

**ÉTUDE EXPLORATOIRE : VALORISATION MONÉTAIRE DES SERVICES
ÉCOSYSTÉMIQUES DES INFRASTRUCTURES VERTES DANS LE CONTEXTE DES
CHANGEMENTS CLIMATIQUES À DIEPPE, NOUVEAU-BRUNSWICK**

**THÈSE PRÉSENTÉE À LA FACULTÉ DES ÉTUDES SUPÉRIEURES ET DE LA
RECHERCHE EN VUE DE L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE EN ÉTUDES DE
L'ENVIRONNEMENT**

RIHAM ALKHALAF

Facultés des études supérieures et de la recherche

Université de Moncton

Avril 2025

Composition du jury

Présidente du jury :

Carole C. Tranchant, Ph.D.

Professeure titulaire

Directrice de la MÉE+ (cinq programmes de cycle supérieur en études de l'environnement),
Faculté des études supérieures et de la recherche, Université de Moncton, NB

Directrice :

Anne-Marie Laroche, ing., Ph. D.

Professeure agrégée

Département de génie civil, Université de Moncton, campus de Moncton, NB

Codirecteur :

Guillaume Fortin, Ph.D.

Professeur titulaire

Département d'histoire et de géographie, Université de Moncton, campus de Moncton, NB

Évaluateur interne :

Alain Patoine, Ph.D.

Professeur agrégé

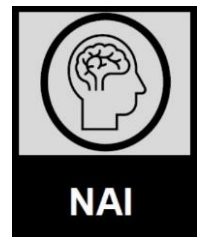
Université de Moncton, campus de Shippagan, NB

Évaluateur externe :

Dodick Gasser, Ph. D., Agr.

Chercheur – Écologie appliquée

CCNB-INNOV, Grand-Sault, NB



Remerciements

Ce travail a été rendu possible grâce au soutien de plusieurs personnes. Tout d'abord, je remercie ma direction de thèse professeure Anne-Marie Laroche et professeur Guillaume Fortin.

Je souhaite également remercier la Ville de Dieppe et les collègues qui ont facilité la récolte des données de l'inventaire et qui ont partagé les données internes. Un grand merci à Alexandre Girard ainsi qu'à Angèle Spencer pour leur soutien dans ce projet au sein de la municipalité.

J'exprime ma gratitude envers toutes les personnes qui m'ont entouré et apporté leur soutien. Leur contribution a rendu mes deux années de recherche intéressantes et enrichissantes. Un grand merci également à mes professeