résolution spatiale (de l'ordre de 1 à 5 m) est nécessaire pour bien représenter la CT urbaine (Zhou et Troy 2008; Qian et al. 2015b). Toutefois, ces cartes à haute résolution spatiale ne sont pas toujours disponibles, et doivent parfois être agrégées à une résolution plus grossière, notamment pour réduire le volume de données ou encore à des fins d'intégration avec d'autres jeux de données. Par ailleurs, en raison de la forte densité de population en milieu urbain, il s'avère important de considérer non seulement l'apport potentiel en SE, mais également la demande, pour identifier les flux de SE des écosystèmes aux bénéficiaires (Kremer et al. 2016;

Villamagna et al. 2013). La cartographie des flux de SE implique donc de prendre en compte la relation spatiale entre l'apport et la demande en SE. La nature de cette relation spatiale risque d'influencer la sensibilité des cartes de SE à la résolution des données de CT. Par conséquent, la présente étude vise à mieux comprendre l'effet de la résolution spatiale des données de CT sur la cartographie des flux de SE en milieu urbain, et ce, dans le but d'améliorer les estimations à cet effet. Les sections qui suivent abordent le cadre conceptuel des SE, les SE urbains, la cartographie des SE, l'effet de la résolution spatiale sur une carte de CT et les caractéristiques de la CT en milieu urbain.

Services écologiques

Les écosystèmes et la biodiversité qui y est associée fournissent des biens et services essentiels au bien-être de l'humanité (Daily 1997; MEA 2005). Cette idée a été formalisée dans le concept des services écologiques (SE), qui peuvent être définis comme «les contributions directes et indirectes des écosystèmes au bien-être humain» (TEEB 2010). Le bois récolté dans une forêt, la régulation du débit d'une rivière par les milieux humides situés dans son bassin versant et l'espace propice à la randonnée que procure un parc urbain en sont des exemples.

Sans retracer ici l'histoire complète du développement du concept, on peut souligner la publication influente de Costanza et al. (1997), qui a contribué à populariser l'étude des SE en évaluant la valeur économique de 17 SE à l'échelle mondiale (estimée alors à 33 billions (10^{12}) de dollars US par an). Quelques années plus tard, à la suite d'un travail d'envergure internationale, la publication de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA 2005) a solidifié les bases scientifiques de l'étude des SE. Cette étude a notamment défini quatre catégories de SE : (1) les services d'approvisionnement, qui sont les biens matériels que l'on obtient des écosystèmes (p. ex. eau, nourriture); (2) les services de régulation, qui résultent de la capacité des écosystèmes à réguler les conditions de l'environnement (p. ex. régulation du climat global); (3) les services culturels, qui réfèrent aux services immatériels que procure l'expérience physique ou intellectuelle associée au contact de la nature (p. ex. activités de plein air) et (4) les services de support, qui sont à la base du fonctionnement des écosystèmes et supportent l'ensemble des autres services (p. ex. cycle des nutriments). L'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire a également réaffirmé l'importance des SE pour l'humanité et la nécessité d'agir pour en assurer la conservation et l'utilisation durable.

La production d'un SE peut être décomposée en plusieurs étapes, telles une «chaîne de production» ou une «cascade», qui relie les écosystèmes au bien-être humain (Figure 1.1; Potschin et Haines-Young 2011). Selon ce cadre analytique, les propriétés biophysiques des écosystèmes déterminent les fonctions qu'ils peuvent accomplir (p. ex., la surface foliaire est un des paramètres qui déterminent le taux d'évapotranspiration d'un arbre). Or, les structures et les fonctions des écosystèmes n'engendrent des SE qu'en présence de bénéficiaires humains pouvant en profiter (p. ex., la régulation de la température locale par la végétation urbaine, suite au processus d'évapotranspiration, constitue le SE dont bénéficient les citoyens). En ce sens, on distingue habituellement les services dits finaux (services d'approvisionnement, de régulation et culturels), qui sont utilisés directement par les êtres humains, des services intermédiaires (services de support), qui sous-tendent la production des services finaux, notamment afin d'éviter le problème du «double-comptage» lors de l'évaluation économique des SE (Boyd et Banzhaf 2007; Fisher et al. 2009). Le modèle de la cascade distingue également l'apport en SE et les bénéfices qui en sont retirés, ces derniers pouvant être multiples pour un même SE (p. ex. diminution du risque de coup de chaleur, augmentation du confort thermique). Ultimement, la valeur que la société accorde à ces bénéfices varie en fonction des perceptions et des préférences des gens, et peut être exprimée selon différents systèmes de valeurs (p. ex. valeur économique, valeur socioculturelle) (Pascual et al. 2017).

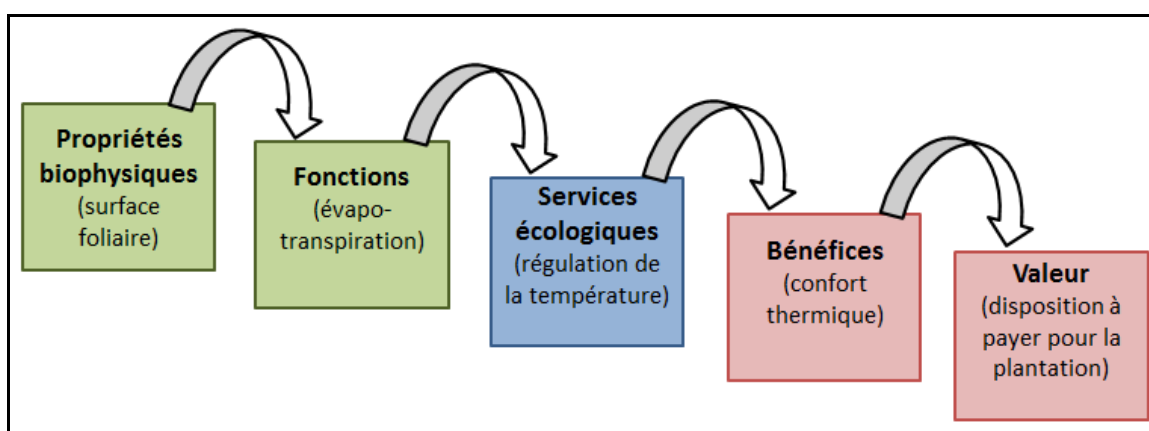


Figure 1.1. La cascade des services écologiques. La contribution des écosystèmes au bien-être humain est décomposée en une suite d'étapes. Figure adaptée de Potschin et Haines-Young (2011).

La cascade des SE illustre l'idée que l'existence d'un SE dépend à la fois de sa production par un écosystème et de son utilisation par des bénéficiaires humains. Pour tenir compte de ces aspects

lors de l'analyse des SE, Villamagna et al. (2013) proposent un cadre conceptuel qui distingue trois composantes, soit l'apport potentiel, qui réfère au «potentiel de l'écosystème à générer un SE donné en fonction de ses propriétés biophysiques et de ses conditions actuelles d'aménagement»; la demande, qui correspond à «la quantité de SE requise ou désirée par la société»; et le flux de SE, qui représente «la quantité de SE qui est réellement produite par l'écosystème et utilisée par les bénéficiaires». Le flux de SE est donc le produit de l'apport potentiel en SE de l'écosystème et de la demande de la société pour ce SE. Ainsi, deux écosystèmes identiques, ayant le même apport potentiel, peuvent au final générer un flux de SE très différent en fonction de la demande pour ce SE (p. ex. un boisé en milieu urbain et fréquenté par un grand nombre de randonneurs, en comparaison d'un boisé similaire en milieu rural et peu fréquenté). La mesure de chacune des composantes est à adapter au SE étudié. Le flux d'un SE d'approvisionnement correspond habituellement au bien matériel récolté (p. ex. volume de bois), le flux d'un SE de régulation peut être quantifié comme la contribution de l'écosystème au maintien ou à l'atteinte du niveau environnemental souhaité (p. ex. quantité de polluants absorbés), tandis que le flux d'un SE culturel est souvent mesuré en termes de durée et de qualité de l'expérience (p. ex. nombre de jours-visites dans un parc national) (Villamagna et al. 2013).

Un flux de SE peut également être représenté comme un flux spatial qui connecte l'endroit où le SE est produit (aire de production) à l'endroit où le SE est utilisé (aire de bénéfices) (Serna-Chavez et al. 2014). Pour une aire de production donnée, l'espace dans lequel il est possible de tirer avantage du SE correspond à l'aire de flux. La présence de bénéficiaires (exprimant une demande) dans l'aire de flux engendre le flux de SE. Différents types de flux spatiaux sont possibles en fonction de la localisation de l'aire de flux par rapport à l'aire de production (Costanza 2008; Fisher et al. 2009; Serna-Chavez et al. 2014). Ces différents types de flux spatiaux peuvent notamment être catégorisés selon leur échelle spatiale (Figure 1.2). Alors que certains SE doivent être utilisés *in situ* (p. ex. récolte de fruits sauvages), l'aire de flux de la plupart des SE s'étend à une certaine distance de l'aire de production.

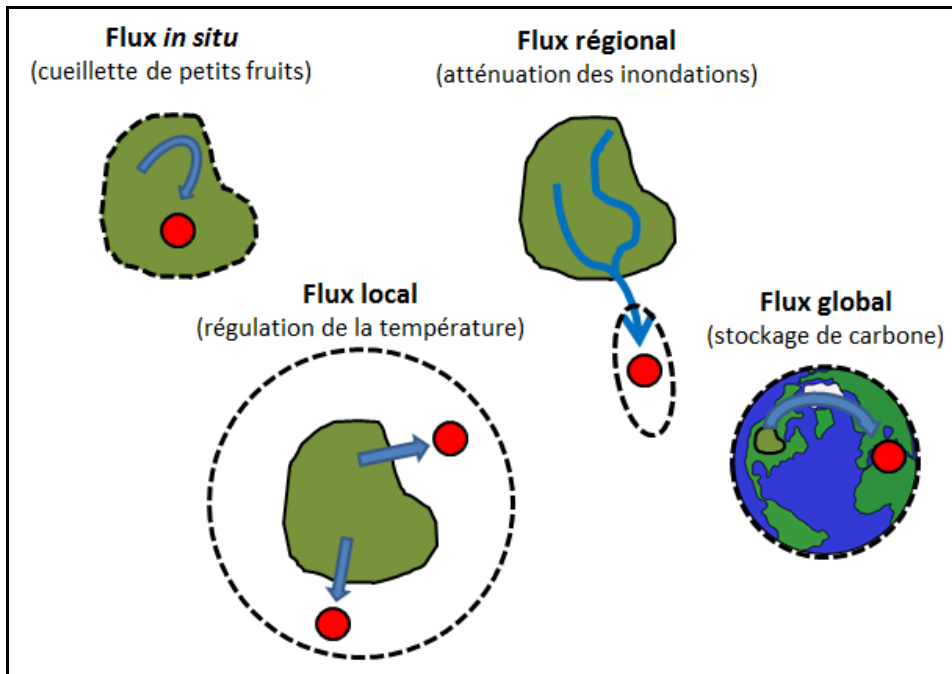


Figure 1.2. Différents types de flux spatiaux de services écologiques. Le polygone vert représente l'aire de production, le disque rouge représente l'aire de bénéficiaires, la zone entourée d'un trait pointillé représente l'aire de flux et la flèche bleue représente un flux de services écologiques. Figure adaptée de Cimon-Morin et al. (2013) et Serna-Chavez et al. (2014).

Services écologiques urbains

L'étude des SE urbains porte sur les SE générés par les écosystèmes situés à l'intérieur ou à proximité des villes, incluant les écosystèmes plus naturels (boisés, milieux humides, cours d'eau, etc.) et ceux aménagés (parcs, jardins, etc.) (Gomez-Baggethun et al. 2013). La présente étude s'intéresse plus spécifiquement aux SE fournis par les espaces verts, compris ici comme l'ensemble de la végétation terrestre en milieu urbain, incluant les éléments isolés tels que les arbres de rue (Taylor et Hochuli 2017). L'identification des SE fournis par les espaces verts implique de définir également ce qu'on entend par «milieu urbain». Or, il n'existe pas de définition standard communément acceptée dans la littérature. Les définitions utilisées s'appuient sur diverses caractéristiques associées à l'urbanisation, telles que la densité de population et l'imperméabilité des surfaces (Short Gianotti et al. 2016). Souvent, la définition des milieux urbains est simplement considérée comme implicite, en assumant une compréhension tacite qu'on pourrait associer à l'idée de «milieux dominés par l'homme» (McIntyre et al. 2000). Aux fins de la présente étude, une définition précise basée sur le taux d'imperméabilité des surfaces sera identifiée au chapitre 2.

On peut identifier un grand nombre de SE urbains (consulter Gomez-Baggethun et al. (2013) pour une vue d'ensemble). On considère généralement que les SE ayant un impact direct sur la santé et la sécurité des citoyens sont particulièrement importants en ville. Par exemple, la régulation de la température locale par les espaces verts contribue à atténuer l'effet d'îlot de chaleur urbain (Bowler et al. 2010). Des diminutions de température de l'ordre de 2 à 3 °C ont été mesurées dans des espaces verts, avec un effet rafraîchissant pouvant être perçu à plusieurs centaines de mètres (p. ex. Shashua-Bar et Hoffman 2000; Sugawara et al. 2016). La purification de l'air est également un SE urbain important, alors que la pollution de l'air représente un problème environnemental majeur en ville (Gomez-Baggethun et al. 2013). À l'échelle des États-Unis, Nowak et al. (2006) ont estimé à 771 000 tonnes la quantité de polluants de l'air (p. ex. ozone et dioxyde d'azote) absorbés annuellement par les arbres et arbustes urbains, un SE d'une valeur de 3,8 milliards de dollars. De manière plus générale, l'accès à des espaces verts est associé à différents bénéfices, tels que la réduction du stress (Korpela et Ylen 2007), l'augmentation de l'activité physique (Kaczynski et Henderson 2007) et une amélioration générale de l'état de santé (Tzoulas et al. 2007).

S'il est nécessaire de reconnaître que les villes demeurent dépendantes de plusieurs SE produits à l'extérieur de leurs limites (p. ex. approvisionnement en eau et en nourriture, assimilation des déchets), la contribution des SE urbains s'avère néanmoins importante à considérer, en particulier dans le cas des SE qui répondent à des besoins locaux, tels que la réduction du bruit ou la gestion des eaux de pluie (Bolund et Hunhammar 1999). En ce sens, en comparaison des milieux non urbains, l'une des particularités des milieux urbains est la forte densité de la demande en SE par rapport à la relative rareté des espaces verts (Gomez-Baggethun et Barton 2013). Il s'avère donc particulièrement important de considérer conjointement l'apport potentiel et la demande en SE lors de l'étude des SE urbains (Haase et al. 2014; Kremer et al. 2016).

Cartographie des services écologiques

La cartographie des SE vise à quantifier de manière spatialement explicite la production de SE dans un territoire. Les cartes produites permettent notamment d'analyser la répartition des SE à différentes échelles spatiales (Malinga et al. 2015), d'identifier les compromis et les synergies entre différents SE (Raudsepp-Hearne et al. 2010) et de mettre en évidence les décalages possibles entre l'apport potentiel, la demande et le flux de SE (Geijzendorffer et al. 2015). Elles constituent en outre un

moyen efficace pour illustrer et communiquer cette information (Crossman et al. 2013). Les applications possibles de la cartographie des SE sont diverses, tant pour la recherche scientifique qu'à des fins pratiques. Par exemple, les cartes de SE procurent une information utile pour la planification systématique de la conservation (Cimon-Morin et al. 2014), la gestion des ressources naturelles (Tallis et Polasky 2009) et l'aménagement urbain (Baro et al. 2016). En conséquence, la cartographie des SE est un champ de recherche qui progresse rapidement (Burkhard et Maes 2017).

En raison de la nature multidisciplinaire et des différentes applications possibles de la cartographie des SE, une diversité de méthodes et de sources de données sont utilisées (consulter Burkhard et Maes (2017) pour une vue d'ensemble). De manière générale, il est possible de distinguer les méthodes basées sur la mesure directe des SE (données primaires) et celles basées sur l'estimation des SE à partir de données secondaires, telles que des variables biophysiques et socio-économiques. Bien que l'utilisation de données primaires assure généralement un niveau d'exactitude plus élevé pour les cartes produites, les données secondaires s'avèrent davantage utilisées en raison de leur plus grande accessibilité (Eigenbrod et al. 2010; Martínez-Harms et Balvanera 2012). À titre d'exemple, les différentes composantes d'un SE peuvent être estimées à partir de valeurs tirées de la littérature, à partir du jugement d'experts des disciplines concernées ou par l'utilisation de modèles spatiaux. Plusieurs outils ont d'ailleurs été développés spécifiquement pour la modélisation des SE (ARIES, InVEST, SolVES, etc.) (Bagstad et al. 2013).

Si la diversité des méthodes utilisées peut être vue comme un avantage pour le développement du champ de recherche, elle implique également une plus grande diversité de sources d'erreur possibles. En ce sens, des écarts ont été observés entre des cartes de SE produites à partir de méthodes et de sources de données différentes, notamment entre celles produites à partir de données primaires et secondaires (Eigenbrod et al. 2010; Schulp et al. 2014). Par conséquent, plusieurs auteurs soulignent la nécessité de mieux évaluer l'exactitude des cartes produites, qui s'avèrent rarement validées (Baveye 2017; Boerema et al. 2017; Ochoa et Urbina-Cardona 2017). Certes, le niveau d'exactitude requis dépend de la finalité de la carte. Par exemple, une carte dont l'objectif est la sensibilisation du public à l'importance des SE requiert un niveau d'exactitude moins élevé qu'une carte produite à des fins décisionnelles (Schroter et al. 2015). Néanmoins, l'exactitude des cartes de SE gagnerait à être mieux documentée pour soutenir une utilisation adéquate des

cartes produites, ainsi que pour guider le choix des méthodes et sources de données adaptées aux objectifs des projets. En l'absence de données de validation, les sources d'erreur potentielles devraient être identifiées afin d'évaluer l'incertitude associée aux cartes produites (Hou et al. 2013; Hamel et Bryant 2017).

Enjeu de la résolution spatiale des données de couverture terrestre

Les cartes de couverture terrestre (CT), qui décrivent «la couverture biophysique observée à la surface des terres» (Di Gregorio et Jansen 1998), sont l'une des sources de données secondaires les plus communément utilisées pour la cartographie des SE (Martínez-Harms et Balvanera 2012). Cette utilisation répandue s'explique notamment par la disponibilité générale des cartes de CT, en lien avec le développement des méthodes de classification de la CT à partir de données de télédétection, elles-mêmes de plus en plus accessibles et de qualité croissante (Yu et al. 2014). De plus, les données de CT procurent une information sur les caractéristiques du territoire qui est pertinente à considérer pour un grand nombre de SE (Burkhard et Maes 2017).

L'une des caractéristiques importantes d'une carte de CT est la résolution spatiale des données, qui influence l'information contenue dans la carte et s'avère donc une source d'erreur potentielle à considérer lors de la cartographie des SE (Bagstad et al. 2018; Grafius et al. 2016; Grêt-Regamey et al. 2014; Konarska et al. 2002; Schulp et Alkemade 2011; Zhao et Sander 2018). À titre d'exemple, dans une évaluation économique des SE à l'échelle des États-Unis, Konarska et al. (2002) ont calculé une valeur monétaire trois fois plus élevée en utilisant des données de CT à 30 m de résolution par rapport à des données à 1 km de résolution. L'accroissement de la superficie des milieux humides dans la carte à plus haute résolution expliquait en grande partie cette augmentation. L'ampleur de la différence variait toutefois d'un État à l'autre. Pour leur part, en cartographiant des SE urbains à partir de données de CT à 5 et 25 m de résolution, Grafius et al. (2016) ont montré que l'effet de la résolution dépendait du SE considéré. L'augmentation de la résolution entraînait une augmentation de la quantité de carbone stockée, mais une diminution de l'apport potentiel en pollinisation.

En somme, les études citées précédemment ont montré que l'effet de la résolution spatiale des données de CT sur une carte de SE résulte de l'interaction entre le SE et le territoire considéré, et demeure donc difficile à prédire pour un SE et un territoire particulier. Par exemple, l'effet de la

résolution dépend des caractéristiques spatiales des classes de CT impliquées dans la production du SE. Un SE produit par de petits écosystèmes isolés risque d'être sous-estimé à plus basse résolution, puisque ces écosystèmes risquent d'être moins bien représentés dans la carte de CT. L'effet de la résolution est en général plus prononcé dans les environnements spatialement hétérogènes, où une diminution de la résolution des données entraîne davantage de changements dans la carte de CT. L'utilisation de modèles spatialement explicites tend également à augmenter la sensibilité des SE à la résolution, puisque ces modèles requièrent une représentation adéquate de la configuration spatiale des classes de CT. Ainsi, pour prédire l'effet de la résolution des données de CT sur une carte de SE, il semble nécessaire de connaître d'abord l'effet de la résolution sur la carte de CT elle-même, pour ensuite évaluer l'impact de ces changements sur la carte de SE en fonction de la méthode de cartographie utilisée.

Effet de la résolution spatiale sur une carte de couverture terrestre

Dans une carte de CT, l'information est généralement organisée en un certain nombre de classes thématiques (p. ex. forêt, eau, surfaces imperméables, etc.). En tant que représentation thématique du territoire, une carte de CT peut être vue comme un modèle de paysage. La notion de paysage, qui peut être défini comme «un territoire spatialement hétérogène par rapport à un facteur d'intérêt» (Turner et Gardner 2015), fournit un cadre théorique pertinent pour l'analyse de la CT. Dans une carte de CT, l'hétérogénéité du paysage est représentée sous la forme d'une mosaïque de taches (le terme *patches* est utilisé en anglais) de différentes classes, chaque tache correspondant à une parcelle de territoire homogène par rapport à la CT (Figure 1.3). La mosaïque de taches qui constitue la carte présente une certaine structure, qui se caractérise par sa composition et sa configuration. La composition réfère à la variété et à l'abondance des classes. Elle peut être décrite par des attributs tels que le nombre de classes et la superficie couverte par chacune. Pour sa part, la configuration réfère aux caractéristiques spatiales et à l'arrangement des classes dans l'espace. Elle peut être décrite par des attributs tels que le nombre et la taille des taches, leur forme géométrique et leur position les unes par rapport aux autres (McGarigal 2015). Un grand nombre de métriques du paysage ont été développés pour quantifier les différents aspects de la structure du paysage (Uuemaa et al. 2009). Ces métriques peuvent être calculés à l'échelle des taches individuelles, des classes ou du paysage en entier.

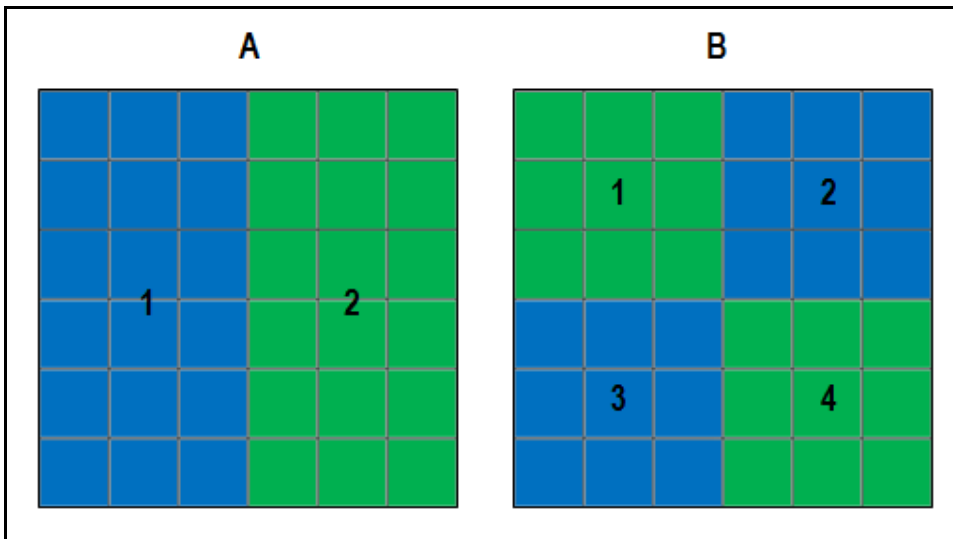


Figure 1.3. Illustration des composantes d'un paysage. Les paysages A et B ont une résolution spatiale (pixels de 1 x 1 m), une étendue (6 x 6 m) et une composition (2 classes occupant chacune 50% du paysage) identiques. Par contre, ils diffèrent dans leur configuration (une tache de 3 x 6 m pour chaque classe dans le paysage A et 2 taches de 3 x 3 m pour chaque classe dans le paysage B).

L'information contenue dans une carte de CT est intimement liée à l'échelle spatiale à laquelle le paysage est représenté (Wu 2004). En écologie du paysage, l'échelle spatiale est généralement décrite selon deux composantes, soit la résolution (superficie de la plus petite unité d'observation; le terme grain est aussi utilisé) et l'étendue (superficie de l'ensemble du territoire représenté) (Figure 1.3; Turner et al. 1989). D'un point de vue technique, l'information sur la CT peut être stockée sous format vectoriel (sous forme de polygones) ou sous format matriciel (découpage uniforme du territoire en pixels généralement carrés). Dans le cas d'une carte en format vectoriel, la résolution spatiale correspond à l'aire et à la largeur minimale d'interprétation, alors que dans le cas d'une carte en format matriciel, la résolution spatiale correspond à la taille des pixels. Bien que les constats soient similaires, le format des données nuance l'interprétation de l'effet de la résolution. La discussion qui suit se concentre sur le format matriciel, davantage utilisé en écologie du paysage (Turner et Gardner 2015).

En présence d'hétérogénéité spatiale, une partie de l'information est perdue lorsque la résolution des données de CT diminue. Cette perte d'information peut être attribuée au problème des pixels mixtes (Figure 1.4). Ce problème réfère au fait que la forme carrée des pixels n'épouse pas parfaitement les

contours des objets géographiques réels, si bien qu'un certain nombre de pixels s'avèrent mixtes par rapport à la CT réelle, c'est-à-dire qu'ils chevauchent ou contiennent plus d'une classe. Ces pixels mixtes surviennent en différents endroits, notamment en bordure des taches ou en présence de taches de largeur ou de taille inférieure à la taille des pixels (Fisher 1997). Le fait de n'attribuer qu'une seule classe de CT à un pixel mixte, par exemple la classe dominante, implique donc une perte d'information par rapport aux autres classes présentes dans le pixel. La proportion de pixels mixtes dépend de la taille des pixels par rapport aux entités géographiques représentées. De manière générale, l'ampleur du problème augmente à mesure que la résolution spatiale diminue (Aplin 2006). Le problème des pixels mixtes peut être perçu comme une manifestation du problème de l'unité d'aire modifiable (Openshaw 1984; Jelinski et Wu. 1996; Marceau et al. 1994). En effet, une grille matricielle peut être vue comme un découpage arbitraire du territoire en unités spatiales homogènes : la classe qui domine un pixel dépend donc de la taille des pixels (problème d'échelle), mais aussi du positionnement de la grille matricielle sur le territoire (problème de zonage). Par conséquent, les changements dans la carte de CT induits par un changement de résolution spatiale comportent une part de hasard reliée à la position des pixels par rapport aux entités géographiques.

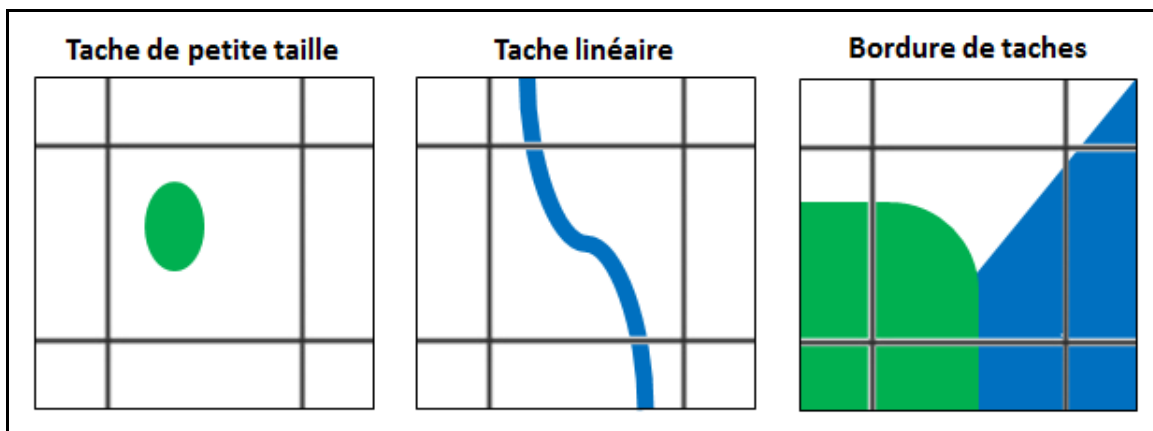


Figure 1.4. Différentes causes du problème des pixels mixtes. Figure adaptée de Fisher (1997).

L'effet de la résolution spatiale sur une carte de CT n'est néanmoins pas entièrement aléatoire, et peut être relié à la structure réelle du paysage représenté dans la carte. De manière générale, lorsque la CT dominante est attribuée aux pixels de taille supérieure, la superficie des classes de CT dont la proportion est plus élevée est surestimée à plus basse résolution, au détriment des classes plus rares (Turner et al. 1989). L'effet dépend également de la configuration des classes de CT. Une classe plus compacte (agglomérée) et formant de plus grandes taches aura tendance à être moins

influencée par le changement de résolution (Moody et Woodcock 1995). Dans l'ensemble, la carte de CT tend à s'homogénéiser à mesure que la résolution diminue, puisque l'information sur la configuration fine des classes est perdue (Jelinski et Wu 1996). Au-delà de ces tendances générales, estimer précisément l'effet de la résolution sur la structure d'une carte de CT demeure une tâche complexe, puisque l'effet dépend de l'interaction non linéaire entre la taille des pixels et la structure du paysage (Moody et Woodcock 1995). Si la réponse de certains attributs de la carte est relativement prévisible (p. ex. augmentation de la taille moyenne des taches), la réponse de plusieurs attributs varie d'un paysage à l'autre (Wu et al. 2002; Wu 2004).

Bien que l'effet de la résolution spatiale des données sur la représentation du paysage ait été amplement démontré, le développement de méthodes permettant de prédire ou de corriger cet effet demeure un sujet de recherche important en écologie du paysage (Wu et Hobbs 2002; Wu et al. 2006). L'utilisation de paysages simulés permet de contrôler la structure du paysage et de mieux comprendre les facteurs (p. ex. niveau de dispersion d'une classe) qui modulent l'effet de la résolution (p. ex. Turner et al. 1989; Shen et al. 2004). De manière similaire, lors de l'étude de paysages réels, des modèles statistiques peuvent être développés afin de déterminer l'influence relative de ces différents facteurs sur le comportement d'un attribut du paysage suite à un changement de résolution (p. ex. Moody et Woodcock 1995). Toutefois, un modèle statistique développé pour un paysage donné ne s'applique pas nécessairement à un paysage différent, puisqu'il est difficile de prendre en compte les interactions entre tous les facteurs qui contrôlent l'effet de la résolution (Moody et Woodcock 1996; Francis et Klopatek 2000). Par conséquent, quantifier directement la réponse empirique de cartes de CT représentant des paysages réels demeure une méthode pertinente pour déterminer avec précision l'effet de la résolution dans un paysage donné (Wu 2004).

Couverture terrestre en milieu urbain

En milieu urbain, la CT se caractérise par la présence de structures artificielles (p. ex. bâtiments), l'imperméabilisation des surfaces et la modification de la végétation (gazons entretenus, introduction d'espèces ornementales, etc.) (McDonnell et Hahs 2008; Raciti et al. 2012). Différents types de matériaux et de végétation se succèdent sur de courtes distances, le long de frontières souvent tranchées. En ce sens, la CT urbaine se caractérise également par son hétérogénéité spatiale à fine

échelle (Cadenasso et al. 2007). Dans une étude basée sur l'analyse d'images IKONOS provenant de 14 villes situées dans différentes régions du monde, Small (2003) a identifié une taille caractéristique de 10 à 20 m de largeur pour les objets géographiques les plus abondants (routes, bâtiments, arbres, etc.). Pour leur part, Moskal et al. (2011) rapportent un diamètre moyen de 5 m pour la couronne des arbres de la ville de Seattle, aux États-Unis. Ainsi, bien que l'échelle spatiale caractéristique de la CT urbaine puisse varier en fonction de la ville et des objets géographiques d'intérêts, une haute résolution spatiale est généralement nécessaire pour représenter adéquatement le paysage urbain (Welch 1982; Zhou et Troy 2008; Qian et al. 2015b). À ce sujet, O'Neill et al. (1996) proposent d'utiliser des données d'une résolution spatiale de 2 à 5 fois plus fine que les objets d'intérêts. Ces informations suggèrent qu'une résolution spatiale de 1 à 5 m devrait être utilisée pour minimiser le problème des pixels mixtes et son effet sur la représentation de la CT urbaine.

En plus de l'hétérogénéité spatiale de la CT à fine échelle, la structure du paysage urbain varie à plus large échelle, d'un secteur à l'autre de la ville. Cette structure varie notamment en fonction de l'utilisation du sol. Alors que la CT correspond à la couverture biophysique du territoire, l'utilisation du sol réfère à la fonction à laquelle une parcelle de territoire est dédiée (p. ex. utilisation résidentielle, utilisation commerciale) (Cadenasso et al. 2007). Bien que les deux notions diffèrent dans leur définition, l'utilisation du sol influence généralement la CT. Ainsi, certaines études ont observé une relation entre la structure de la CT et l'utilisation du sol en milieu urbain (p. ex. Herold et al. 2002; Herold et al. 2003; Van de Voorde et al. 2011). Cette relation n'est toutefois pas linéaire, puisque la structure de la CT peut varier pour un type d'utilisation du sol donné. Par exemple, le couvert arborescent et la densité d'habitation peut varier d'un secteur résidentiel à l'autre. De plus, le territoire urbain est souvent multifonctionnel, et il peut être difficile d'attribuer un type d'utilisation du sol précis à une parcelle de territoire (Vanderhaegen et Canters 2017). Néanmoins, il s'avère possible de distinguer certains types d'utilisation du sol à partir des caractéristiques de la CT avec un niveau de fiabilité adéquat (Herold et al. 2003; Van de Voorde et al. 2011). Le type d'utilisation du sol devrait donc pouvoir être utilisé comme indicateur de la structure de la CT en milieu urbain.

Objectifs et hypothèses

L'objectif général de cette étude est d'aider à prédire l'ampleur des différences entre des cartes de SE urbains produites à partir de données de CT de résolutions spatiales variables. Pour ce faire,

notre étude est basée sur le postulat selon lequel la connaissance de l'effet de la résolution spatiale sur la carte de CT, combinée à une bonne compréhension du rôle des données de CT dans la méthode de cartographie du SE, permet d'estimer l'effet de la résolution des données de CT sur une carte de SE. Le premier objectif spécifique de cette étude est donc de caractériser l'effet de la résolution spatiale sur la représentation de la CT en milieu urbain. Le second est d'examiner comment les changements dans la carte de CT se propagent dans les cartes de SE, en accordant une attention particulière aux flux de SE produits à différentes échelles spatiales.

Une étude de cas sera réalisée (Chapitre 2) afin de documenter l'ampleur et la variabilité des différences entre des cartes de CT et de SE urbains produites à partir de données de 1 à 15 m de résolution spatiale, soit à l'intérieur et légèrement au-delà de la plage de 1 à 5 m considérée adéquate pour la représentation de la CT urbaine (voir la section «Couverture terrestre en milieu urbain» ci-haut). En ce qui concerne l'effet de la résolution sur la carte de CT, nous émettons l'hypothèse que cet effet dépend du type d'utilisation du sol considéré, dans la mesure où l'utilisation du sol détermine la structure de la CT. Pour tester cette hypothèse, différents types d'utilisation du sol seront comparés : des zones d'utilisation résidentielle, des zones d'utilisation reliée au travail (commerciale, industrielle, etc.) et des quartiers entiers composés de plusieurs types d'utilisation. Nous prédisons que l'effet de la résolution sera moins variable pour un type d'utilisation du sol particulier que lorsque différents types sont comparés entre eux. En ce qui concerne l'effet de la résolution sur les cartes de SE, nous émettons l'hypothèse que l'effet de la résolution est influencé par l'échelle spatiale du flux de SE considéré. Pour tester cette hypothèse, trois SE seront comparés : le stockage de carbone (flux à l'échelle globale), la régulation de la température et la pollinisation (flux à l'échelle locale). Nous prédisons que les SE dont le flux est à l'échelle locale seront plus sensibles à la résolution.

Chapitre 2 – From map to map: how land cover spatial resolution affect urban ecosystem services flows?

Jean-François Rioux, Jérôme Cimon-Morin, Stéphanie Pellerin, Didier Alard et Monique Poulin

Résumé

Cette étude visait à caractériser l'effet de la résolution spatiale des données de couverture terrestre (CT) sur la cartographie des services écologiques (SE) urbains. Sur le territoire de la ville de Laval (Canada), trois SE ont été cartographiés à partir de données de CT de 1 à 15 m de résolution : le stockage de carbone, la régulation de la température et la pollinisation. La diminution de la résolution a induit une diminution de la quantité de SE calculée en raison de la disparition des petits espaces verts. Pour les flux de SE à l'échelle locale, l'effet dépendait également des changements de configuration dans la carte de CT. L'ampleur de l'effet variait à l'intérieur de la ville, puisqu'il était sensible à la structure locale du paysage. L'utilisation de données à haute résolution spatiale est donc recommandée pour la cartographie des SE urbains, en particulier pour les flux à l'échelle locale.

Abstract

In spatially heterogeneous urban areas, estimating the effect of land cover (LC) data spatial resolution on mapping spatial flows of ecosystem services (ES) from greenspaces to beneficiaries remains a challenge. Our objectives were to compare the sensitivity of global- and local-flow ES to changing LC spatial resolution, and to assess the variability of the effect of LC data resolution within the urban area. Using the city of Laval (Canada) as a case study, carbon storage (a global-flow ES), cooling and pollination (two local-flow ES) were mapped using LC data aggregated from 1 m to 15 m. Results were analyzed for districts (comprising various types of urban land uses), and for 480 x 480 m residential and work-related land use zones. Greenspaces cover was generally underestimated at a coarser spatial resolution, leading to an underestimation of ES potential supply and flow. For cooling and pollination, the effect of LC data spatial resolution on ES flow also depended on changes in the spatial configuration of ES potential supply relative to ES demand. The magnitude of the effect was different for residential zones, work-related zones and districts. However, variability in the effect was also high between similar landscape units, suggesting that it is highly sensitive to LC structure. Considering the magnitude of and the uncertainty associated with the effect, using 5 m or higher spatial resolution is recommended to adequately map the ES provided by the small greenspaces scattered through the urban fabric, especially for local-flow ES.

Introduction

There is an increasing interest to integrate ecosystem services (ES) provided by greenspaces into urban planning (Gomez-Bagghetun et al. 2013). To this end, ES mapping represents a useful tool for a spatially explicit quantification of ES, as well as an effective medium to illustrate and communicate this information (Pulighe et al. 2016). However, ES mapping is still a developing field and the diversity of methods and data used can produce divergent results regarding the amount and location of a given ES in the landscape (Bagstad et al. 2018; Crossman et al. 2013; Schulp et al. 2014). Accordingly, there is often a high level of uncertainty about the accuracy of the maps produced, which is seldom assessed (Hou et al. 2013; Ochoa and Urbina-Cardona 2017; Boerema et al. 2017). One of the challenges faced by the ES mapping community is to develop a better understanding of these sources of uncertainty (Hamel and Bryant 2017), in order to guide the choice of methods and data adapted to the mapping purpose (Schroter et al. 2015).

Land cover (LC) maps, describing the biophysical characteristics of the land surface, are one of the most common data source used in ES mapping (Martínez-Harms and Balvanera 2012). An important feature of these maps is their spatial resolution, which has been shown to influence ES mapping, but the magnitude of the effect was found to vary depending on the ES and the landscape under study (Bagstad et al. 2018; Grafius et al. 2016; Grêt-Regamey et al. 2014; Konarska et al. 2002; Schulp and Alkemade 2011). For example, when mapping urban ES using 5 m and 25 m resolution LC data, Grafius et al. (2016) calculated 1.3 times more carbon storage but 2.8 times less potential sediment erosion estimates at a higher resolution. In another study, ES value for the conterminous United States was calculated three times higher using 30 m LC data compared to 1 km data, but the magnitude of the difference varied between states (Konarska et al. 2002). Estimating precisely the effect of LC data resolution on a given ES in a given landscape thus remains a challenge.

Part of the difficulty lies in estimating the effect of spatial resolution on the LC map itself. While the general effect of LC map aggregation (i.e. decreasing spatial resolution) is an increase in the area of dominant classes at the expense of rarer classes and a loss of information on fine-scale spatial heterogeneity (Turner et al. 1989; Wu 2004), the precise changes in a LC map with aggregation depend on the actual structure of the landscape represented. For example, the effect of aggregation

on the proportion of a LC class in a map depends on the proportion of this class in the landscape, the size of its patches and its level of clumpiness (Moody and Woodcock 1995). Another part of the challenge is to relate changes in the LC map to the spatial processes involved in ES mapping. In particular, spatially explicit ES models requiring an accurate representation of LC structure were found to be highly sensitive to LC map resolution in heterogeneous environments (Bagstad et al. 2018; Grafius et al. 2016; Schulp and Alkemade 2011).

While advanced technology allows the production of very high (i.e. ≤ 1 m) resolution urban LC maps (e.g. Zhou and Troy 2008), these maps are not readily available everywhere. Furthermore, they often need to be aggregated to coarser resolution, due, amongst several reasons, to computational limitations or integration with other datasets. Considering the fine-scale spatial heterogeneity that characterizes LC in urban areas (Small 2003; Cadenasso et al. 2007), the differences between very high and coarser resolution urban LC maps may have a significant effect on urban ES mapping. In addition, this effect will likely vary within the urban area as a function of the larger-scale spatial heterogeneity of the landscape, and especially as a function of land use (LU), which refers to the function to which a land parcel is dedicated. For example, the effect may be more pronounced in fine-grained residential zones than in coarse-grained work-related zones. Moreover, specific LU types may exhibit consistent LC structure (Herold et al. 2002; Van de Voorde et al. 2011) and thus consistent scaling behavior. The high level of ES demand in urban areas also provides an opportunity to examine the effect of LC data resolution on mapping spatial flows of ES, i.e. the actual delivery of ES from greenspaces to beneficiaries (Serna-Chavez et al. 2014). Compared to mapping ES supply or demand separately, mapping ES flow requires considering the spatial relationship between supply and demand, which may increase its sensitivity to LC data resolution.

The aim of this study is to provide empirical results that may be used as «scaling rules» to estimate the effect of LC data resolution on fine-scale urban ES mapping. To this end, we documented the magnitude of the differences in LC structure and ES quantity between maps produced using LC data aggregated from 1 m to 15 m. Three ES representing different types of spatial flows were compared: carbon storage, a global-flow ES, as well as cooling and pollination, two local-flow ES. Results were analysed for two levels of landscape units: large urban districts, and 480 x 480 m residential and work-related LU zones. Analysis at the level of districts aimed at assessing the global effect of

resolution in the urban area, as districts were assumed to capture the overall heterogeneity of the urban landscape. Analysis at the level of LU zones aimed at assessing the local effect of resolution, as each LU type was assumed to exhibit a specific LC structure. These two levels of analysis were used to better assess the variability of the effect of LC data resolution within the urban area.

Data and methods

Study area

We conducted our study in Laval, a city located in southern Québec, Canada (Figure 2.1), with a land area of 247 km² and a population of 422 993 inhabitants (Statcan 2016). Laval territory is composed of one main island, Île Jésus (242 km²), along with several smaller islands located in the rivers bordering it (Ville de Laval 2017b). Our study area was limited to Île Jésus, excluding also the surrounding rivers. Laval is part of Greater Montreal, Canada's second most populous metropolitan area. Following an agricultural past, the city experienced an accelerated urban sprawl since the 50s. Its form of development, typical of North American suburbs, is characterized by spatial segregation of uses, with extensive low-density residential and commercial areas intersected by a road network designed for automobile travel (Nazarnia et al. 2016; Ville de Laval 2017b). Yet, agricultural lands still occupy about a third of Laval territory, mainly in the east part of the island.

Land cover data

We used an existing 1 m spatial resolution raster LC map covering Laval territory (CMM 2017). This map was created using color-infrared orthophotos captured in August 2015. Normalized difference vegetation index (NDVI) and height criteria were applied to distinguish four LC classes: low mineral (NDVI < 0.3; height < 3 m), buildings (NDVI < 0.3; height > 3 m), low vegetation (NDVI > 0.3; height < 3 m) and tree canopy (hereafter «canopy») (NDVI > 0.3; height > 3 m). A fifth class corresponding to water was added from ancillary data; however, as it covered only a small proportion of the study area (< 1%), it was treated as a background class in the remaining of the study. Visual analysis of the original LC map revealed some systematic classification errors related to agricultural fields, water bodies and buildings that were corrected in a data preparation step (see Appendix 1 for more details on these corrections and other methodological precisions).

The corrected 1 m LC map (Figure 2.1) was then aggregated to spatial resolutions of 3 m, 5 m, 10 m and 15 m following a majority rule. The raster map was first converted to vector format, keeping the edges of the polygons the same as the raster's cell edge. This vector map was then converted back to rasters of coarser resolution using the «maximum combined area» cell assignment type in ArcMap (ESRI 2015), so that the dominant LC class (the class covering the most extensive area) within a cell was assigned to this cell. In case of a tie between two LC classes, the class with the lowest feature identification number polygon within the cell was assigned to this cell, which resulted primarily in a random attribution. We choose to limit our study to this range of resolution (1-15 m) to keep the same five LC classes throughout the experiment, as it would have been necessary to adapt the definition of LC classes at a coarser resolution. Indeed, LC maps at 25-30 m resolution, such as those produced using Landsat data, generally use a mixed LU/LC classification system (e.g. Anderson et al. 1976) that is different from our high spatial resolution classification system.

Delineation of landscape units

Urban districts

Within the study area, the urban area was distinguished from the rural part of the island based on surface imperviousness, with a method adapted from Raciti et al. (2012). To do so, the LC map was reclassified into «impervious surfaces» (low mineral and buildings) and «greenspaces» (low vegetation and canopy). This reclassified map was used to calculate the impervious surfaces area in a 500 m radius moving-window around each cell. A 15% imperviousness threshold was used to distinguish between urban ($\geq 15\%$) and non-urban ($< 15\%$) cells. From the 14 administrative districts of Laval city (Ville de Laval 2017a), the urban part of the eight most urbanized districts was selected for the analysis (Figure 2.1). These urban districts varied in size from about 3 km² to 40 km² and were all composed of a heterogeneous mix of different LU types.

Land use zones

In addition to these large heterogeneous urban districts, homogeneous zones in terms of LU were selected using an existing LU map (CMM 2016) reclassified into 3 broad LU types: residential (any density), work-related (including commercial, industrial and office workplaces) and «other» (including every other LU, for example parks, agricultural lands, the motorway network and vacant lots). From a grid composed of 480 x 480 m polygons positioned over the urban area, two sets comprising the 25 polygons with the highest proportion of residential and work-related area were selected. For both

residential and work-related sets of 25 polygons, 10 non-contiguous polygons were randomly chosen, which represent the 10 zones of analysis for each LU type (Figure 2.1).

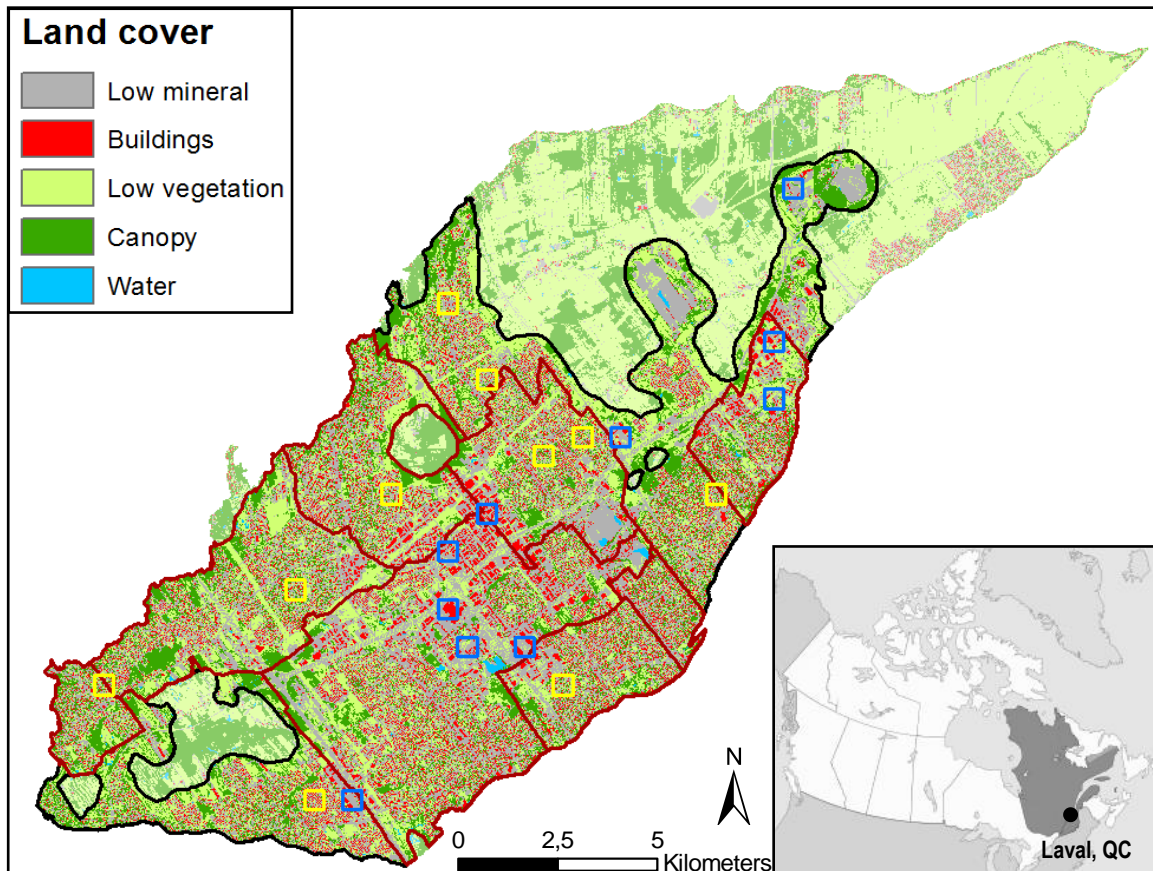


Figure 2.1. Location and land cover map of the study area. The land cover map also shows the delineation of the urban area in black, urban districts in dark red, residential zones in yellow and work-related zones in blue.

Ecosystem services mapping

Conceptual framework

Based on the conceptual framework proposed by Villamagna et al. (2013), our ES mapping method distinguished three components: potential supply, demand, and flow. ES potential supply refers to the «ecosystem's potential to deliver services based on biophysical properties»; ES demand refers to «the amount of a service required or desired by society»; and ES flow refers to «the actual production or use of the service». From a spatial perspective, an ES flow can be viewed as a spatial flow between the area of service production (provisioning area) and the area of service use by

beneficiaries (benefiting area). From a provisioning area, the area within which the ES can potentially be used can be identified as the flow area (Serna-Chavez et al. 2014). The presence of beneficiaries (expressing a demand) in the flow area gives rise to the actual ES flow.

Figure 2.2 illustrates how we applied these concepts in our mapping method. A particularity of the method is that provisioning and benefiting areas were allocated to individual raster cells. A potential supply value was first attributed to every provisioning cell. To map the ES flow as supplied to benefiting cells, this potential supply was then redistributed to every cell in the flow area around the provisioning cell. Doing so for every provisioning cell in the map determined the total potential supply received by each cell. A binary demand value of 1 was then attributed to each benefiting cell in the map, and a null value was assigned to other cells. The presence of benefiting cells in the flow area of provisioning cells gave rise to ES flows, which were quantified as the amount of supply received by each benefiting cell.

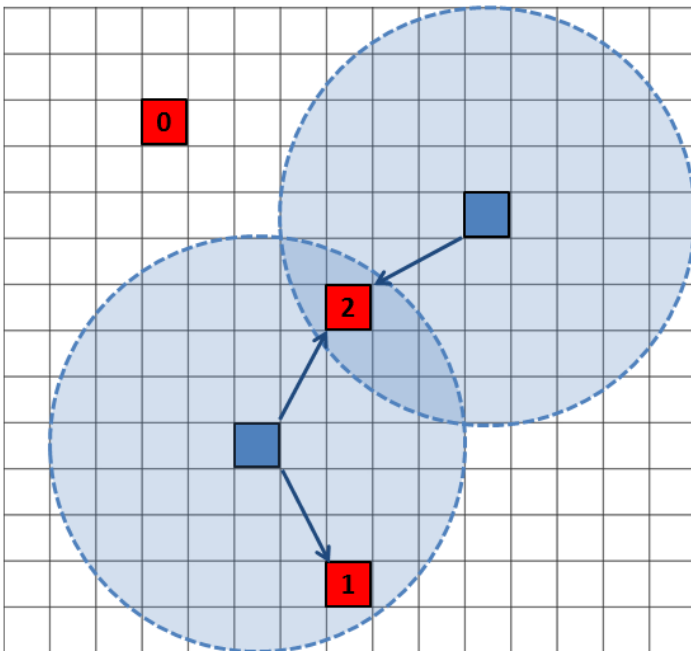


Figure 2.2. Illustration of the ecosystem services mapping method used. The figure depicts provisioning area as blue cells, benefiting area as red cells, flow area as transparent blue circles and ecosystem service flow as blue arrows. Ecosystem service flow is mapped as supplied to benefiting cells, and is quantified as the amount of supply received by a benefiting cell (numbers shown).

ES selection and mapping

Spatial flows of ES can take different forms depending on the spatial relationship between the provisioning and benefiting areas (e.g. Costanza 2008; Fisher et al. 2009; Serna-Chavez et al. 2014). While some ES must be used *in situ* (e.g. wild fruit harvesting), the flow area of most ES extends within a specific spatial range from the provisioning area. In this study, the effect of LC resolution was compared for two broad types of spatial flows: global-flow ES, which is independent of beneficiaries' location relative to provisioning areas, and local-flow ES, which depends on the proximity between provisioning and benefiting areas. Three ES were selected: (1) carbon storage, a global-flow ES supplied by individual landscape patches; (2) cooling, a local-flow ES supplied by individual landscape patches; and (3) pollination, a local-flow ES supplied by the landscape mosaic of patches. These three ES were mapped using simple models and the five different resolutions LC maps as input data.

Carbon storage

The carbon storage model corresponded to global climate regulation by carbon storage in live biomass (Weissert et al. 2014). Based on data from the literature, a carbon storage value of 7.69 kgC/m² was attributed to canopy (Nowak et al. 2013), 0.22 kgC/m² to low vegetation (Jo and McPherson 1995) and zero to impervious surfaces. As a global-flow ES, the flow area of carbon storage is the entire planet: carbon storage at any location contributes to global climate regulation. Therefore, all the carbon stored in the study area benefits people, and potential supply equals flow. As it was not possible neither relevant in this study to redistribute the potential supply to benefiting areas at a global scale, carbon storage was mapped directly as the ES flow supplied from vegetation, rather than the ES flow supplied to beneficiaries like the two other ES.

Cooling

The cooling model corresponded to the cooling effect of vegetation on the surrounding air temperature (Bowler et al. 2010). A relative cooling effect value of 10 units/m² was attributed to canopy, 5 units/m² to low vegetation and zero to impervious surfaces. These relative values reflect the fact that trees have a higher cooling effect on air temperature than grass (e.g. Huang et al. 2008), but the actual ratio of 2:1 is rather arbitrary. This choice was motivated by the desire to give more weight to low vegetation in this ES model compared to the carbon storage model, for which the ratio is about 35:1 (see above). The cooling effect of vegetation can be perceived as far as several

hundred meters from large greenspaces (e.g. Sugawara et al. 2016). As we attributed a value to small individual raster cells, we choose a conservative cooling distance of 60 m, which determined the flow area around each provisioning cell. Cooling potential supply received by each cell in the map was thus computed as the mean cooling effect value of the cells in a 60 m radius circle around that focal cell. Regarding cooling demand, a binary value of 1 unit/m² was attributed to buildings and zero to all the other classes. The cooling demand map was then multiplied with the cooling potential supply map to produce the cooling flow map, representing the quantity of cooling received by each buildings cell.

Pollination

The pollination model corresponded to urban gardens pollination by wild bees (Lowenstein et al. 2015). Pollination potential supply was mapped using the InVEST pollination model (Sharp et al. 2016). This model first calculates an index of the relative abundance of bees nesting in each cell in the map, based on the nesting suitability of the cell and the floral resources in the flight range around this cell, giving more weight to nearby cells. From this output, an index of the relative abundance of bees foraging in each cell in the map (potential supply received by each cell) is computed, again based on the flight range of the species. We modeled a single type of bee species, representative of small ground-nesting bees with a short flight range, which was set to 60 m. Regarding the other model parameters, a relative nesting suitability value of 1 was attributed to canopy and 0.5 to low vegetation, and a relative floral resources value of 0.25 was assigned to canopy and 1 to low vegetation. Impervious surfaces received null values. These values were estimated based on previous use of the InVEST model in urban areas (Davis et al. 2017; Grafius et al. 2016). Pollination demand was attributed to residential food gardens. Since there was no gardens map available for the study area, we randomly attributed a 5 x 5 m garden to 5% of low-density residential lots in the city, for a total of approximately 4600 gardens. A binary demand value of 1 unit/m² was attributed to gardens and zero to the rest of the study area. The pollination demand map was then multiplied with the pollination potential supply map to produce the pollination flow map, representing the relative abundance of bees pollinating each garden cell. It is important to note that the spatial resolution of the pollination demand map was kept constant at 1 m for each model run, as all gardens would have disappeared from the map over 5 m resolution.

Data analysis

Analyzes of LC and ES maps were performed for each landscape units (urban districts and the two types of LU zones) at each resolution. LC structure was quantified with three class-level landscape metrics, using FRAGSTATS 4.2 (McGarigal et al. 2012): proportion of landscape, mean patch size and clumpiness index. Patches were delineated using the 8 cells neighbor rule. As it is based on cell adjacency, calculation of the clumpiness index is sensitive to cell size: for identical LC maps (in term of structure), the clumpiness index value decreases as cell size increases, because the ratio of interior to border cells decreases (McGarigal 2015). To isolate the real changes in LC structure from this calculation bias, each coarser resolution LC maps were resampled (cell-center method) to a spatial resolution of 1 m before computing the clumpiness index. This resampling clipped larger cells into several smaller cells, but had no effect on LC structure per se. Regarding the ES maps, mean ES component quantity/m² of the landscape (ES quantity) was computed for carbon storage, and for cooling and pollination potential supply, demand and flow. Results obtained at 1 m resolution were considered as the reference against which results from the coarser resolutions maps were compared. The effect of data resolution on LC and ES metrics was calculated as the percentage of variation in the value of the metric at a coarser resolution compared to 1 m resolution, following equation 1:

$$\text{Eq. 1 : Metric variation} = (V_{ir} - V_{io})/V_{io} * 100$$

where V_{ir} = value of metric i at resolution r , and V_{io} = value of metric i at the original resolution of 1 m. In addition to the three landscape metrics described above, the total percentage of cells that have changed of LC class with aggregation (cell-by-cell analysis) was calculated in ArcMap. For LU zones, the spatial location of these LC changes from one class to another was also visually analyzed.

Results

Land cover structure at 1 m spatial resolution

LC structure at 1 m spatial resolution was different for residential zones, work-related zones and urban districts (Figure 2.3 and Appendix 2). Residential zones represented a homogeneous group, as variability in LC structure between individual zones was low. Regarding their composition, the low mineral class was the dominant class (covering 39% of the landscape on average), followed by low

vegetation (27%), buildings (18%) and canopy (16%). Regarding their configuration, low mineral and buildings patches were on average larger than low vegetation and canopy patches, while buildings and canopy classes were more clumped than low mineral and low vegetation classes. In comparison, work-related zones represented a more heterogeneous group. They usually exhibited a higher proportion of low mineral (55% on average) and buildings (25%) cover, and a smaller proportion of low vegetation (18%) and canopy (only 3%) cover than residential zones, but low mineral, buildings and low vegetation proportion was highly variable. Work-related zones were characterized by very large buildings and low mineral patches, the latter being intersected mostly by narrow low vegetation and small canopy patches; however, more extensive low vegetation and canopy patches were also observed in some zones. Regarding urban districts, even if they were composed of a mix of different LU types, variability in LC structure between individual districts was low. Classes' proportion was similar to residential zones, while configuration attributes were intermediate to residential and work-related zones, except for canopy which exhibited larger, more clumped patches.

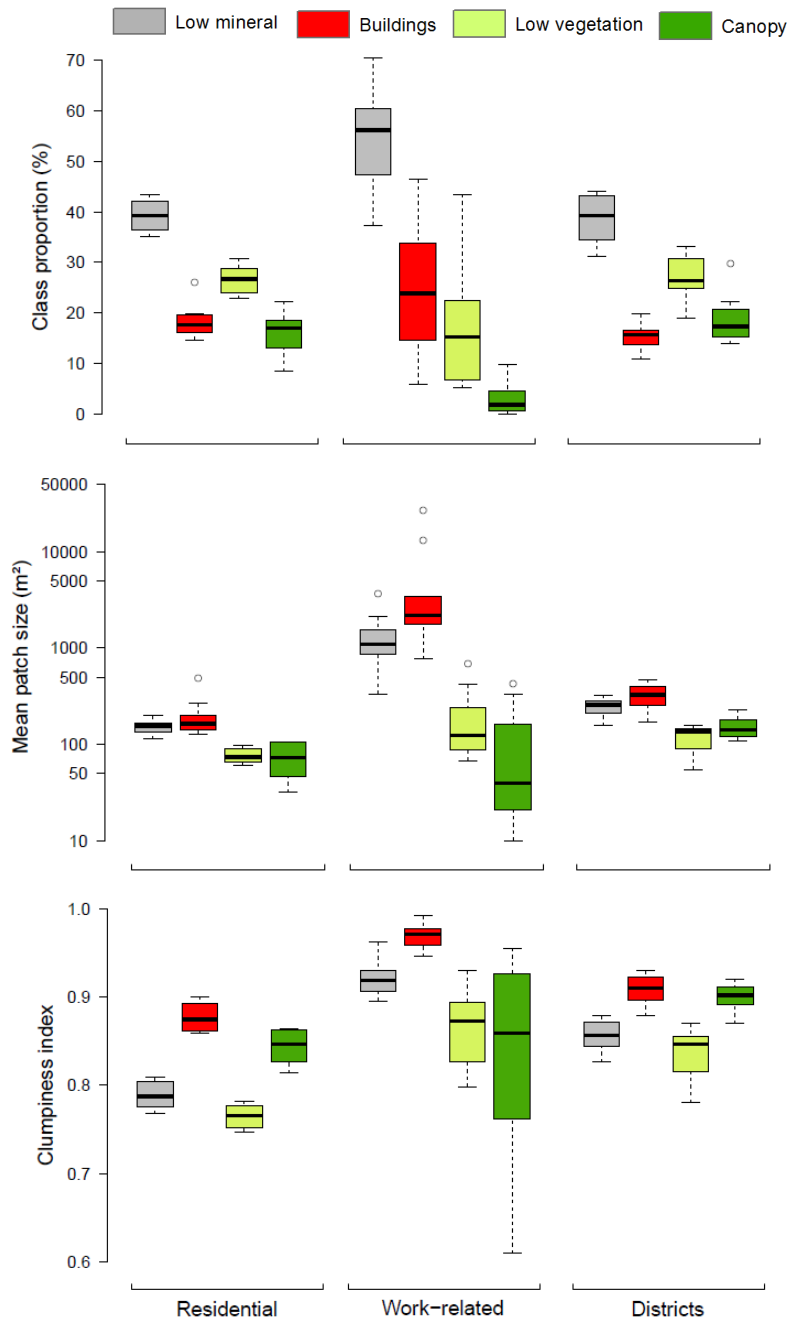


Figure 2.3. Land cover structure at 1 m spatial resolution. Each boxplot shows the distribution of a landscape metric value (y-axis) for residential ($n = 10$) and work-related zones ($n = 10$) as well as urban districts ($n = 8$) (x-axis). Each subfigure corresponds to a landscape metric. Note that for mean patch size, the y-axis is on a logarithmic scale.

Effect of map aggregation on land cover structure

In LU zones as well as urban districts, impervious surfaces (low mineral and buildings) proportion generally increased while greenspaces (low vegetation and canopy) proportion generally decreased with map spatial aggregation (Figure 2.4). The effect generally accentuated as spatial resolution decreased, but its magnitude varied between the three groups of landscape units. On average, impervious surfaces proportion in residential zones increased by about 10% while greenspaces proportion decreased by about -15% at 15 m. In comparison, in work-related zones, impervious surfaces proportion increase was less pronounced (+6% for low mineral and about zero for buildings), while greenspaces proportion decrease was more pronounced (-27% for low vegetation and -46% for canopy). At the districts level, impervious surfaces proportion increase was intermediate to that of residential and work-related zones (+8% for low mineral and +4% for buildings), while greenspaces proportion decrease was less pronounced than that of residential and work-related zones (-13% for low vegetation and -4% for canopy). Beside these average values, the magnitude of the effect varied substantially within each group of landscape units. For example, canopy proportion variation in work-related zones ranged from a +9% increase to a -100% decrease at 15 m. In general, the variability of the response for a group of landscape units was proportional to the average magnitude of the effect for this group, and thus accentuated as spatial resolution decreased.

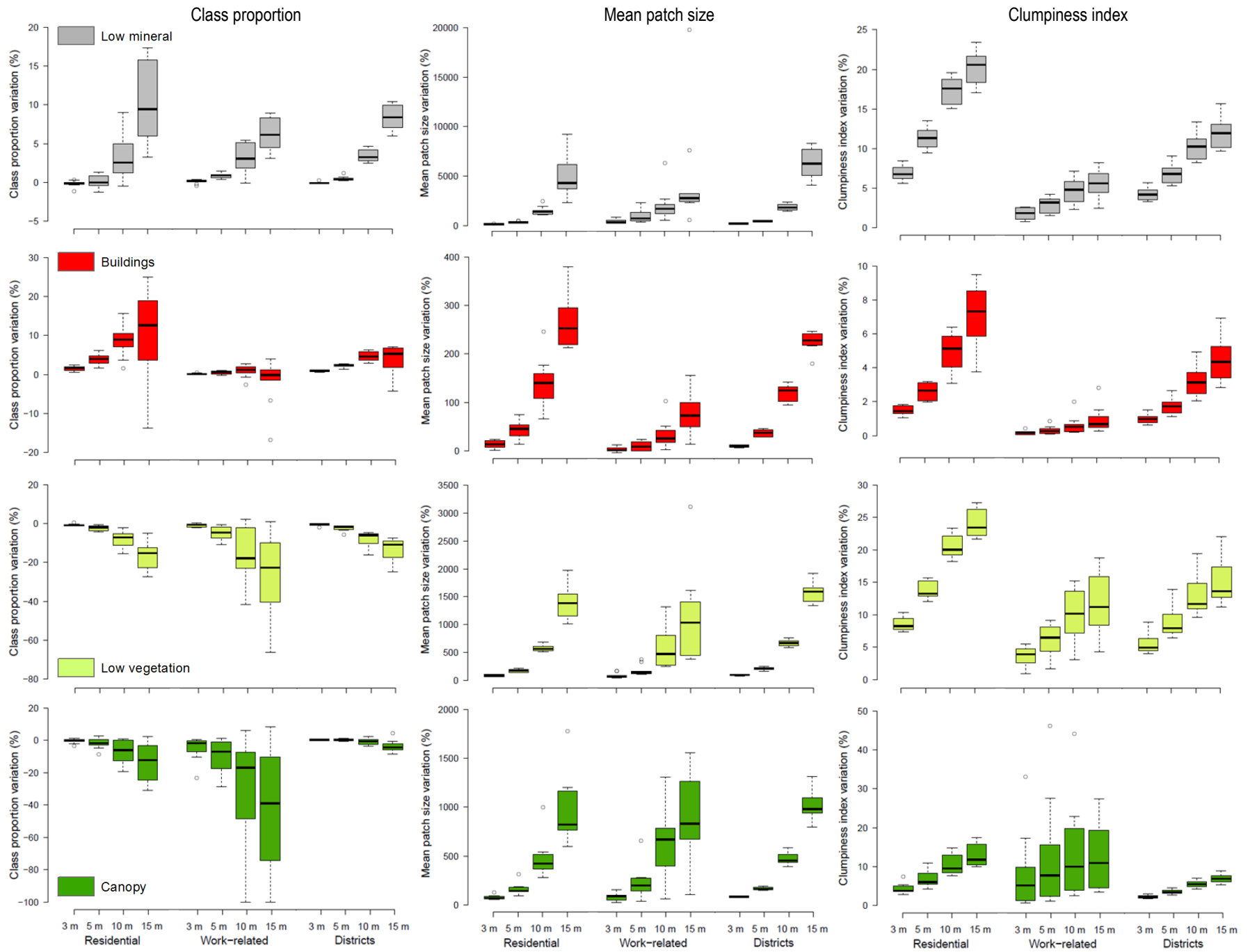


Figure 2.4 (previous page). Land cover structure variation compared to 1 m as a function of spatial resolution. Each boxplot shows the distribution of a landscape metric variation (y-axis), each boxplot quartet shows variation at 3 m, 5 m, 10 m and 15 m, and the three boxplot quartets in each subfigure correspond to residential zones (n = 10), work-related zones (n = 10) and urban districts (n = 8) (x-axis). Each column of subfigures corresponds to a landscape metric, while each row corresponds to a land cover class. Note that the scale of y-axes differ between subfigures.

Regarding LC configuration, mean patch size and clumpiness index increased for each LC class and each landscape unit with map aggregation (Figure 2.4). Increase in clumpiness (Figure 2.4) was inversely proportional to the level of clumpiness at 1 m (Figure 2.3), as classes tended to converge up to a high level of clumpiness at 15 m. Increase in mean patch size was generally more pronounced for low mineral, followed by low vegetation, canopy and buildings. Total percentage of changes was higher in residential (41% on average at 15 m) than work-related zones (14%), and intermediate in urban districts (29%) (Table 2.1). Visual analysis showed that changes occurred along the edge of large patches (stair-step effect) while small patches disappeared at the benefit of the dominant class surrounding them (Appendix 2). Very large increase in mean patch size at 15 m in many landscape units could be related to the loss of almost all the very small LC patches with aggregation. In residential zones, low mineral gains occurred mainly at the expense of low vegetation and mostly around roads. To a lesser extent, low vegetation gained area over low mineral in backyards. For their part, small buildings and canopy patches disappeared from the map, while larger buildings and canopy patches coalesced into more clumped patches. In work-related zones, changes occurring at the interface between low mineral and buildings patches resulted in gains and losses that mostly offset each other, while small low vegetation and canopy patches disappeared massively, mainly at the benefit of low mineral patches.

Table 2.1. Total percentage of cells that have changed of LC class compared to 1 m as a function of spatial resolution. Mean (SD) for residential and work-related zones as well as urban districts.

	3 m	5 m	10 m	15 m
Residential	13.44 (0.79)	20.83 (1.17)	33.36 (1.92)	41.49 (2.31)
Work-related	4.20 (1.30)	6.65 (2.05)	11.17 (3.50)	14.25 (4.35)
Districts	9.00 (1.08)	13.98 (1.64)	22.73 (2.63)	28.67 (3.31)

Ecosystem services quantity at 1 m spatial resolution

Carbon storage (0.25 kgC/m^2), cooling potential supply (1.19 units/m^2) and pollination potential supply (0.05 units/m^2) at 1 m resolution were on average lower in work-related zones than in residential zones and urban districts (Figure 2.5). Cooling flow (0.11 units/m^2) was also lower in work-related zones, even if cooling demand (0.25 units/m^2) was higher, while null pollination flow was associated with the absence of gardens in these areas, and thus of demand. Regarding the comparison between residential zones and urban districts, carbon storage (1.28 vs 1.50 kgC/m^2), cooling potential supply (2.91 vs 3.24 units/m^2) and pollination potential supply (0.09 vs 0.11 units/m^2) were on average higher in districts, but cooling (0.18 vs 0.15 units/m^2) and pollination ($1.52 \cdot 10^{-3}$ vs $0.72 \cdot 10^{-3} \text{ units/m}^2$) demand as well as cooling (0.5 vs 0.35 units/m^2) and pollination ($0.15 \cdot 10^{-3}$ vs $0.08 \cdot 10^{-3} \text{ units/m}^2$) flow were on average higher in residential zones.

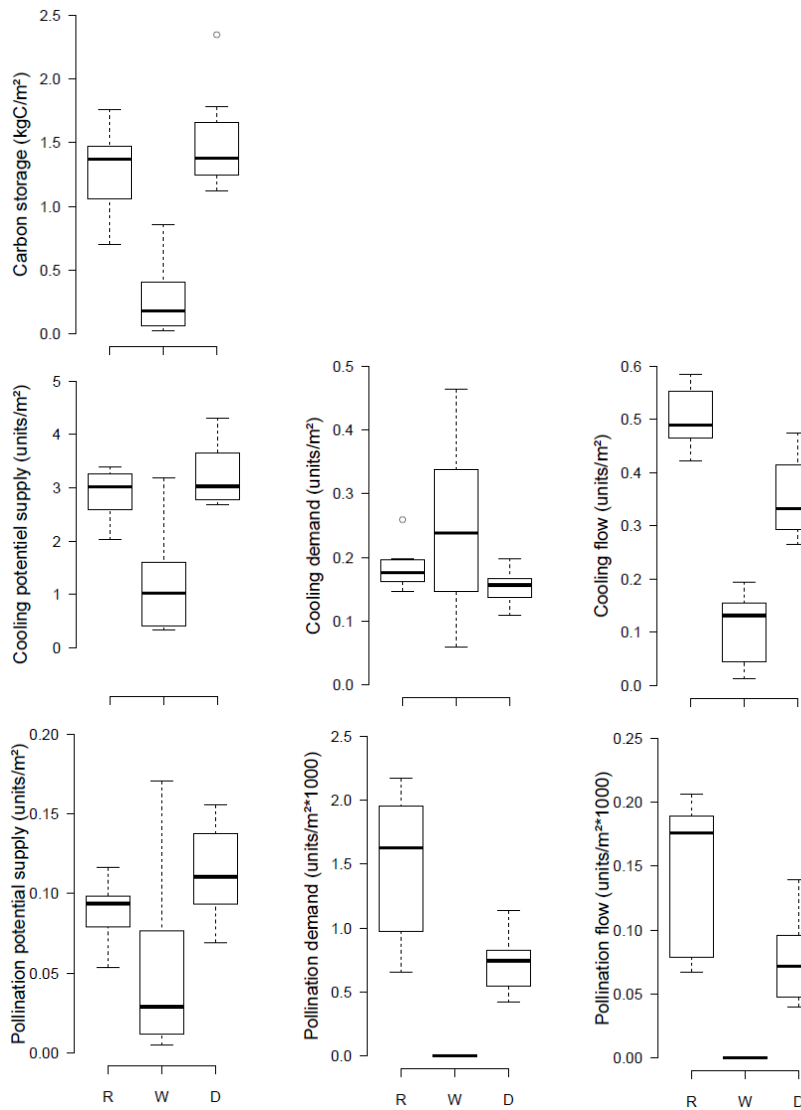


Figure 2.5. Ecosystem services quantity at 1 m spatial resolution. Each boxplot shows the distribution of ecosystem services quantity (y-axis) for residential (R; $n = 10$) and work-related zones (W; $n = 10$) as well as urban districts (D; $n = 8$) (x-axis). Each subfigure corresponds to an ecosystem service component. Note that the scale of y-axes differ between subfigures.

Effect of land cover resolution on ecosystem services quantity

For the three ES and each group of landscape units, ES potential supply and flow generally decreased as LC resolution decreased (Figure 2.6 and Appendix 3). Carbon storage decreased in most landscape units, except the few units where canopy cover increased with spatial aggregation (data not shown). The effect of LC resolution on carbon storage was more variable and on average

more pronounced in work-related zones (-38% at 15 m) than in residential zones (-13%) and urban districts (-4%).

Similarly to carbon storage, cooling flow quantity decreased in most landscape units, the effect of LC resolution being again more variable and on average more pronounced in work-related zones (-41% at 15 m) than in urban districts (-12%) and residential zones (-9%) (Figure 2.6). Variability was very low for districts, while intermediate for residential zones, where cooling flow even increased in some zones. This increase likely resulted from an increase in cooling demand that more than compensated for the decrease in potential supply in these zones. However, variation in the quantity of cooling flow was not simply the sum of variation in the quantity of potential supply and demand, but also depended on changes in their spatial configuration. Indeed, cooling flow generally decreased more than expected from potential supply and demand variation, indicating that potential supply decrease was more pronounced near buildings than on average in the entire landscape units' area (Figure 2.7). In other words, this indicates that greenspaces cover decrease was more pronounced in a 60 m radius around buildings than in whole landscape units' area.

Pollination flow decreased in every residential zone and urban district (Figure 2.6). This decrease was more variable and on average slightly more pronounced in residential zones than in urban districts (-22% vs -19% at 15 m). In both group of landscapes units, even if demand did not vary, pollination flow decrease was not identical to pollination potential supply decrease, indicating again that potential supply variation was not uniform across the landscape units' area. In residential zones, flow decrease was generally less pronounced than potential supply decrease, indicating that potential supply decrease was less pronounced around gardens than in whole residential zones area (Figure 2.7). Conversely, in districts, flow decrease was generally more pronounced than potential supply decrease, indicating that the latter was more pronounced around gardens than in whole districts area.

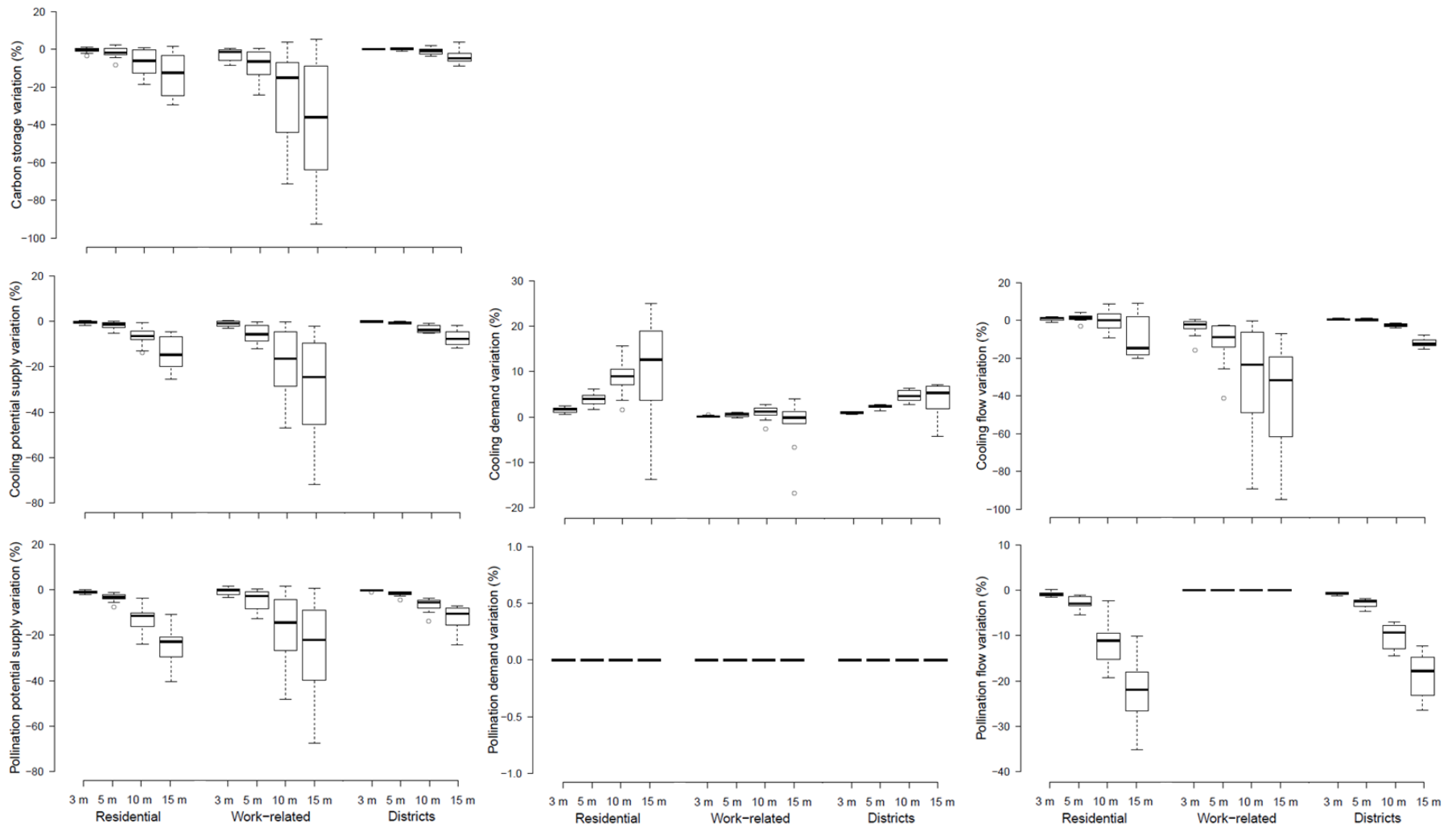


Figure 2.6. Ecosystem services quantity variation compared to 1 m as a function of spatial resolution. Each boxplot shows the distribution of ecosystem services quantity variation (y-axis), each boxplot quartet shows variation at 3 m, 5 m, 10 m and 15 m, and the three boxplot quartets in each subfigure correspond to residential zones (n = 10), work-related zones (n = 10) and urban districts (n = 8) (x-axis). Each subfigure corresponds to an ecosystem service component. Pollination demand variation is null because the spatial resolution of the pollination demand map was kept constant at 1 m for each model run. Pollination flow variation in work-related zones is null because there was no pollination demand and thus no pollination flow in these zones. Note that the scale of y axes differ between subfigures.

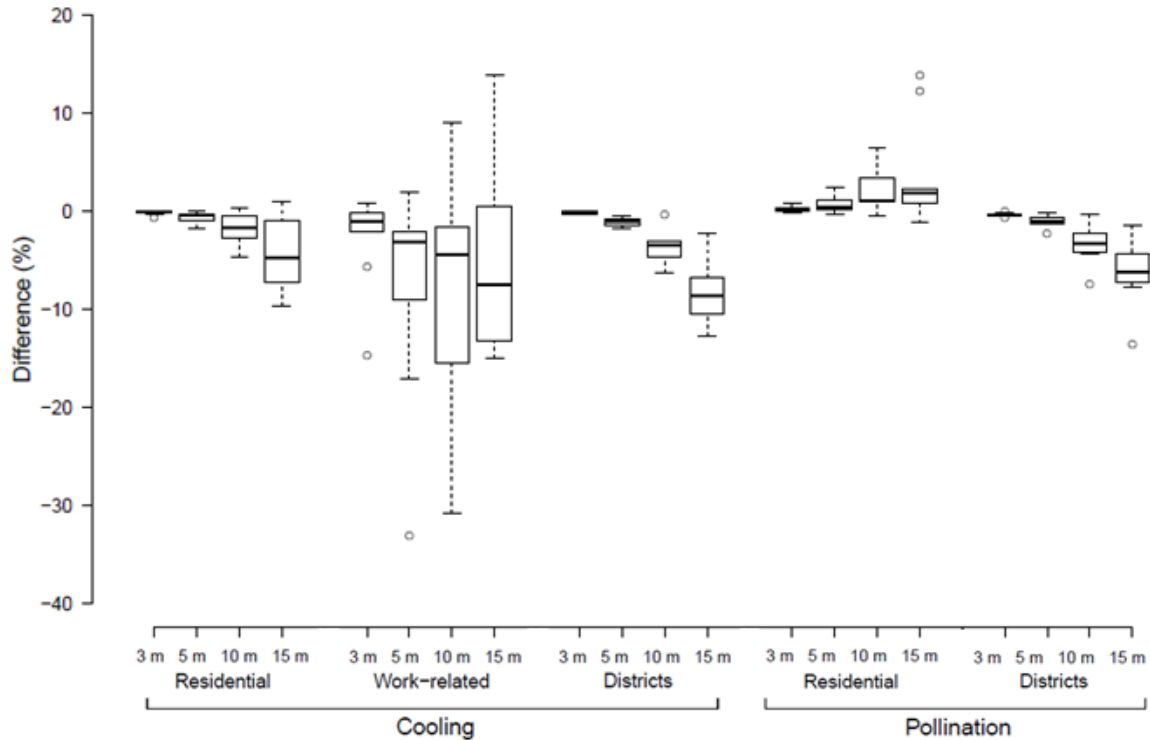


Figure 2.7. Difference between ecosystem service flow variation and the sum of ecosystem service potential supply and demand variation compared to 1 m as a function of spatial resolution. Each boxplot shows the distribution of the difference (y-axis), each boxplot quartet shows variation at 3 m, 5 m, 10 m and 15 m, and the five boxplot quartets correspond to residential zones (n = 10), work-related zones (n = 10) and urban districts (n = 8) for cooling and pollination (x-axis). Note that two outlier data points are excluded from the figure to optimize the graphic space.

Discussion

Effect of spatial resolution on urban land cover and ecosystem services maps

Our results suggest that using LC data with a spatial resolution coarser than 1 m can lead to an underestimation of greenspaces cover and ES potential supply in urban areas. Regarding ES flow, the trend was also toward underestimation at a coarser resolution, but when demand was also considered in the ES model, decrease in potential supply with aggregation did not necessarily result in a proportional reduction in ES flow. For example, in some residential zones, higher cooling demand counterbalanced for lower potential supply at a coarser resolution, leading to higher cooling flow. In addition to variation in ES demand, variation in ES flow also depended on changes in the spatial configuration of ES potential supply relative to demand. Decrease in cooling and pollination flow depended on changes in greenspaces cover specifically around buildings and gardens, which

were usually different from changes calculated for entire landscape units. These differences between potential supply, demand, and flow variation demonstrate the importance of considering the explicit location of LC changes when assessing the effect of LC resolution on mapping spatial flows of ES from provisioning to benefiting areas.

All other things being equal, the effect of LC resolution should thus be easier to estimate for global-flow ES that depend only on changes in potential supply, than for local-flow ES that depend on the precise location of changes in potential supply relative to demand, as assessing changes in LC configuration bears additional uncertainty. These two scales of spatial flows represent extremes on a continuum from local to global scale, and the sensitivity of regional-flow ES will probably be intermediate. For example, the precise location (e.g. meter-accurate) of changes in LC may not be significant for modeling water provision in a watershed, but it may be necessary to distinguish between changes occurring upstream and downstream of water withdrawal. In addition to spatial flows of ES, assessing changes in LC configuration will also be required to estimate the effect of LC resolution on mapping potential supply using a spatially explicit model. For example, potential supply often depends on the location of a provisioning area in the landscape (e.g. altitude) or on its position relative to other LC classes (e.g. connectivity) (Andersson et al. 2015; Verhagen et al. 2016).

The trend toward a decrease in low vegetation and canopy cover at the benefit of low mineral and buildings cover observed with aggregation in this study is coherent with the literature. As cell size increases, an increasing number of cells become mixed relative to the initial LC, mostly along patches edge and around linear and smaller than cell size patches (Fisher 1997). Classes that achieve to dominate these mixed cells area, either by their high proportion in the map or their clumpiness, increase or at least remain stable in proportion, at the expense of rarer and more dispersed classes (Turner et al. 1989; Moody and Woodcock 1995). Likewise, the increase in clumpiness and mean patch size observed with aggregation for every class and landscape unit was expected, as it is the consequence of small patches coalescing into larger ones. These changes in LC configuration probably increased the average distance between buildings and greenspaces cells, the former falling out of the flow area, explaining the accentuated decrease in cooling flow. Such loss of information on fine-scale spatial heterogeneity may thus be particularly crucial for local-flow ES that depends on the proximity between provisioning and benefiting areas.

The trend toward underestimation of greenspaces cover discussed above must, however, be considered with caution, as the effect of LC aggregation varied between landscape units. In particular, the decrease in greenspaces cover and ES potential supply was less pronounced in urban districts than in residential and work-related zones. This indicates that greenspaces cover variation was positive (or less negative) in the «other» LU types composing the districts, which can be related to the presence of large greenspaces like parks. More generally, the differences between urban districts and LU zones underscores the importance of considering intra-urban variability in LC structure when estimating the effect of LC resolution on urban ES mapping. Analysis at the level of local LU zones allowed us to control some of this variability and highlight meaningful differences between residential and work-related zones. For example, greenspaces cover decrease was on average more pronounced in work-related than in residential zones, because the initial proportion of greenspaces was lower and there were fewer gains possible for low vegetation and canopy patches against the large impervious surfaces patches surrounding them. Likewise, large buildings remained stable in proportion in work-related zones, as they were mostly adjacent to other large low mineral patches, while comparatively smaller buildings increased in proportion in fine-grained residential zones. A better understanding of these local characteristics can support a better estimation of the effect of LC aggregation within the urban area. For example, knowing that low vegetation losses with aggregation in residential areas mostly occur in front yards can be useful when mapping an ES for which location relative to the road network is important, like surface runoff attenuation (Alberti et al. 2007).

In addition to these differences between urban districts, residential and work-related zones, the effect of LC aggregation also varied significantly between landscape units corresponding to the same group. For LU zones, this residual variability is an indication of the limits of the empirical approach tested in this study. One factor contributing to explain this variability is that LU is only an imperfect approximation of LC structure (Vanderhaegen and Canters 2017). This was particularly apparent for work-related zones, where the initial LC structure at 1 m was highly variable. This had to be expected as this LU type was broad, encompassing diverse uses from commercial to industrial activities. However, even for residential zones where the initial LC structure was similar between zones, large differences in LC response were observed, indicating that even a small change in initial LC structure could influence the effect of aggregation. For example, a small change in buildings size and

distribution could make the difference between an increase and a decrease in proportion with aggregation at 15 m. This sensitivity can be expected to be particularly high when cell size is near the grain of the landscape and local variance in the LC map is high (Woodcock and Strahler 1987), as was the case in fine-grained residential zones, where a high amount of changes was observed on a cell-by-cell basis.

The generally lower variability observed for urban districts than for LU zones was surprising, since districts were composed of a heterogeneous mix of different LU types and were not selected for their similarity. Our focus on the urban part of each district rather than considering their administrative limits alone, these urban districts being delineated on the common basis of surface imperviousness, may have fostered LC similarity between districts and contributed to results convergence. This similarity may also be explained by the relatively uniform type of development across the city of Laval. Besides, the larger extent of urban districts than LU zones probably buffered the results by moderating the influence of «extreme» local effects. It would be interesting to compare these results with other cities, using the same urban area definition, to assess their robustness. In particular, the effect of LC resolution in cities exhibiting alternatives form of development (e.g. level of density), history (e.g. former land use) and natural setting (e.g. climate) should be assessed. Our results may be representative of sprawling North American suburbs, but may not apply in more compact cities such as European ones.

A way to reduce the variability between landscape units would be to refine LU types definition by, for example, distinguishing several residential densities (e.g. low, medium and high density). However, some level of variability will always persist because any LU classification system remains an abstraction of an urban continuum (Vanderhaegen and Canters 2017). Consequently, rather than using LU as a proxy, it may be possible to characterize the LC structure of a landscape unit directly with a set of landscape metrics, and then assess the relationship between this structure and its response to changing resolution using statistical analysis. This approach has proved effective to correct for errors in class area estimates at coarser resolution in forested landscapes (Moody and Woodcock 1995). However, the statistical model developed for a given landscape may not apply in another landscape as many LC attributes are in interaction (Moody and Woodcock 1996; Francis and Klopatek 2000). In the present study, simple linear regression analyzes (data not shown) indicated

that low vegetation and canopy proportion variation was related to their initial proportion ($r^2 = 0.72$ and 0.75), and that this relationship was stronger when considering one group of landscape units at the time ($r^2 =$ up to 0.89). A combination of the empirical approach tested in this study, setting the general landscape structure, with the statistical approach above-mentioned, specifying landscape attributes with a subset of significant metrics, would merit further investigation.

Implications for urban ecosystem services mapping

In spatially heterogeneous urban areas, our results suggest that aggregating LC data from 1 m to 15 m can lead to a substantial decrease in greenspaces cover and ES quantity estimation. However, the effect of LC data aggregation is sensitive to the local landscape structure, and propagation of these LC changes within the ES model can be hard to assess when their explicit location need to be taken into account. In heterogeneous landscapes, scaling LC data remains a task fraught with uncertainty (Wu et al. 2006). Therefore, in urban ES mapping studies, there will likely remain uncertainty about the effect of LC resolution on a particular ES.

Considering the difficulty to estimate precisely, and eventually correct for the effect of LC data resolution, our study reaffirms the importance of an appropriate data choice for urban ES mapping (see also Grafius et al. 2016). Although the aim of this study was not to identify a single optimal spatial resolution for urban ES mapping, our results suggest to recommend the use of LC data with a spatial resolution of 5 m or higher, as the effect of map aggregation on LC structure generally accentuated beyond 5 m. Such high resolution LC data is needed to detect the small greenspaces scattered through the urban fabric, which can represent a significant proportion of total urban vegetation cover (Qian et al. 2015a, b). Thus, using high resolution LC data is recommended to accurately map the ES produced by greenspaces, particularly for local-flow ES like cooling that must be supplied near the beneficiaries, inside the urban fabric. More generally, using high resolution LC data is recommended when spatially explicit information on the landscape is needed, as is the case for mapping spatial flows of ES from provisioning to benefiting areas.

Nevertheless, data choice must always be made according to the purpose of the study and the ES of interest. For instance, when the focal ES is supplied only by large greenspaces, the difference between 1 m and coarser resolution LC data may not be significant. In addition to total ES quantity in an area, it could also be important to consider the effect of LC resolution on other aspects of ES

maps, like the localisation of ES hotspots, bundles or mismatches (Bennett et al. 2009; Geijzendorffer et al. 2015; Schroter and Remme 2016). For example, in the context of mapping ES to establish a conservation network (e.g. Cimon-Morin et al. 2014), it would be interesting to assess if changing LC resolution modify sites selection and network costs (efficiency), or if sites ranking remains similar despite the overall change in ES flow. By documenting the magnitude of and the uncertainty associated with the effect of changing LC data resolution on urban ES mapping, the results presented in this study should help to make an informed data choice in accordance with the level of accuracy needed for the mapping purpose (Schroter et al. 2015). Ultimately, proper ES models validation with primary data should also be undertaken (e.g. Zhao and Sander 2018) to assess models accuracy and provide the level of reliability needed under some decision-making contexts.

Chapitre 3 – Conclusion générale

Les résultats de cette étude confirment que la résolution spatiale des données de couverture terrestre (CT) utilisées est un facteur important à considérer pour la cartographie des services écologiques (SE) en milieu urbain. Une diminution de la résolution spatiale de 1 m à 15 m peut avoir un effet substantiel sur l'information contenue dans la carte de CT et donc sur les SE cartographiés à partir de celle-ci. Nos résultats indiquent une sous-estimation probable de la superficie couverte par les espaces verts et de la quantité de SE calculée à mesure que la résolution diminue. Toutefois, nos résultats montrent que l'effet de la résolution n'est pas uniforme, mais varie à l'intérieur de la ville, ce qui devrait être pris en considération. Une attention particulière devrait être accordée à la résolution spatiale des données de CT pour la cartographie des flux de SE à l'échelle locale, qui requièrent une représentation fidèle de la configuration spatiale de l'apport potentiel par rapport à la demande en SE.

Puisque l'effet de la résolution spatiale s'avère difficile à estimer avec précision, et donc à corriger, cet effet devrait idéalement être pris en compte lors de la sélection de données pour la cartographie des SE urbains. Les résultats de cette étude suggèrent d'utiliser des données de CT d'une résolution spatiale de 5 m ou plus fine pour une représentation fidèle de la CT urbaine. Cette recommandation est similaire à celle identifiée dans de précédentes études (p. ex. Welch 1982; Qian et al. 2015b). L'utilisation de données à haute résolution spatiale s'avère particulièrement importante pour capter les petits espaces verts dispersés au sein du tissu urbain, qui peuvent représenter une part importante de la végétation urbaine (Qian et al. 2015a). Cette végétation urbaine dispersée joue un rôle essentiel dans le cas des SE qui sont produits à l'échelle locale, c'est-à-dire à proximité des bénéficiaires, ces SE locaux jouant eux-mêmes un rôle important en milieu urbain (Bolund et Hunhammar 1999). L'utilisation de données à haute résolution spatiale peut donc contribuer à adopter une approche cohérente avec la vision de l'écologie des villes (*ecology of cities*), qui s'intéresse non seulement aux milieux naturels d'une certaine taille (p. ex. boisés), mais aussi à l'imbrication fine des éléments naturels et artificiels au sein du tissu urbain (Zhou et al. 2017).

Toutefois, l'objectif de la présente étude n'était pas d'identifier une résolution spatiale optimale à appliquer dans toutes les situations, mais plutôt de caractériser l'effet de la résolution afin d'aider les personnes intéressées par la cartographie des SE urbains à effectuer un choix de données informé, adapté aux objectifs de leur projet. À cet effet, nos résultats donnent une idée de l'ampleur de l'effet

à l'échelle de quartiers urbanisés, ainsi que pour des zones d'utilisation du sol résidentielle et reliée au travail. Dans la situation où il n'est pas possible de choisir la résolution spatiale des données de CT utilisées, l'effet de la résolution devrait néanmoins être pris en compte lors de l'évaluation de l'exactitude des cartes produites. Dans une certaine mesure, nos résultats permettent d'estimer l'erreur induite par l'utilisation de données de CT d'une résolution spatiale inférieure à 1 m, à tout le moins la sous-estimation probable de la superficie des espaces verts et de la quantité de SE. Toutefois, une incertitude importante demeure par rapport à l'ampleur de l'effet en raison de la variabilité observée pour chaque type de paysage. Pour réduire cette incertitude, certaines pistes d'amélioration ont été discutées au chapitre 2.

En plus du degré d'incertitude qui demeure, l'interprétation des résultats de cette étude doit tenir compte des facteurs qui influencent l'effet de la résolution spatiale sur l'information contenue dans une carte de CT. D'une part, le choix des classes de CT influence la structure du paysage représenté dans la carte (Turner et Garner 2015), et donc l'effet de la résolution spatiale sur cette carte. Par exemple, si la classe des surfaces minérales basses avait été scindée en plusieurs sous-classes, telles que l'asphalte, le béton et le sol à nu, l'effet de la résolution sur chacune de ces sous-classes aurait probablement été différent de l'effet sur la classe des surfaces minérales basses. Indirectement, ce changement aurait également influencé l'effet de la résolution sur les autres classes de CT. Par conséquent, bien qu'un seul système de classification de la CT ait été testé dans cette étude, il est essentiel de mentionner que l'effet de la résolution spatiale dépend fondamentalement du choix des classes de CT. De manière réciproque, ce choix est lui-même influencé par la résolution spatiale des données, puisque les objets géographiques possibles à détecter et à représenter varient en fonction de l'échelle spatiale à laquelle le territoire est observé (Wu 2004; Ju et al. 2005). Par conséquent, les résultats obtenus dans une plage de résolution donnée ne peuvent pas nécessairement être extrapolés au-delà de cette plage de résolution. Par exemple, alors que la proportion de bâtiments augmentait généralement entre 1 et 15 m dans les zones résidentielles, il est probable que leur proportion diminue au-delà d'un certain seuil, puisque les bâtiments n'occupaient en moyenne que 18% du paysage.

D'autre part, nous avons documenté l'effet de la résolution spatiale sur une carte de CT en utilisant une méthode d'agrégation basée sur la majorité, c'est-à-dire que la classe dominante était attribuée

au pixel de résolution inférieure. Or, il existe plusieurs autres méthodes d'agrégation de données thématiques, telle que l'attribution d'une classe aléatoire parmi les classes qui composent le pixel de résolution inférieure (Raj et al. 2013). Chaque méthode d'agrégation peut avoir un effet différent sur l'information contenue dans la carte de CT. La méthode de la majorité a été choisie parce qu'il s'agit de l'une des méthodes les plus communément utilisées en écologie du paysage (Wu 2004), ainsi que pour sa similitude avec la production de cartes de CT directement à partir d'images aériennes ou satellitaires de résolutions spatiales variables (Benson et MacKenzie 1995). Il est toutefois important de mentionner que l'agrégation d'une carte de CT produite à partir d'images à haute résolution spatiale n'est pas identique à la production de cartes de CT à partir d'images de résolutions spatiales variables (Turner et al. 2000; Schulp et Alkemade 2011). Dans ce dernier cas, plusieurs éléments additionnels sont à considérer pour estimer l'effet de la résolution, tels que les caractéristiques des différents capteurs et la méthode de classification utilisée (p. ex. pixel par pixel ou orientée objet) (Momeni et al. 2016). À ce sujet, il est également important de reconnaître qu'entre deux cartes de CT produites à partir d'images de résolutions spatiales variables, en plus des différences induites par la résolution spatiale, il existe aussi d'autres différences, telles que des différences temporelles ou des erreurs de classification. Ces différences additionnelles devraient également être prises en compte lors de l'évaluation de l'impact des données de CT utilisées sur la cartographie des SE.

En ce sens, une limite de la présente étude est que l'exactitude de la carte de CT utilisée n'a pas été quantifiée. Cette évaluation n'avait pas été réalisée par le producteur de la carte, et il s'est avéré impossible de la réaliser nous-même, faute d'accès aux orthophotographies ayant été utilisées pour produire la carte. Or, cette information aurait été utile pour interpréter les résultats obtenus. Certaines erreurs de classification ont été identifiées et corrigées manuellement (Appendix 1). Toutefois, certaines erreurs n'ont pu être corrigées. Notamment, en bordure de certains bâtiments, de minces bandes de végétation basse étaient classées de manière erronée comme de la canopée, une erreur causée par une imprécision par rapport à la hauteur. Contrairement au problème analogue identifié pour les bâtiments, ces erreurs n'ont pu être corrigées puisqu'il n'était pas possible d'utiliser un critère de taille pour distinguer ces artéfacts des vrais arbres de petite taille. Il est probable que la présence de ces minces bandes de canopée, susceptibles de disparaître lors de l'agrégation de la carte, ait entraîné une surestimation de la diminution de la proportion de canopée dans la carte à résolution plus grossière. Par ailleurs, les bâtiments de la carte présentaient souvent une forme

arrondie qui ne correspondait pas parfaitement à la forme plutôt rectangulaire des bâtiments réels. Il est difficile d'estimer l'impact de cette erreur de classification sur les résultats obtenus. Néanmoins, dans l'ensemble, une appréciation qualitative de la carte suggère qu'elle possédait un niveau d'exactitude suffisant pour les besoins de l'étude. De plus, dans la pratique, toute carte de CT contient des erreurs. On peut donc considérer cette carte représentative des cartes de CT à haute résolution spatiale produites à l'heure actuelle, et susceptibles d'être utilisées pour la cartographie des SE urbains.

L'interprétation des résultats de cette étude doit également tenir compte des limites des modèles utilisés pour cartographier les trois SE. Par exemple, le modèle utilisé pour cartographier le stockage de carbone considérait uniquement le carbone stocké dans la biomasse végétale vivante. Or, cette biomasse ne représente qu'une partie du stock de carbone total en milieu urbain (Churkina et al. 2010). Notamment, la prise en compte du carbone stocké dans le bois des bâtiments, un stock non négligeable en milieu urbain, aurait pu entraîner une conclusion différente quant à l'effet de la résolution sur ce SE (p. ex. tendance à la surestimation plutôt qu'à la sous-estimation à résolution plus grossière). Néanmoins, nos résultats concernant l'effet de la résolution sur la CT et l'importance de considérer l'échelle spatiale des flux de SE fournissent un point de départ pour estimer l'effet de la résolution sur différents modèles de SE.

De manière plus générale, notre étude donne une idée de l'ampleur du défi que représente l'évaluation de l'incertitude associée aux cartes de SE (Hou et al. 2013; Hamel et Bryant 2017). L'effet de la résolution spatiale des données de CT n'est qu'une source d'incertitude relativement simple par rapport à des questions complexes comme la modélisation des processus écologiques qui sous-tendent la production des SE (Kremen 2005) ou encore l'évaluation des SE culturels (Small et al. 2017). Par exemple, en plus des limites du modèle InVEST utilisé pour cartographier l'abondance relative d'abeilles sauvages dans le paysage (Sharp et al. 2016), la pollinisation des cultures dépend non seulement de l'abondance d'abeilles, mais également de leur diversité fonctionnelle et de l'affinité entre les espèces d'abeilles et de plantes cultivées, entre autres choses (Martins et al. 2015; Lowenstein et al. 2015). Pour faire face à ce défi, des efforts devraient être investis dans la validation des résultats des modèles à partir de données primaires (Baveye 2017). L'évaluation de l'incertitude des cartes de SE peut également s'appuyer sur les connaissances et les méthodes de traitement de

l'incertitude développées dans les différentes disciplines sur lesquelles l'étude des SE s'appuie (Hamel et Bryant 2017).

En outre, notre étude donne un aperçu du potentiel de la cartographie des flux de SE urbains à partir de données à haute résolution spatiale, en considérant à la fois l'apport et la demande en SE (voir Appendix 3 pour un échantillon de cartes de SE produites dans cette étude). Dans la littérature, la cartographie des flux de SE demeure rare, alors que la majorité des études réalisées jusqu'ici se sont intéressées uniquement à l'apport potentiel en SE (Wolff et al. 2015). Or, considérer les différentes composantes de la production d'un SE augmente la clarté et le pouvoir d'analyse des études (Villamagna et al. 2013). Cette approche permet notamment de localiser les endroits où la demande dépasse la capacité des écosystèmes à offrir le SE, autrement dit les endroits où la demande n'est pas entièrement satisfaite, ce qui peut s'avérer utile pour identifier des secteurs où la production de SE gagnerait à être maximisée (Geijzenborffer et al. 2015). Par exemple, lors de la mise en œuvre d'un programme de plantation d'arbres en ville, la considération de la demande en SE permettrait de prioriser les sites de plantation pour lesquels une forte demande existe. La méthode originale de cartographie des flux de SE développée dans notre étude constitue donc une retombée complémentaire de ce projet.

Bibliographie

- Alberti M, Booth D, Hill K, Coburn B, Avolio C, Coe S, Spirandelli D (2007) The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landsc Urban Plan* 80:345–361
- Anderson JR, Hardy EE, Roach JT, Witmer RE (1976) A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. Geological Survey professional paper 964. U.S. Geological Survey, Washington, DC
- Andersson E, McPhearson T, Kremer P, Gomez-Baggethun E, Haase D, Tuvendal M, Wurster D (2015) Scale and context dependence of ecosystem service providing units. *Ecosyst Serv* 12:157–164
- Aplin P (2006) On scales and dynamics in observing the environment. *Int J Remote Sens* 27:2123–2140
- Bagstad KJ, Cohen E, Ancona ZH, McNulty SG, Sun G (2018) The sensitivity of ecosystem service models to choices of input data and spatial resolution. *Appl Geogr* 93:25–36
- Bagstad KJ, Semmens DJ, Waage S, Winthrop R (2013) A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosyst Serv* 5:E27–E39
- Baro F, Palomo I, Zulian G, Vizcaino P, Haase D, Gomez-Baggethun E (2016) Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region. *Land Use Pol* 57:405–417
- Baveye PC (2017) Quantification of ecosystem services: Beyond all the “guesstimates”, how do we get real data? *Ecosyst Serv* 24:47–49
- Bennett EM, Peterson GD, Gordon LJ (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol Lett* 12:1394–1404
- Benson B, Mackenzie M (1995) Effects of Sensor Spatial-Resolution on Landscape Structure Parameters. *Landsc Ecol* 10:113–120
- Boerema A, Rebelo AJ, Bodi MB, Esler KJ, Meire P (2017) Are ecosystem services adequately quantified? *J Appl Ecol* 54:358–370
- Bolund P, Hunhammar S (1999) Ecosystem services in urban areas. *Ecol Econ* 29:293–301
- Bowler DE, Buyung-Ali L, Knight TM, Pullin AS (2010) Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landsc Urban Plan* 97:147–155
- Boyd J, Banzhaf S (2007) What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol Econ* 63:616–626
- Burkhard B, Maes J (édit.) (2017) Mapping ecosystem services. Pensoft Publishers, Sofia
- Cadenasso ML, Pickett STA, Schwarz K (2007) Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Front Ecol Environ* 5:80–88
- Churkina G, Brown DG, Keoleian G (2010) Carbon stored in human settlements: the conterminous United States. *Glob Change Biol* 16:135–143

- Cimon-Morin J, Darveau M, Poulin M (2013) Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. *Biol Conserv* 166:144–154
- Cimon-Morin J, Darveau M, Poulin M (2014) Towards systematic conservation planning adapted to the local flow of ecosystem services. *Glob Ecol Conserv* 2:11–23
- Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) (2016) Utilisation du sol 2016. <http://cmm.qc.ca/donnees-et-territoire/observatoire-grand-montreal/produits-cartographiques/donnees-georeferencées/>
- Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) (2017) Indice canopée métropolitain 2015. <http://cmm.qc.ca/donnees-et-territoire/observatoire-grand-montreal/produits-cartographiques/donnees-georeferencées/>
- Costanza R (2008) Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biol Conserv* 141:350–352
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S et al (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260
- Crossman ND, Burkhard B, Nedkov S, Willemsen L, Petz K, Palomo I, Drakou EG, Martin-Lopez B et al (2013) A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst Serv* 4:4–14
- Daily GC (édit.) (1997) *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC
- Davis AY, Lonsdorf EV, Shierk CR, Matteson KC, Taylor JR, Lovell ST, Minor ES (2017) Enhancing pollination supply in an urban ecosystem through landscape modifications. *Landsc Urban Plan* 162:157–166
- Di Gregorio A, Jansen LJM (1998) *Land cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Eigenbrod F, Armsworth PR, Anderson BJ, Heinemeyer A, Gillings S, Roy DB, Thomas CD, Gaston KJ (2010) The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *J Appl Ecol* 47:377–385
- ESRI (2015) *ArcGIS 10.4*. Environmental Systems Research Institute, Redlands
- Financière agricole du Québec (FADQ) (2015) Base de données des parcelles et productions agricoles déclarées 2015. <https://www.fadq.qc.ca/documents/donnees/base-de-donnees-des-parcelles-et-productions-agricoles-declarees/>
- Fisher B, Turner RK, Morling P (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol Econ* 68:643–653
- Fisher P (1997) The pixel: A snare and a delusion. *Int J Remote Sens* 18:679–685
- Francis JM, Klopatek JM (2000) Multiscale effects of grain size on landscape pattern analysis. *Geogr Inf Sci* 6:27–37
- Geijzendorffer IR, Martin-Lopez B, Roche PK (2015) Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. *Ecol Indic* 52:320–331
- Gomez-Baggethun E, Barton DN (2013) Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecol Econ* 86:235–245

- Gomez-Baggethun E, Gren Å, Barton DN, Langemeyer J, McPhearson T, O'Farrell P, Andersson E, Hamstead Z et al (2013) Urban ecosystem services. Dans: Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M et al (édit.) *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment*. Springer, Dordrecht, pp 175–251
- Grafius DR, Corstanje R, Warren PH, Evans KL, Hancock S, Harris JA (2016) The impact of land use/land cover scale on modelling urban ecosystem services. *Landsc Ecol* 31:1509–1522
- Grêt-Regamey A, Weibel B, Bagstad KJ, Ferrari M, Geneletti D, Klug H, Schirpke U, Tappeiner U (2014) On the effects of scale for ecosystem services mapping. *PLoS One* 9:e112601
- Haase D, Larondelle N, Andersson E, Artmann M, Borgstrom S, Breuste J, Gmez-Baggethun E, Gren A et al (2014) A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. *Ambio* 43:413–433
- Hamel P, Bryant BP (2017) Uncertainty assessment in ecosystem services analyses: Seven challenges and practical responses. *Ecosyst Serv* 24:1–15
- Herold M, Liu XH, Clarke KC (2003) Spatial metrics and image texture for mapping urban land use. *Photogramm Eng Remote Sens* 69:991–1001
- Herold M, Scepan J, Clarke KC (2002) The use of remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land uses. *Environ Plan A* 34:1443–1458
- Hou Y, Burkhard B, Mueller F (2013) Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. *J Environ Manage* 127:S117–S131
- Huang L, Li H, Zha D, Zhu J (2008) A fieldwork study on the diurnal changes of urban microclimate in four types of ground cover and urban heat island of Nanjing, China. *Build Environ* 43:7–17
- Jelinski DE, Wu JG (1996) The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landsc Ecol* 11:129–140
- Jo H, Mcpherson E (1995) Carbon Storage and Flux in Urban Residential Greenspace. *J Environ Manage* 45:109–133
- Ju J, Gopal S, Kolaczyk ED (2005) On the choice of spatial and categorical scale in remote sensing land cover classification. *Remote Sens Environ* 96:62–77
- Kaczynski AT, Henderson KA (2007) Environmental correlates of physical activity: A review of evidence about parks and recreation. *Leis Sci* 29:315–354
- Konarska KM, Sutton PC, Castellon M (2002) Evaluating scale dependence of ecosystem service valuation: a comparison of NOAA-AVHRR and Landsat TM datasets. *Ecol Econ* 41:491–507
- Korpela KM, Ylen M (2007) Perceived health is associated with visiting natural favourite places in the vicinity. *Health Place* 13:138–151
- Kremen C (2005) Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol Lett* 8:468–479
- Kremer P, Hamstead Z, Haase D, McPhearson T, Frantzeskaki N, Andersson E, Kabisch N, Larondelle N et al (2016) Key insights for the future of urban ecosystem services research. *Ecol Soc* 21:29

- Lowenstein DM, Matteson KC, Minor ES (2015) Diversity of wild bees supports pollination services in an urbanized landscape. *Oecologia* 179:811–821
- Malinga R, Gordon LJ, Jewitt G, Lindborg R (2015) Mapping ecosystem services across scales and continents - A review. *Ecosyst Serv* 13:57–63
- Marceau D, Howarth P, Gratton D (1994) Remote-sensing and the measurement of geographical entities in a forested environment. 1. The scale and spatial aggregation problem. *Remote Sens Environ* 49:93–104
- Martínez-Harms MJ, Balvanera P (2012) Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag* 8:17–25
- Martins KT, Gonzalez A, Lechowicz MJ (2015) Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agric Ecosyst Environ* 200:12–20
- McDonnell MJ, Hahs AK (2008) The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landsc Ecol* 23:1143–1155
- McGarigal K (2015) FRAGSTATS HELP. University of Massachusetts, Amherst. <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>
- McGarigal K, Cushman SA, Ene E (2012) FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McIntyre NE, Knowles-Yáñez K, Hope D (2000) Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of “urban” between the social and natural sciences. *Urban Ecosyst* 4:5–24
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC
- Momeni R, Aplin P, Boyd DS (2016) Mapping complex urban land cover from spaceborne imagery: the influence of spatial resolution, spectral band set and classification approach. *Remote Sens* 8:88
- Moody A, Woodcock CE (1995) The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing. *Landsc Ecol* 10:363–379
- Moody A, Woodcock CE (1996) Calibration-based models for correction of area estimates derived from coarse resolution land-cover data. *Remote Sens Environ* 58:225–241
- Moskal LM, Styers DM, Halabisky M (2011) Monitoring Urban Tree Cover Using Object-Based Image Analysis and Public Domain Remotely Sensed Data. *Remote Sens* 3:2243–2262
- Nazarnia N, Schwick C, Jaeger JAG (2016) Accelerated urban sprawl in Montreal, Quebec City, and Zurich: Investigating the differences using time series 1951–2011. *Ecol Indic* 60:1229–1251
- Nowak DJ, Crane DE, Stevens JC (2006) Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For Urban Green* 4:115–123
- Nowak DJ, Greenfield EJ, Hoehn RE, Lapoint E (2013) Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environ Pollut* 178:229–236

- Ochoa V, Urbina-Cardona N (2017) Tools for spatially modeling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges. *Ecosyst Serv* 26:155–169
- O'Neill RV, Hunsaker CT, Timmins SP, Jackson BL, Jones KB, Riitters KH, Wickham JD (1996) Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landsc Ecol* 11:169–180
- Openshaw S (1984) The modifiable areal unit problem. *CATMOG* 38. GeoBooks, Norwich
- Pascual U, Balvanera P, Diaz S, Pataki G, Roth E, Stenseke M, Watson RT, Dessane EB et al (2017) Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Curr Opin Environ Sustain* 26–27:7–16
- Potschin MB, Haines-Young RH (2011) Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Prog Phys Geogr* 35:575–594
- Pulighe G, Fava F, Lupia F (2016) Insights and opportunities from mapping ecosystem services of urban green spaces and potentials in planning. *Ecosyst Serv* 22:1–10
- Qian Y, Zhou W, Li W, Han L (2015a) Understanding the dynamic of greenspace in the urbanized area of Beijing based on high resolution satellite images. *Urban For Urban Green* 14:39–47
- Qian Y, Zhou W, Yu W, Pickett STA (2015b) Quantifying spatiotemporal pattern of urban greenspace: new insights from high resolution data. *Landsc Ecol* 30:1165–1173
- Raciti SM, Hutyra LR, Rao P, Finzi AC (2012) Inconsistent definitions of “urban” result in different conclusions about the size of urban carbon and nitrogen stocks. *Ecol Appl* 22:1015–1035
- Raj R, Hamm NAS, Kant Y (2013) Analysing the effect of different aggregation approaches on remotely sensed data. *Int J Remote Sens* 34:4900–4916
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM (2010) Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc Natl Acad Sci USA* 107:5242–5247
- Schroter M, Remme RP (2016) Spatial prioritisation for conserving ecosystem services: comparing hotspots with heuristic optimisation. *Landsc Ecol* 31:431–450
- Schroter M, Remme RP, Sumarga E, Barton DN, Hein L (2015) Lessons learned for spatial modelling of ecosystem services in support of ecosystem accounting. *Ecosyst Serv* 13:64–69
- Schulp CJE, Alkemade R (2011) Consequences of uncertainty in global-scale land cover maps for mapping ecosystem functions: An analysis of pollination efficiency. *Remote Sens* 3:2057–2075
- Schulp CJE, Burkhard B, Maes J, Van Vliet J, Verburg PH (2014) Uncertainties in ecosystem service maps: A comparison on the European scale. *PLoS One* 9:e109643
- Serna-Chavez HM, Schulp CJE, van Bodegom PM, Bouten W, Verburg PH, Davidson MD (2014) A quantitative framework for assessing spatial flows of ecosystem services. *Ecol Indic* 39:24–33
- Sharp R, Tallis HT, Ricketts T, Guerry AD, Wood SA, Chaplin-Kramer R, Nelson E, Ennaanay D et al (2016) *INVEST 3.3.3 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy et World Wildlife Fund

- Shashua-Bar L, Hoffman ME (2000) Vegetation as a climatic component in the design of an urban street - An empirical model for predicting the cooling effect of urban green areas with trees. *Energy Build* 31:221–235
- Shen WJ, Jenerette GD, Wu JG, Gardner RH (2004) Evaluating empirical scaling relations of pattern metrics with simulated landscapes. *Ecography* 27:459–469
- Short Gianotti AG, Getson JM, Hutyra LR, Kittredge DB (2016) Defining urban, suburban, and rural: a method to link perceptual definitions with geospatial measures of urbanization in central and eastern Massachusetts. *Urban Ecosyst* 19:823–833
- Small C (2003) High spatial resolution spectral mixture analysis of urban reflectance. *Remote Sens Environ* 88:170–186
- Small N, Munday M, Durance I (2017) The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits. *Glob Environ Change-Human Policy Dimens* 44:57–67
- Statistique Canada (StatCan) (2016) Profil du recensement, Recensement de 2016. <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/details/page.cfm?Lang=E&Geo1=CSD&Code1=2465005&Geo2=CD&Code2=2465&Data=Count&SearchText=laval&SearchType=Begins&SearchPR=01&B1=All&TABID=1>
- Sugawara H, Shimizu S, Takahashi H, Hagiwara S, Narita K, Mikami T, Hirano T (2016) Thermal Influence of a Large Green Space on a Hot Urban Environment. *J Environ Qual* 45:125–133
- Tallis H, Polasky S (2009) Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. Dans: Ostfeld RS, Schlesinger WH (édit.) *The year in ecology and conservation biology 2009*. Blackwell Publishing, Oxford, pp 265–283
- Taylor L, Hochuli DF (2017) Defining greenspace: Multiple uses across multiple disciplines. *Landsc Urban Plan* 158:25–38
- TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and economic foundations*. Earthscan, London et Washington
- Turner DP, Cohen WB, Kennedy RE (2000) Alternative spatial resolutions and estimation of carbon flux over a managed forest landscape in Western Oregon. *Landsc Ecol* 15:441–452
- Turner MG, Gardner RH (2015) *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Deuxième édition. Springer-Verlag, New York
- Turner MG, O'Neill RV, Gardner RH, Milne BT (1989) Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landsc Ecol* 3:153–162
- Tzoulas K, Korpela K, Venn S, Yli-Pelkonen V, Kazmierczak A, Niemela J, James P (2007) Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landsc Urban Plan* 81:167–178
- Uuemaa E, Antrop M, Roosaare J, Marja R, Mander Ü (2009) Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living Rev Landsc Res* 3:1–28
- Van de Voorde T, Jacquet W, Canters F (2011) Mapping form and function in urban areas: An approach based on urban metrics and continuous impervious surface data. *Landsc Urban Plan* 102:143–155

- Vanderhaegen S, Canters F (2017) Mapping urban form and function at city block level using spatial metrics. *Landsc Urban Plan* 167:399–409
- Verhagen W, Van Teeffelen AJA, Compagnucci AB, Poggio L, Gimona A, Verburg PH (2016) Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landsc Ecol* 31:1457–1479
- Villamagna AM, Angermeier PL, Bennett EM (2013) Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecol Complex* 15:114–121
- Ville de Laval (2017a) Limites des anciennes municipalités. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/limites-des-anciennes-municipalites>
- Ville de Laval (2017b) Schéma d'aménagement et de développement révisé de la Ville de Laval. <https://www.laval.ca/Pages/Fr/Citoyens/schema-damenagement-du-territoire.aspx>
- Weissert LF, Salmond JA, Schwendenmann L (2014) A review of the current progress in quantifying the potential of urban forests to mitigate urban CO2 emissions. *Urban Clim* 8:100–125
- Welch R (1982) Spatial resolution requirements for urban studies. *International Journal of Remote Sensing* 3:139–146
- Wolff S, Schulp CJE, Verburg PH (2015) Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecol Indic* 55:159–171
- Woodcock C, Strahler A (1987) The Factor of Scale in Remote-Sensing. *Remote Sens Environ* 21:311–332
- Wu JG (2004) Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landsc Ecol* 19:125–138
- Wu JG, Hobbs R (2002) Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landsc Ecol* 17:355–365
- Wu JG, Jones KB, Li H, Loucks OL (édit.) (2006) *Scaling and uncertainty analysis in ecology*. Springer, Dordrecht
- Wu JG, Shen WJ, Sun WZ, Tueller PT (2002) Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landsc Ecol* 17:761–782
- Yu L, Liang L, Wang J, Zhao Y, Cheng Q, Hu L, Liu S, Yu L et al (2014) Meta-discoveries from a synthesis of satellite-based land-cover mapping research. *Int J Remote Sens* 35:4573–4588
- Zhao C, Sander HA (2018) Assessing the sensitivity of urban ecosystem service maps to input spatial data resolution and method choice. *Landsc Urban Plan* 175:11–22
- Zhou W, Pickett STA, Cadenasso ML (2017) Shifting concepts of urban spatial heterogeneity and their implications for sustainability. *Landsc Ecol* 32:15–30
- Zhou W, Troy A (2008) An object-oriented approach for analysing and characterizing urban landscape at the parcel level. *Int J Remote Sens* 29:3119–3135

Appendix 1. Methodological precisions

This appendix presents some precisions regarding the data and methods used in this study.

Land cover data

We made some modifications to the original land cover map (CMM 2017). First, the map was clipped to keep only the terrestrial portion of the territory corresponding to Île Jésus. Second, agricultural fields without plant cover at the time of orthophotography capture were classified as low mineral in the original LC map. To avoid including those fields as impervious surfaces in the process of urban area delineation, we manually reclassified them to low vegetation. To do so, we used an auxiliary spatial dataset identifying the reported agricultural parcels in Québec Province (FADQ 2015). This allowed us to identify most agricultural parcels in the study area, but not all. The remaining misclassified agricultural fields were thus corrected based on photo-interpretation using the World Imagery basemap available in ArcMap (ESRI 2015). During the process, we noticed that some small inland water bodies were misclassified as low mineral or buildings in the original map. Thus, we manually reclassified them to water at the same time. Third, visual analysis of the data revealed a systematic classification error occurring at the edge of canopy patches, low mineral cells being misclassified as buildings (height inaccuracy). To remove these small buildings artifacts, every buildings patch smaller than 50 m² were reclassified to low mineral. This 50 m² threshold was chosen to correct for a maximum of errors without removing too many real buildings from the map.

Delineation of landscape units

Urban districts

Due to computational limitations, the 5 m resolution land cover map was used in the process of urban area delineation. The delineation of the urban area formed one large patch, plus a few smaller patches northeast of the island. Only the main large patch shown in figure 2.1 was considered for the analysis.

Land use zones

The original land use map (CMM 2016) contained around twenty land use types that were grouped into three broad types in this study (residential, work-related and «other»). The correspondence between the codes of the original land use map legend and our three land use types is as follow:

- Residential = codes 101 to 114
- Work-related = codes 200 to 520
- «Other» = codes 600 to 1100

Moreover, in the original land use map, quarries were usually classified into the industrial land use type (code 400). However, we did not want to consider quarries in our analysis of work-related land use zones, as they exhibited a very distinct land cover structure. Thus, those quarries were manually reclassified into the «other» land use type before the selection of the 10 work-related zones of analysis, again based on photo-interpretation using the World Imagery basemap available in ArcMap.

Ecosystem services mapping

Pollination

Gardens were randomly attributed to 5% of low-density residential lots in the city. These low-density residential lots corresponded to the codes 101, 102 and 112 of the original land use map. As an additional criterion, all gardens were constrained to be located solely on greenspaces cells of the corrected 1 m resolution LC map.

Moreover, it should be noted that contrary to the figures presented in the main text, one work-related zone did contain one garden, where the corner of the zone overlapped a residential area. However, to ensure the fluidity of result presentation, this marginal pollination demand (and flow) was considered null like the others work-related zones.

Appendix 2. Land cover maps

This appendix presents a collection of land cover and land cover changes maps for the residential and work-related zones analyzed in this study.

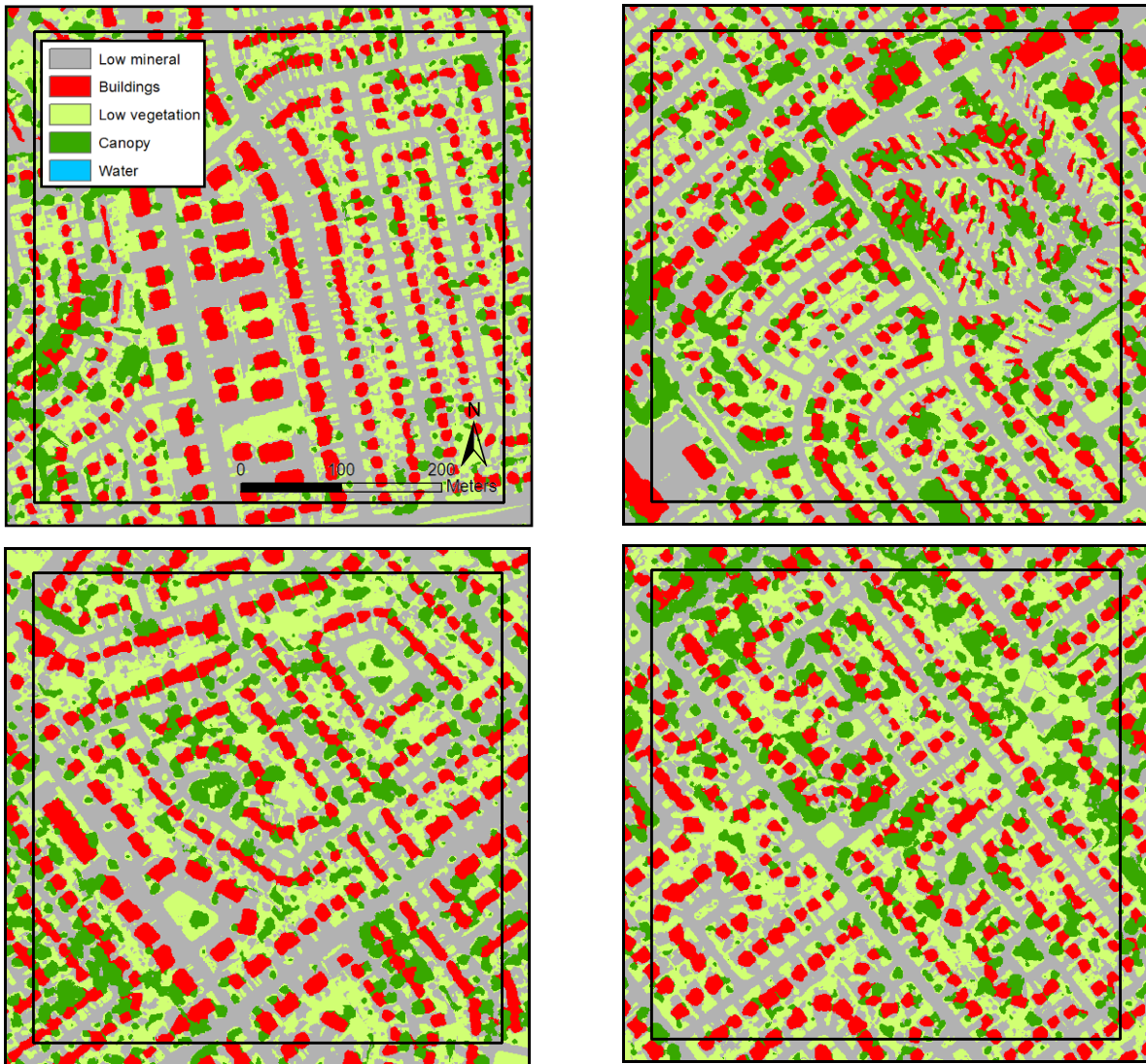


Figure A2.1. Land cover in the 10 residential zones at a spatial resolution of 1 m.

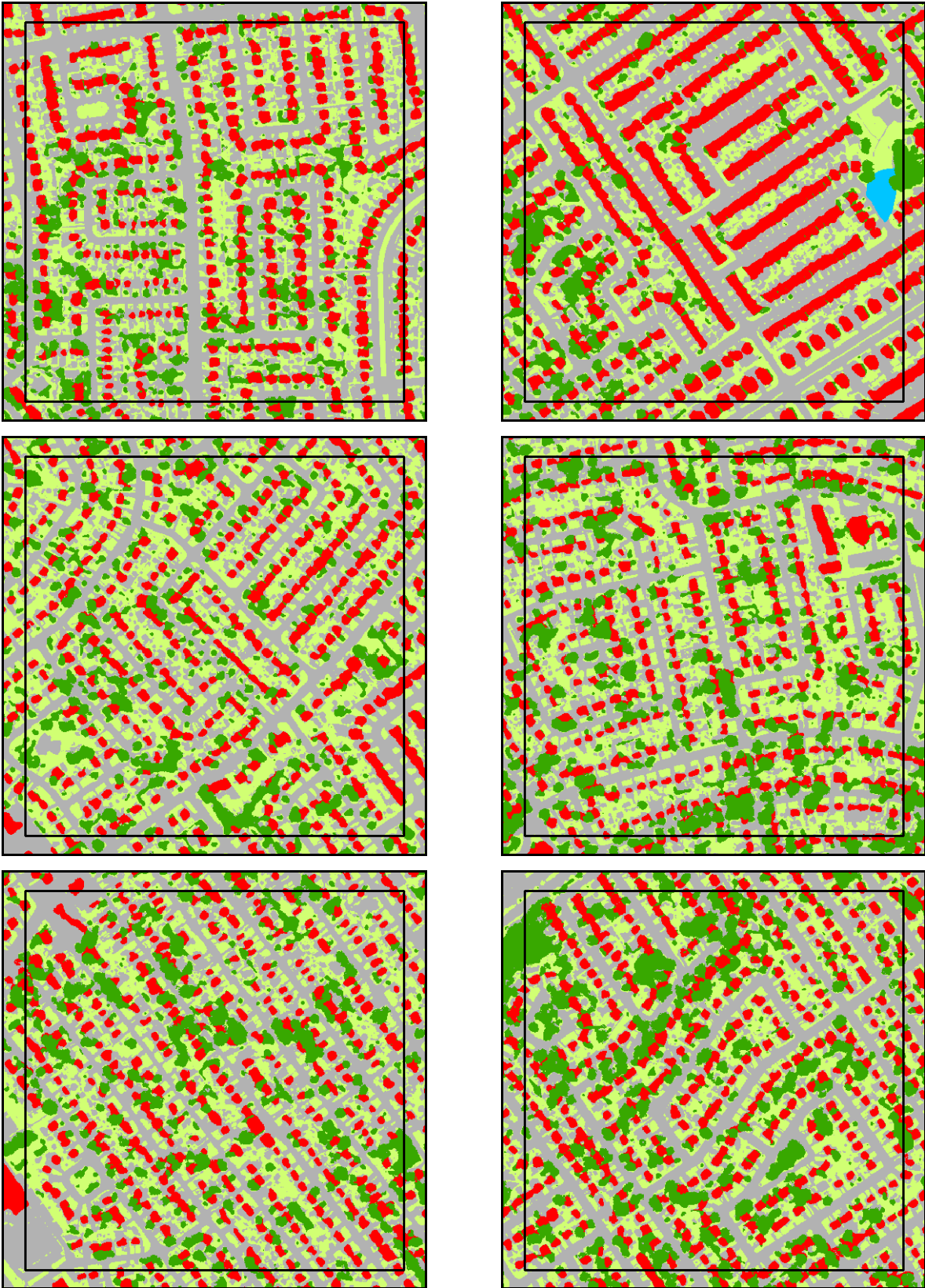


Figure A2.1 (continued). Land cover in the 10 residential zones at a spatial resolution of 1 m.

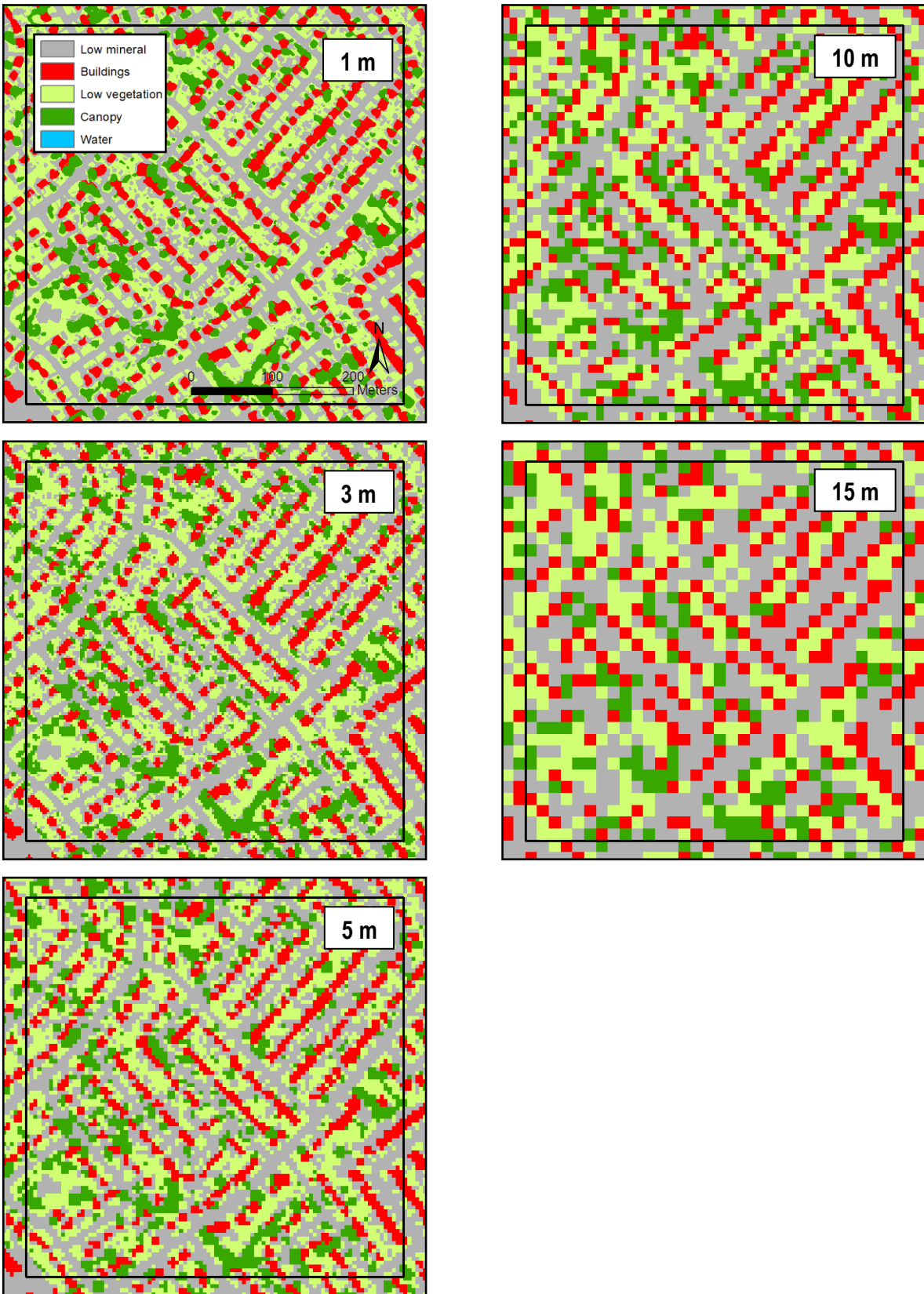


Figure A2.2. Land cover in a selected residential zone at different spatial resolutions.

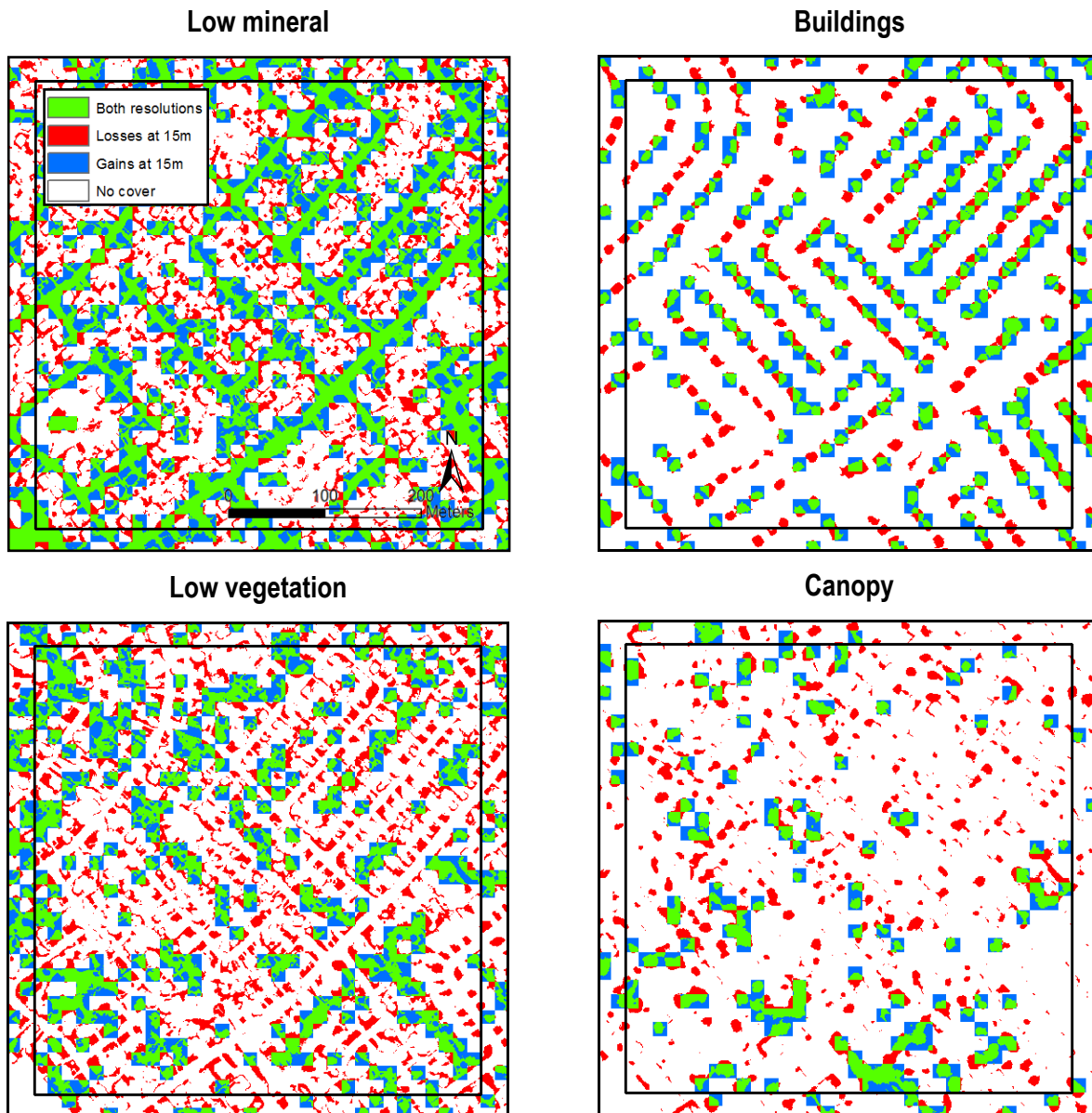


Figure A2.3. Land cover changes in the selected residential zone presented in figure A2.2. The maps show gains and losses at 15 m spatial resolution in comparison with 1 m spatial resolution, for each of the four land cover classes.

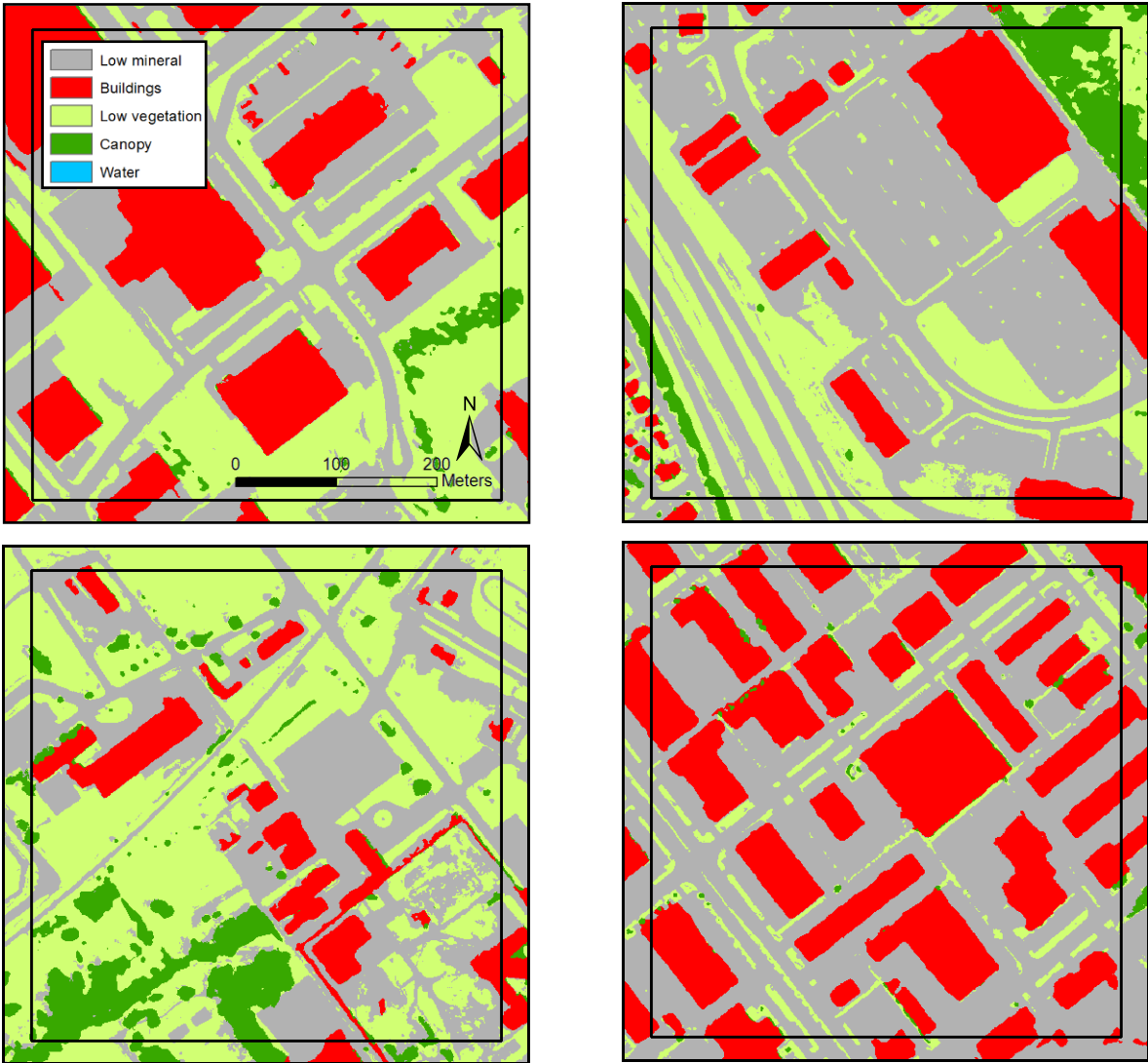


Figure A2.4. Land cover in the 10 work-related zones at a spatial resolution of 1 m.

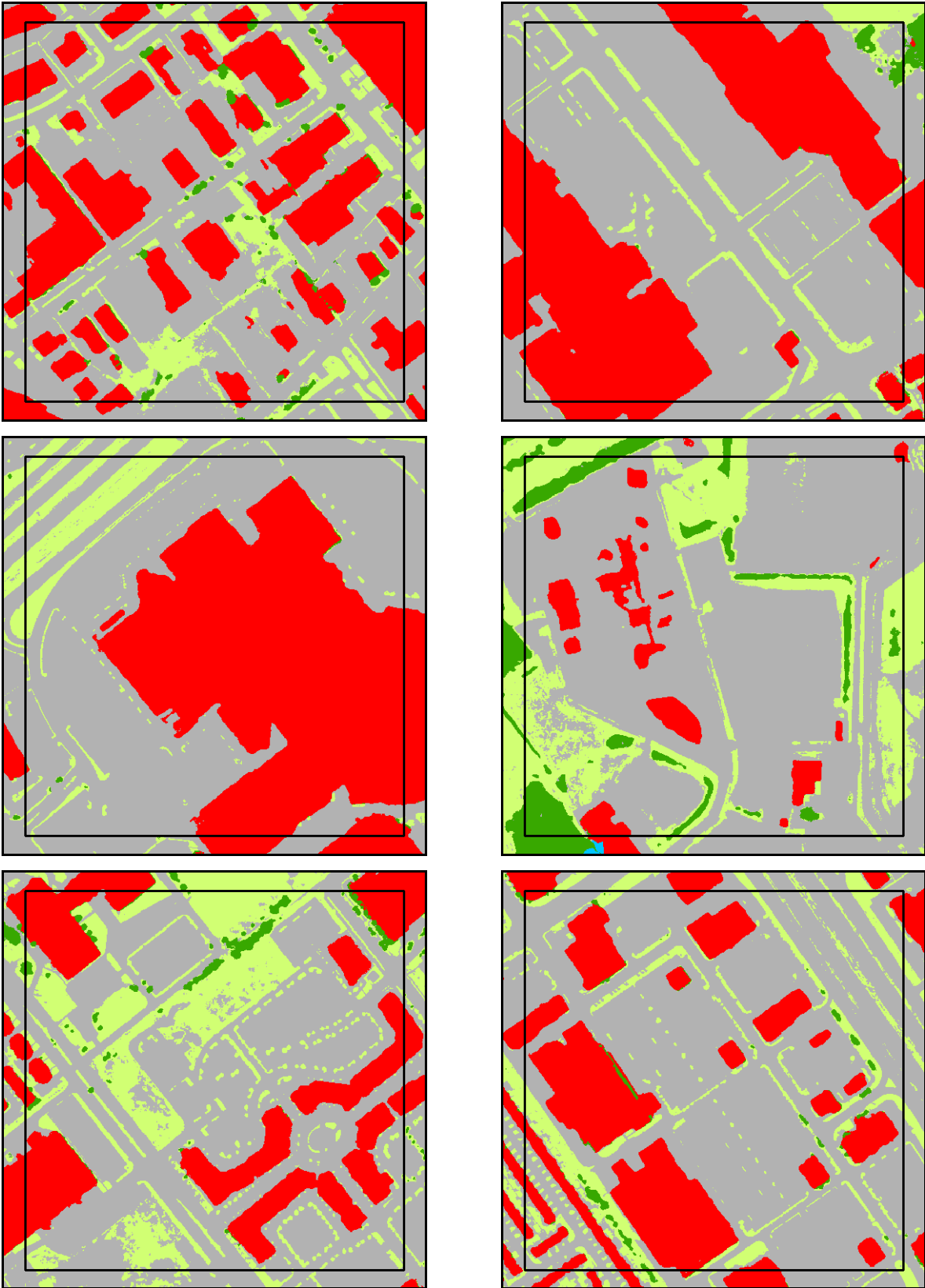


Figure A2.4 (continued). Land cover in the 10 work-related zones at a spatial resolution of 1 m.

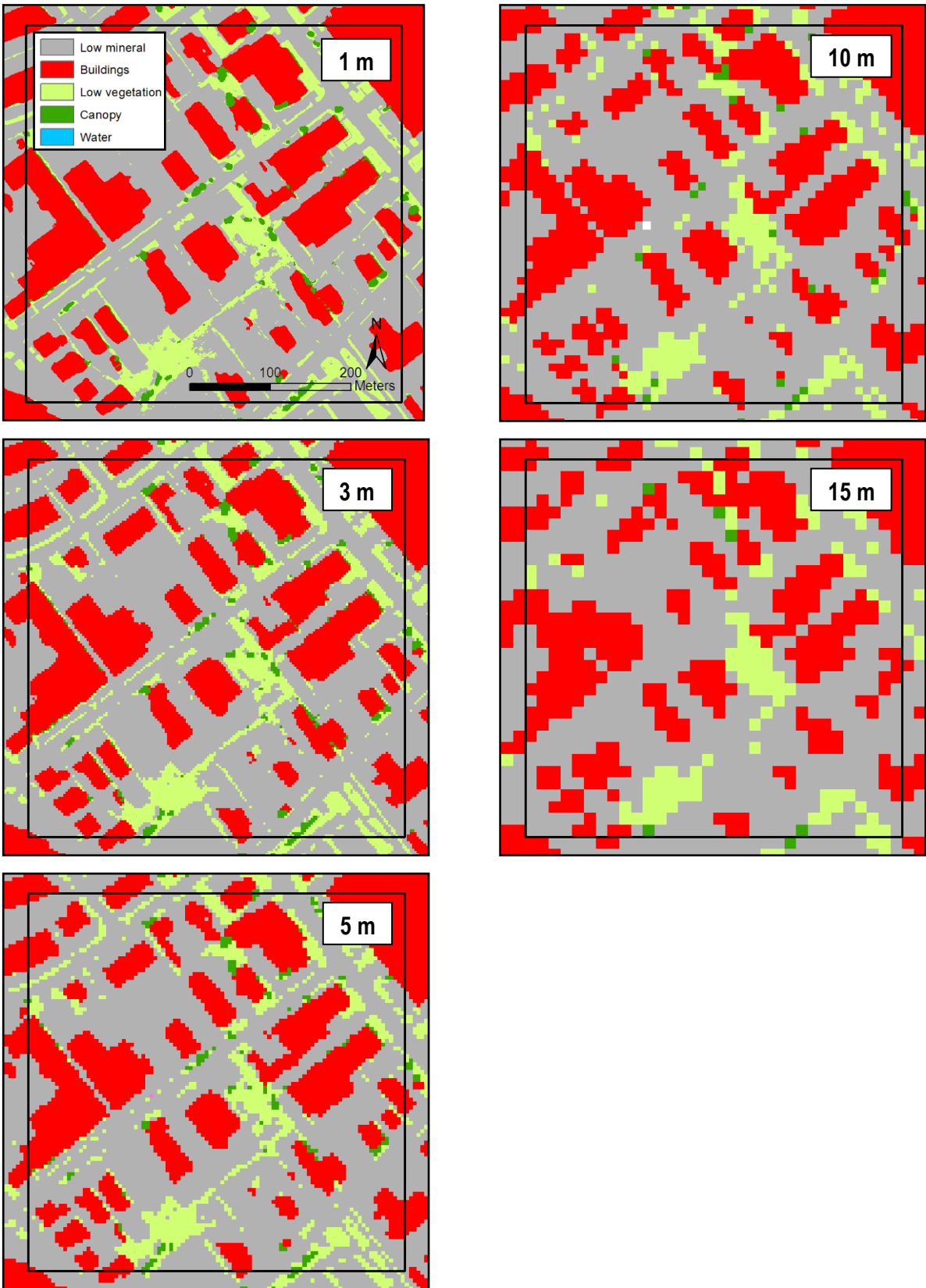


Figure A2.5. Land cover in a selected work-related zone at different spatial resolutions.

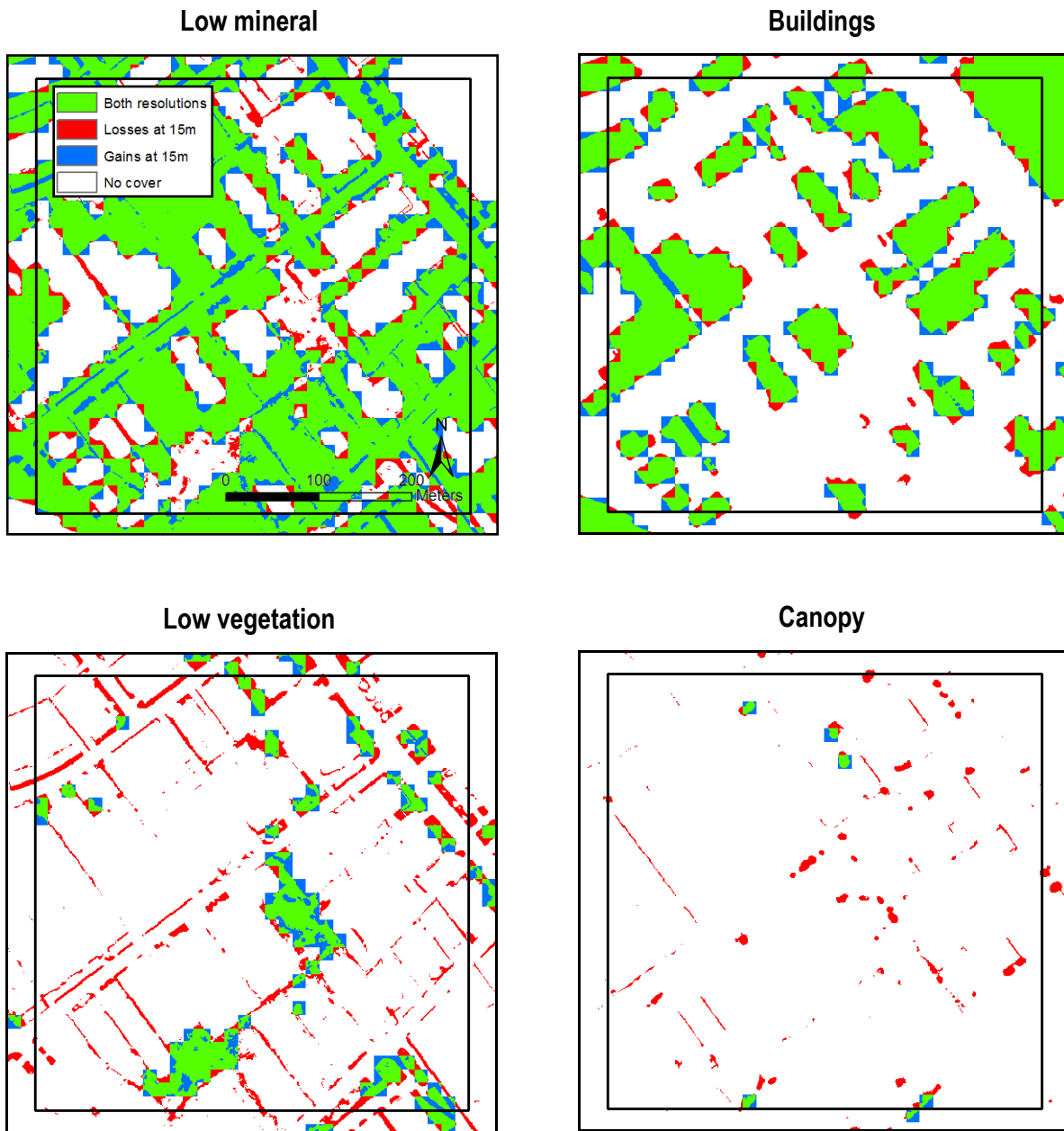


Figure A2.6. Land cover changes in the selected work-related zone presented in figure A2.5. The maps show gains and losses at 15 m spatial resolution in comparison with 1 m spatial resolution, for each of the four land cover classes.

Appendix 3. Ecosystem services maps

This appendix presents a collection ecosystem services maps produced in this study. For each component of the three ecosystem services, maps are presented at two levels. A first set of maps is presented at the level of an urban district, at the original spatial resolution of 1 m, to show the large-scale spatial distribution of ecosystem services components (Figures A3.1 to A3.8). A second set of maps is presented at the level of a random 480 x 480 m zone at the center of the urban district, to show the fine-scale spatial distribution of ecosystem services components (Figures A3.9 to A3.16). For this second set, 1 m and 15 m spatial resolutions maps are presented side by side for comparison.

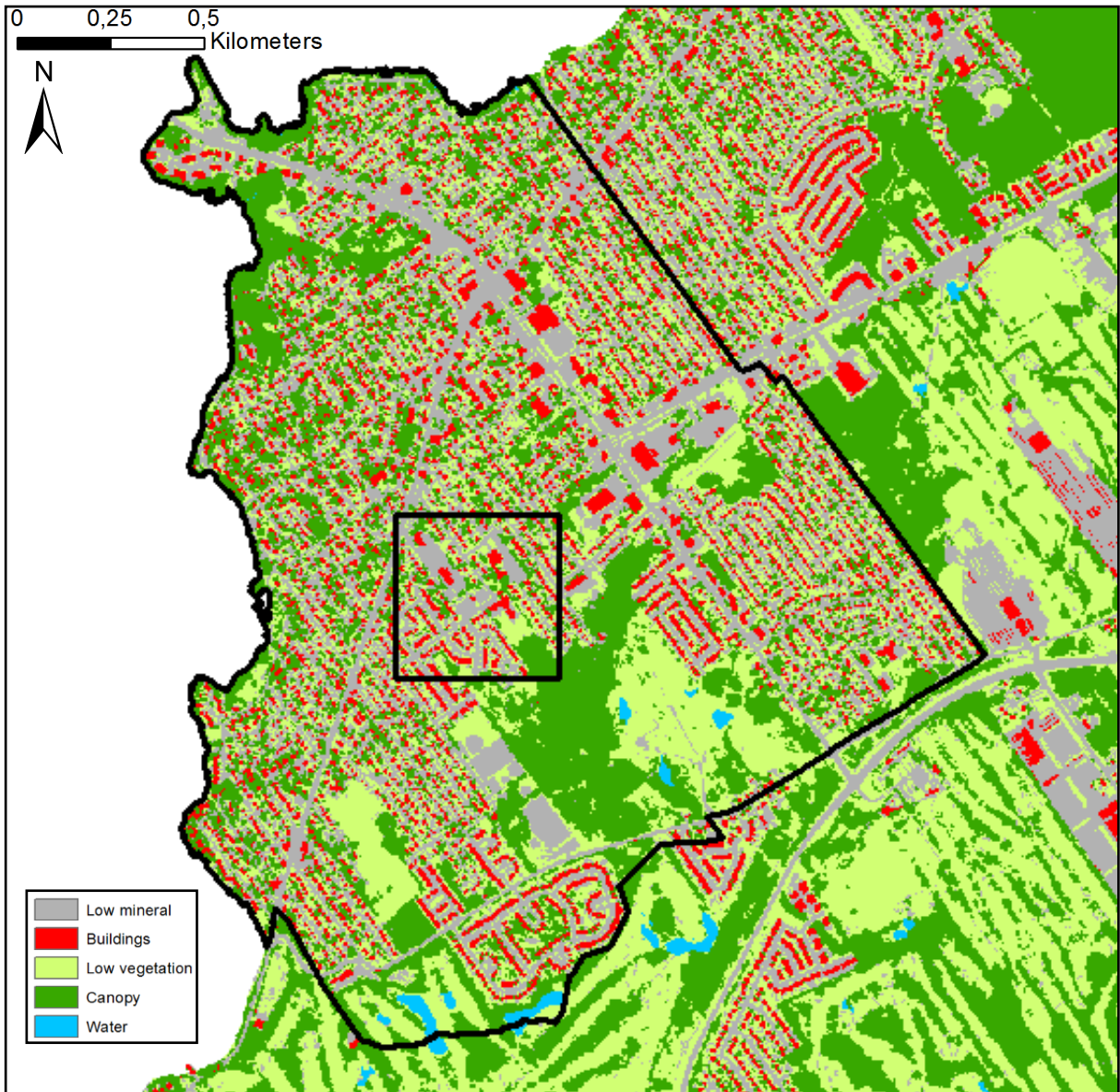


Figure A3.1. Land cover in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m. The map also shows the delineation of the 480 x 480 m zone presented in figures A3.9 to A3.16.

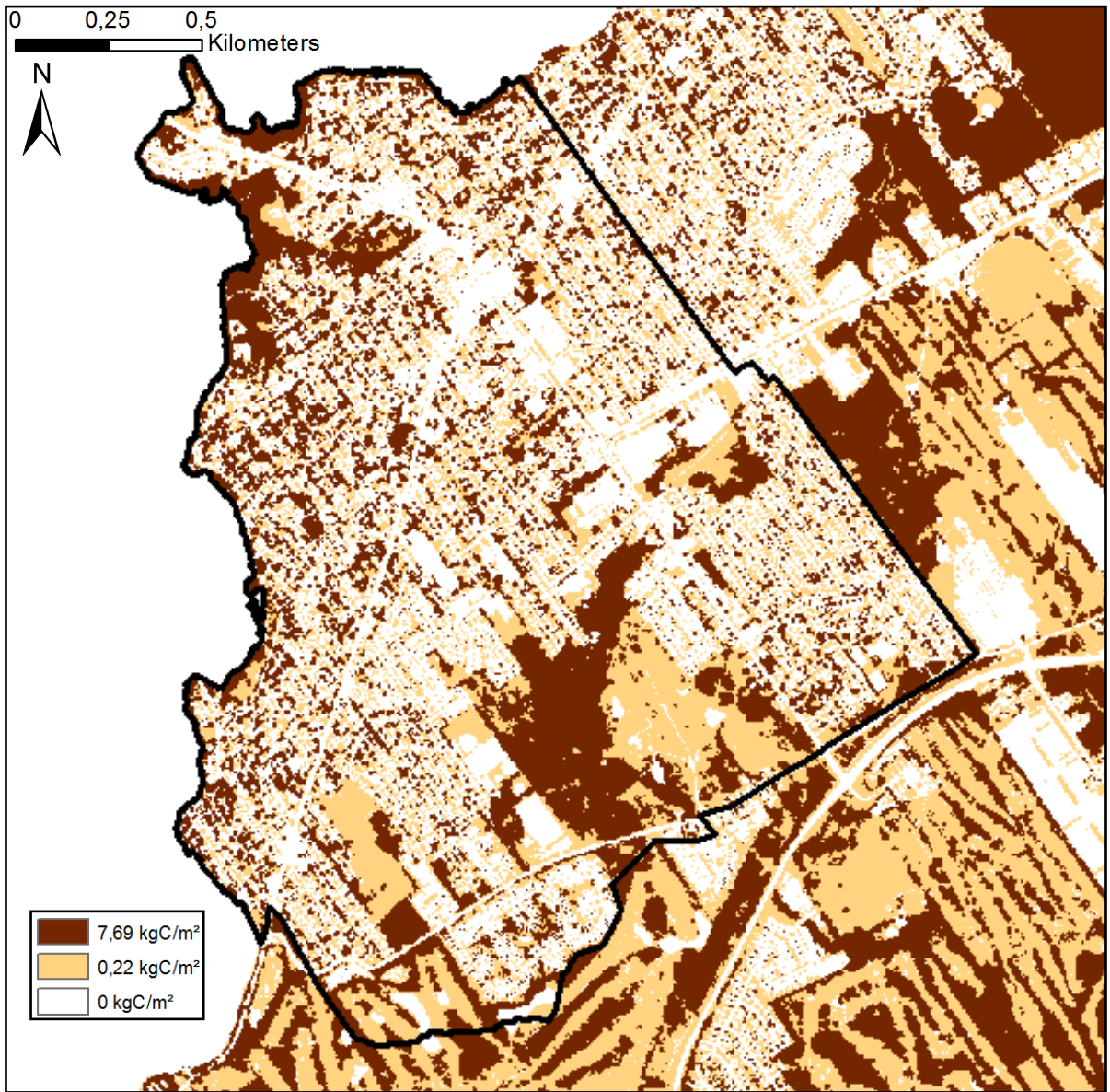


Figure A3.2. Carbon storage in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.

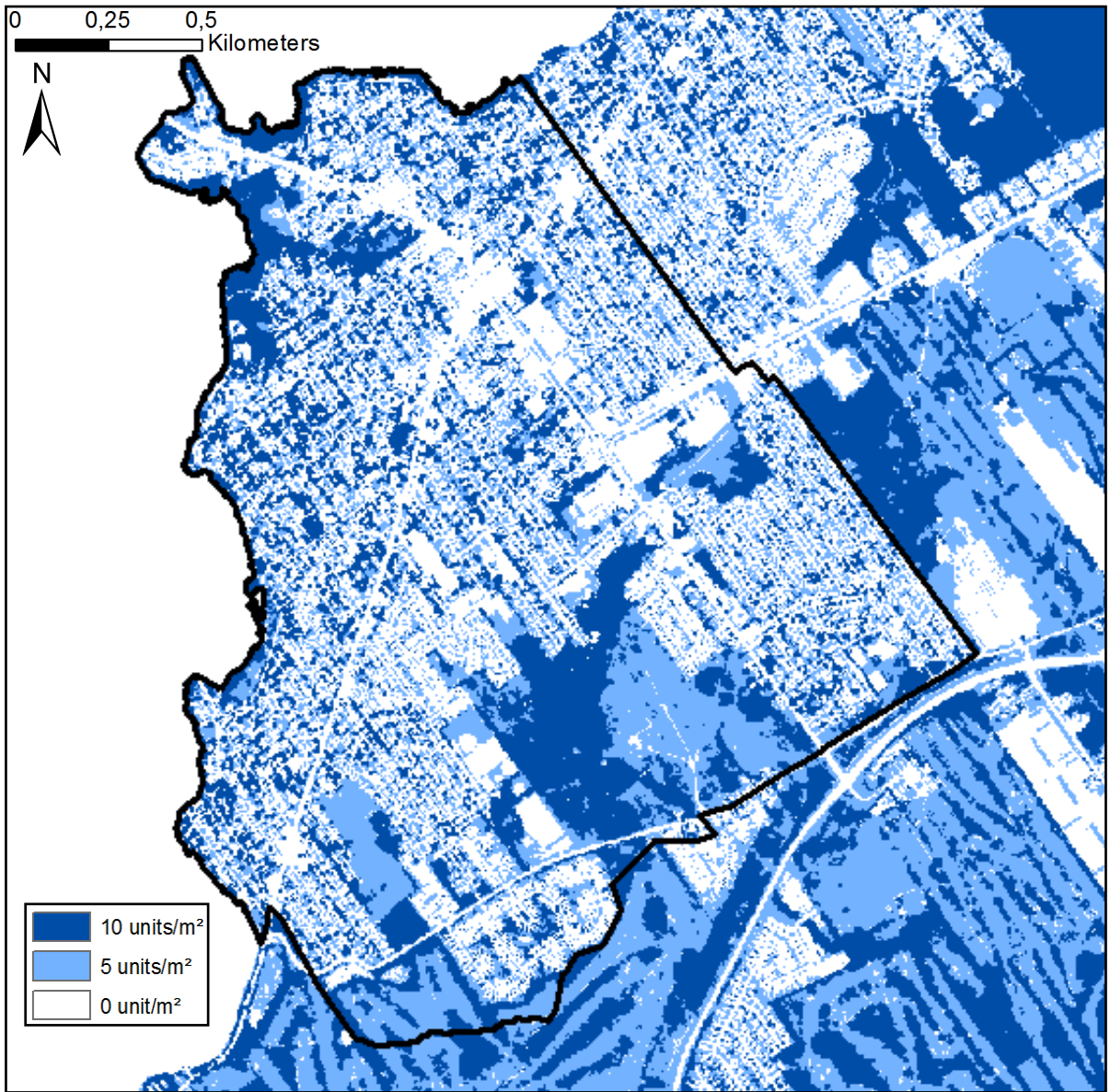


Figure A3.3. Cooling potential supply, mapped as supplied from the provisioning area, in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.

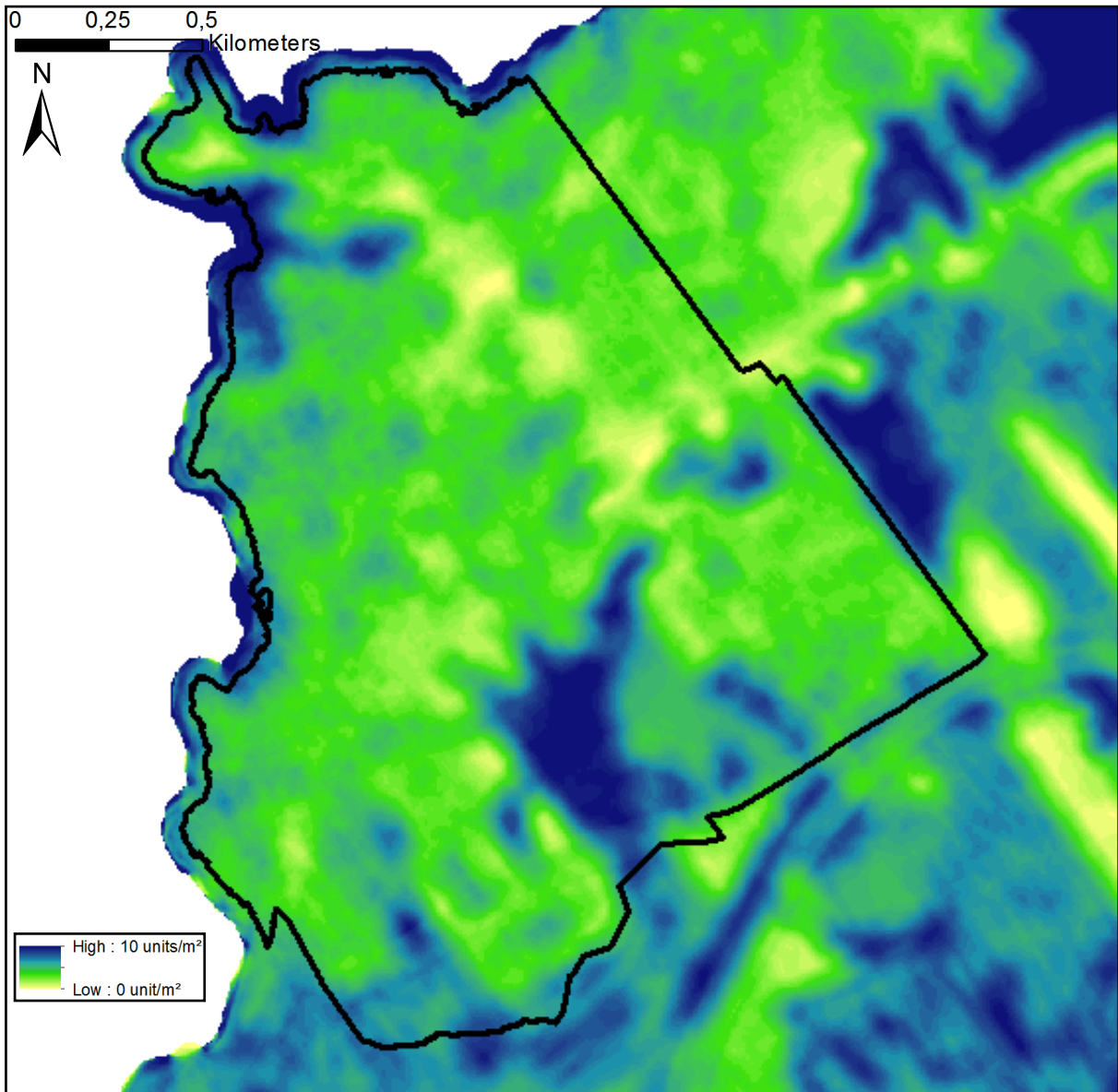


Figure A3.4. Cooling potential supply, mapped as redistributed in the flow area, in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.

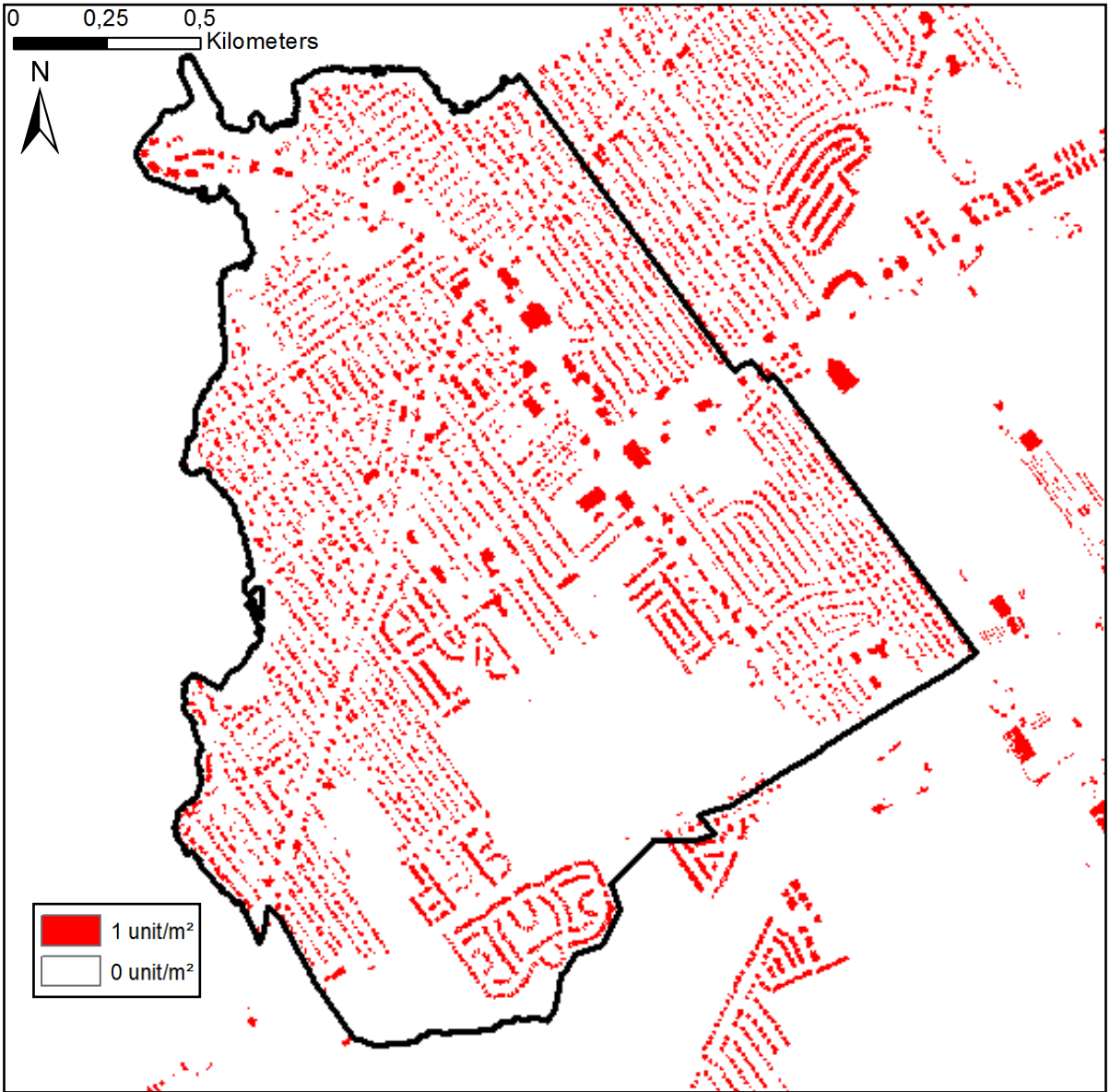


Figure A3.5. Cooling demand in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.

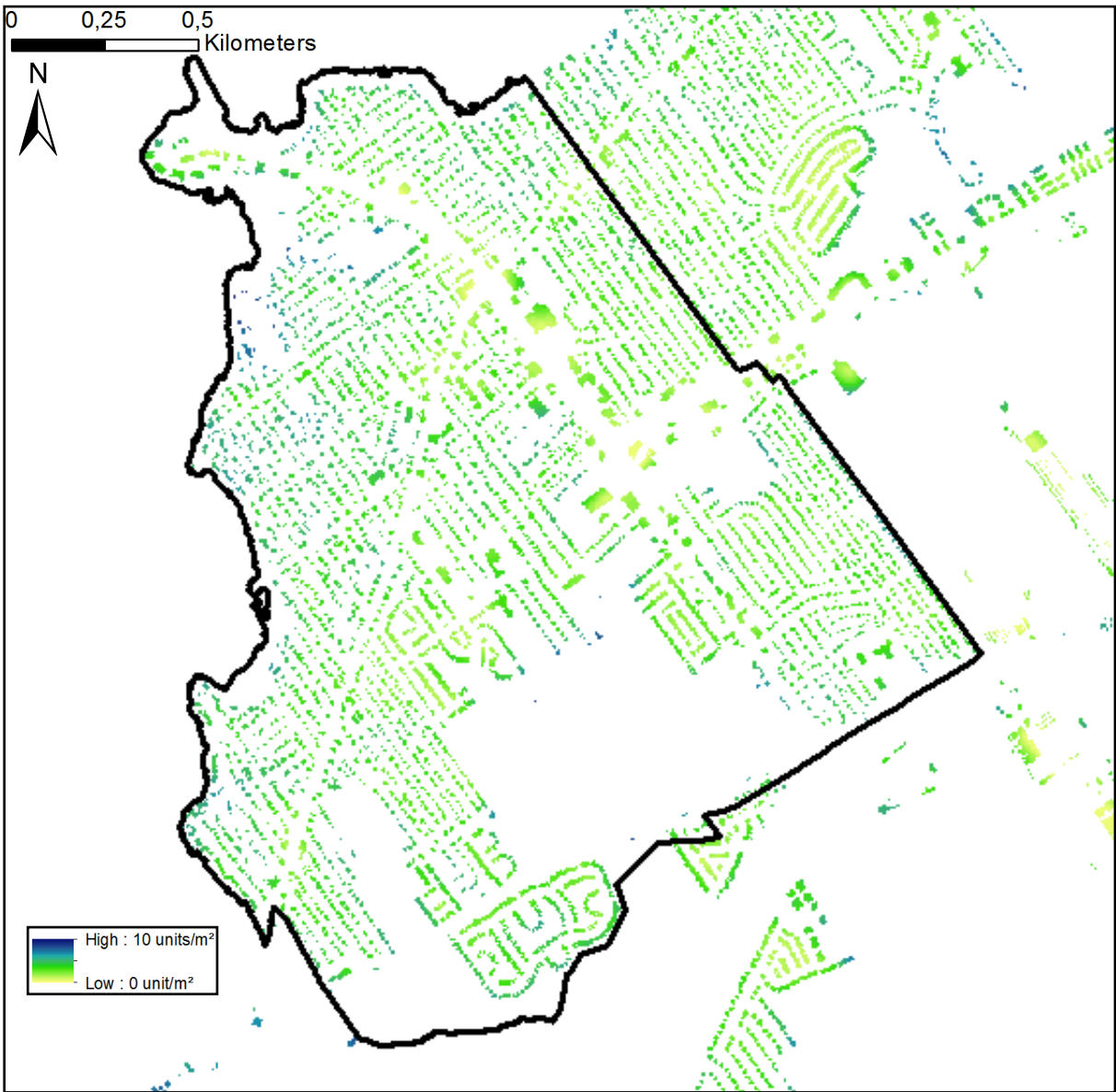


Figure A3.6. Cooling flow in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.

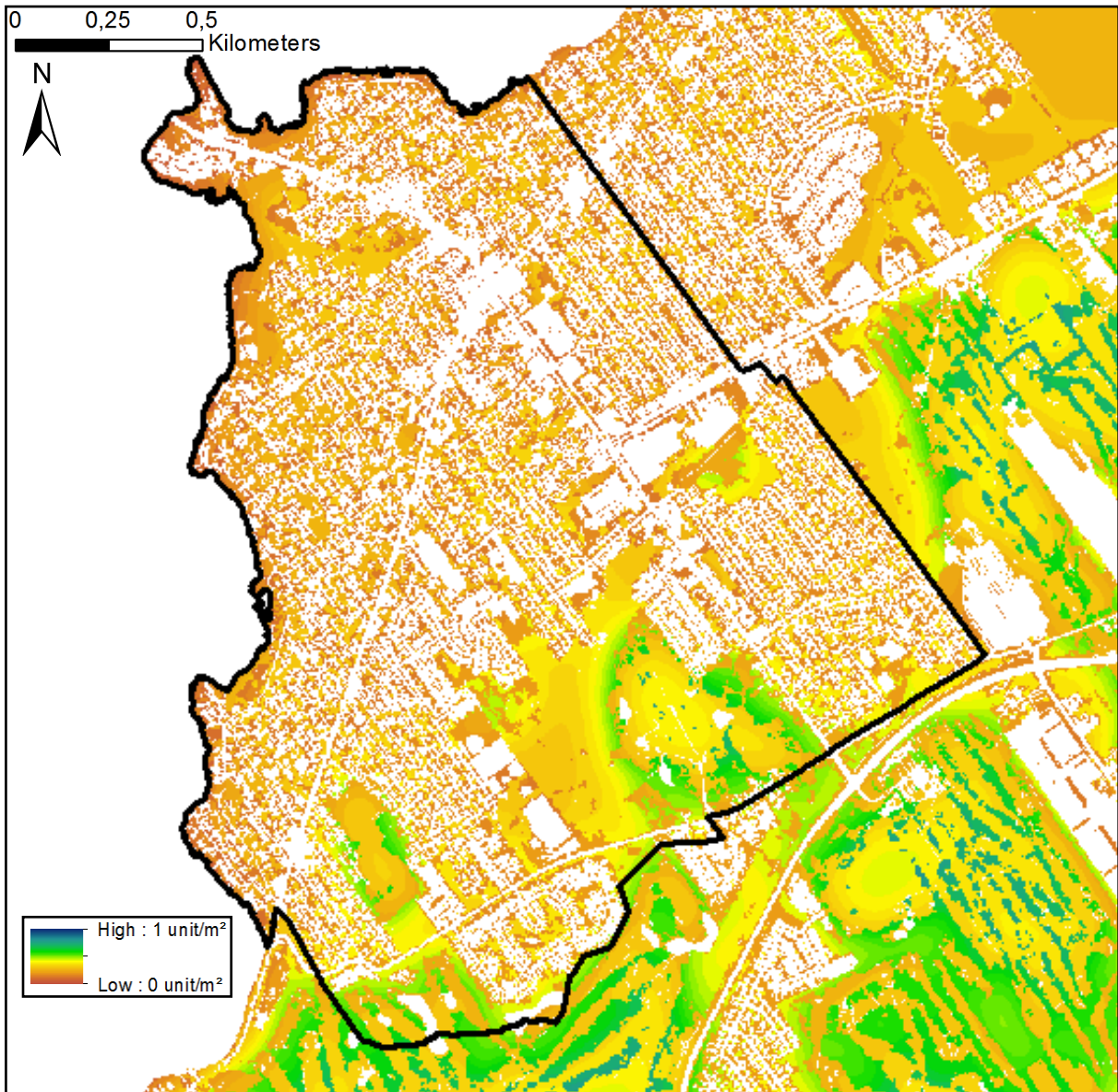


Figure A3.7. Pollination potential supply, mapped as supplied from the provisioning area, in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m.

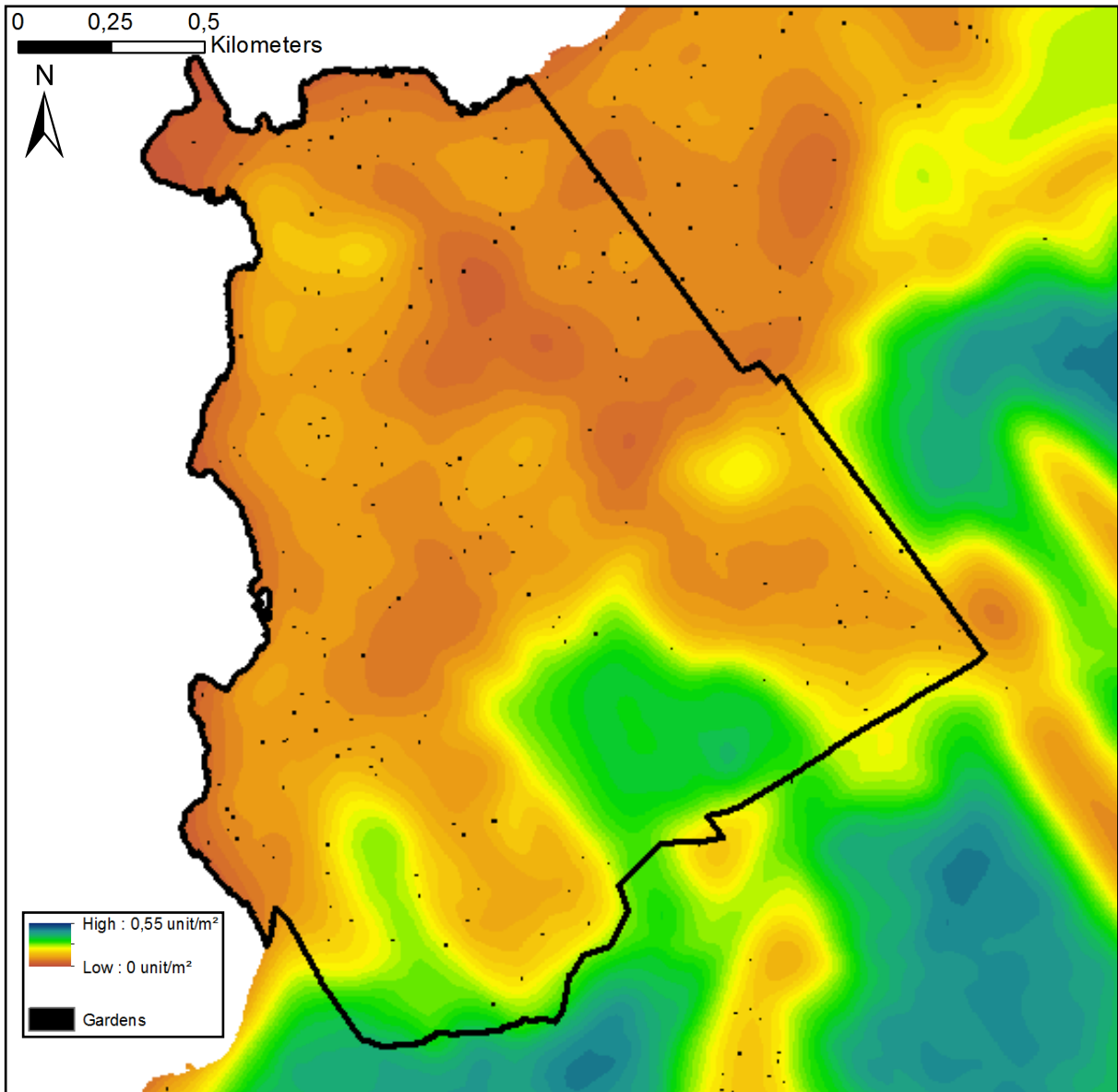


Figure A3.8. Pollination potential supply, mapped as redistributed in the flow area, in a selected urban district at a spatial resolution of 1 m. The map also shows pollination demand, i.e. gardens (note: there is a distortion in the representation of the square shape of gardens because of their small size at this scale). Pollination flow on gardens can be deduced from the overlap between potential supply and gardens in this map.

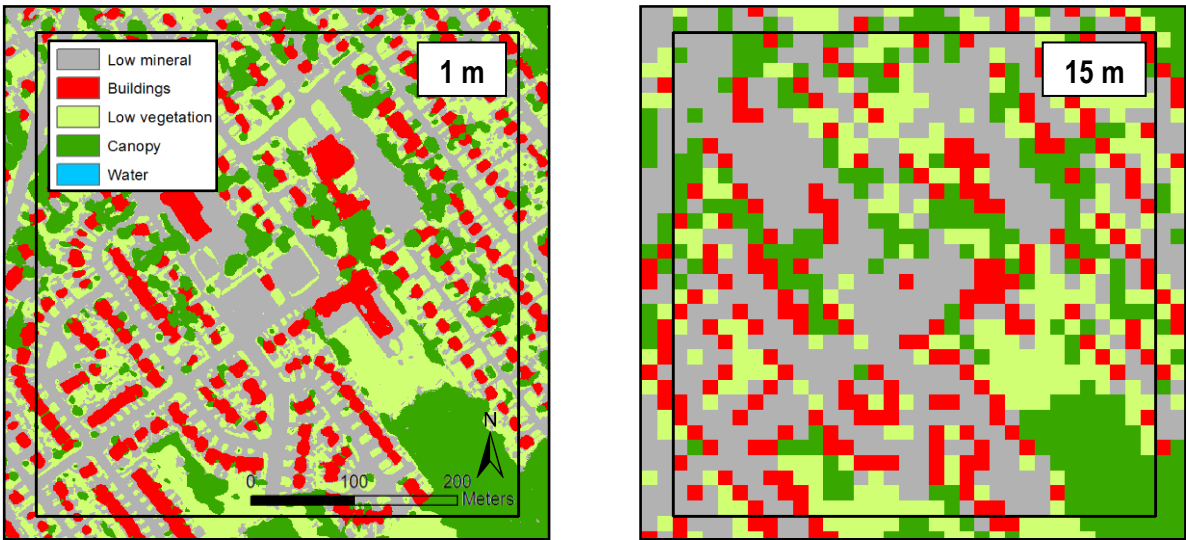


Figure A3.9. Land cover in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.

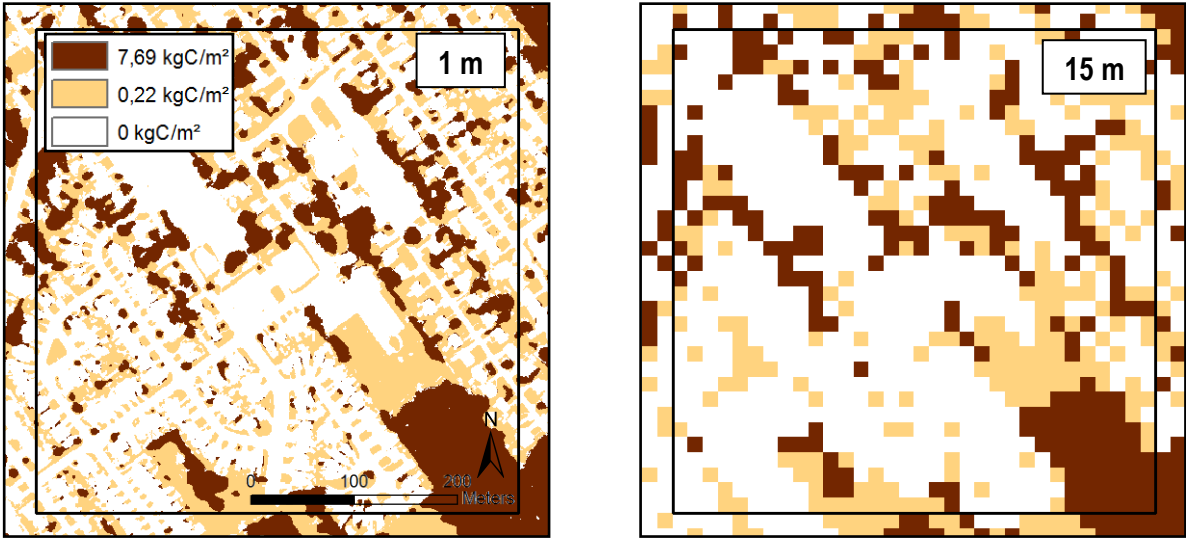


Figure A3.10. Carbon storage in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.

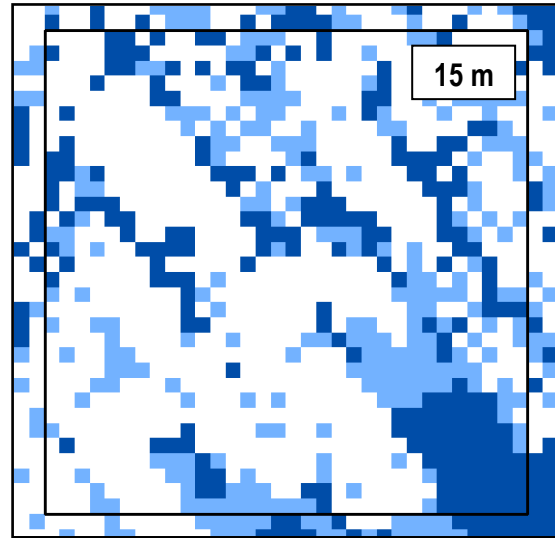
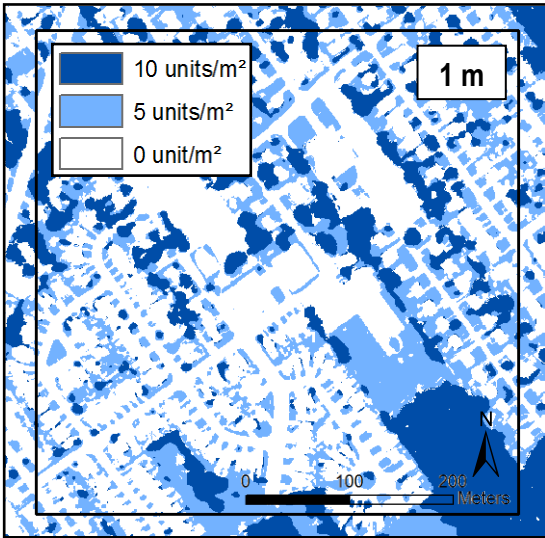


Figure A3.11. Cooling potential supply, mapped as supplied from the provisioning area, in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.

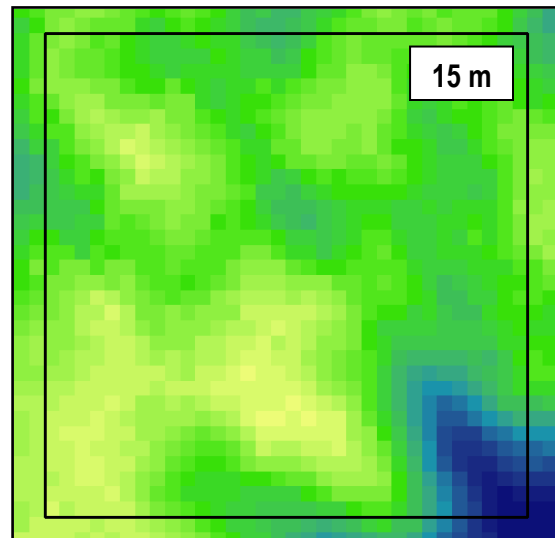
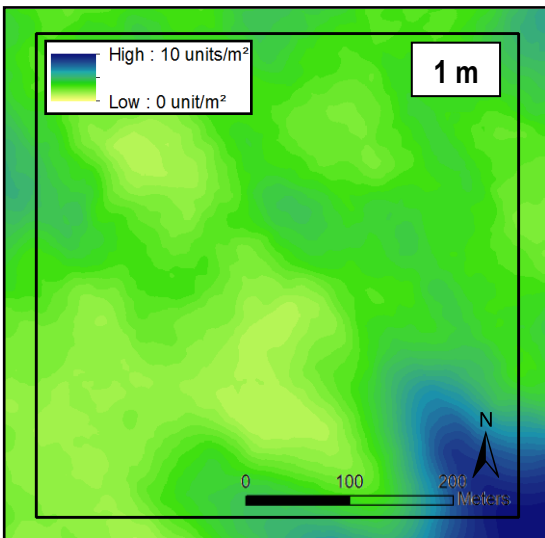


Figure A3.12. Cooling potential supply, mapped as redistributed in the flow area, in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.

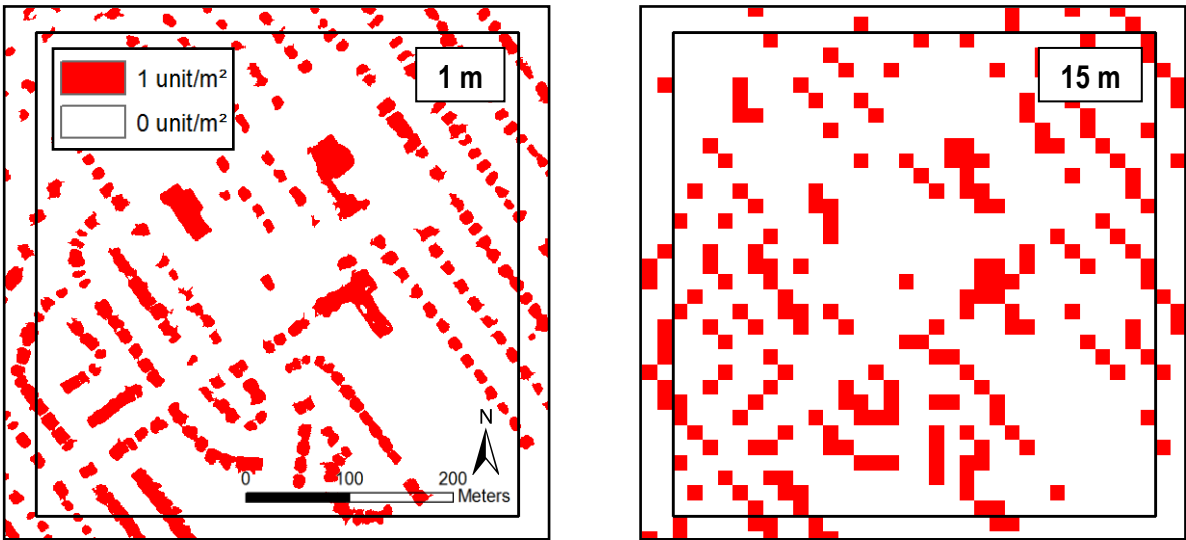


Figure A3.13. Cooling demand in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.

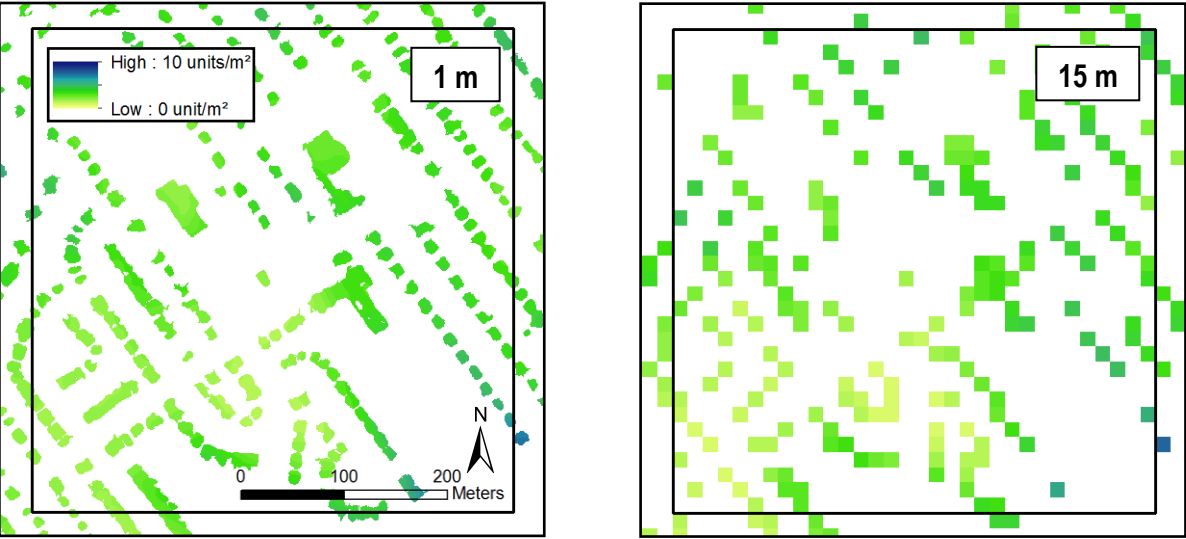


Figure A3.14. Cooling flow in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.

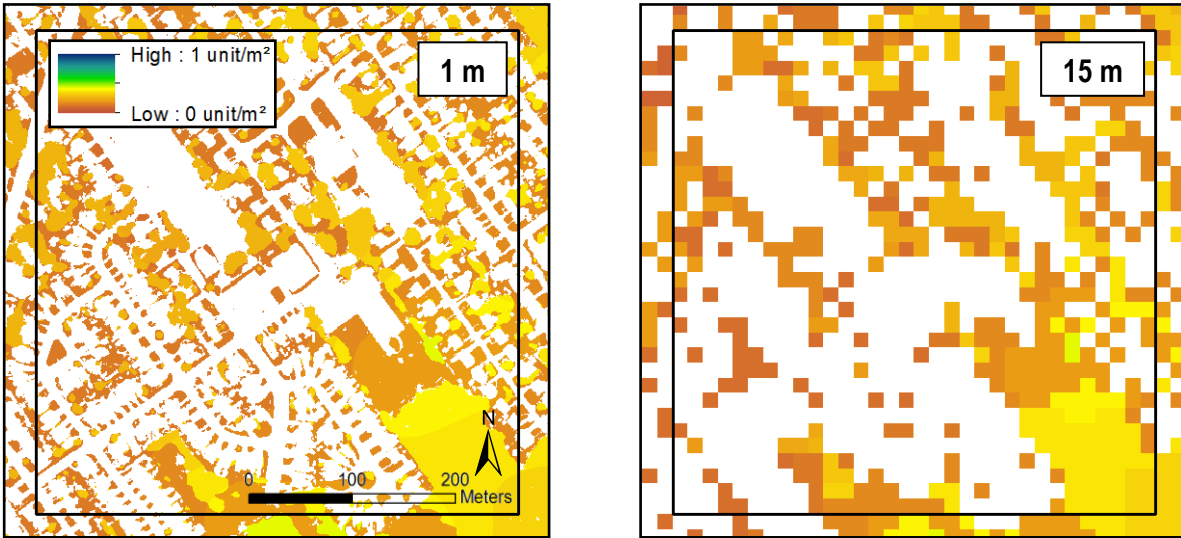


Figure A3.15. Pollination potential supply, mapped as supplied from the provisioning area, in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions.

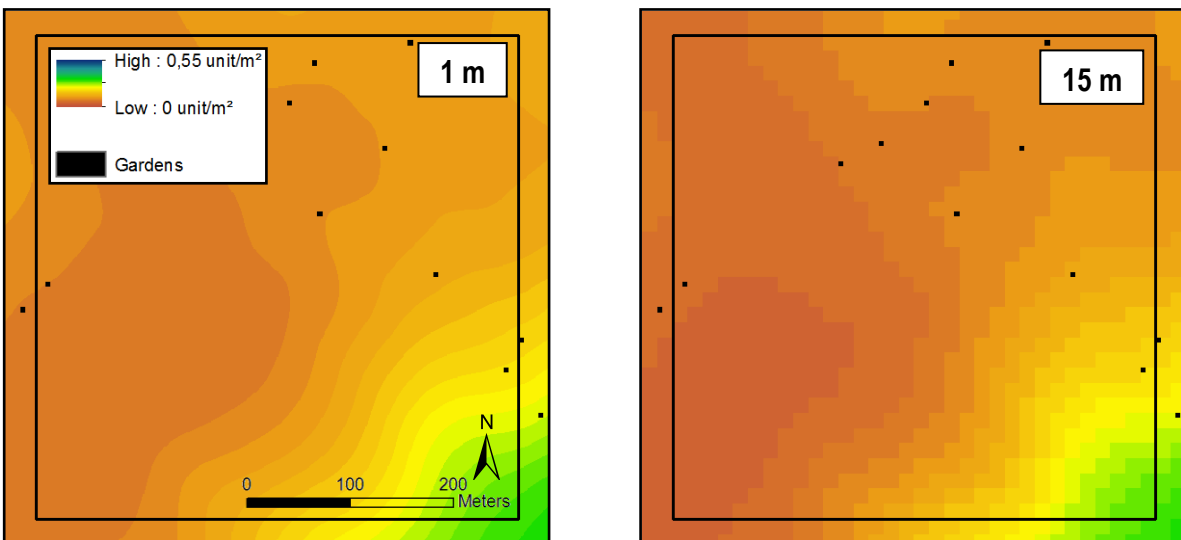


Figure A3.16. Pollination potential supply, mapped as redistributed in the flow area, in a selected 480 x 480 m zone at 1 m and 15 m spatial resolutions. The maps also show pollination demand, i.e. gardens. Pollination flow on gardens can be deduced from the overlap between potential supply and gardens in these maps.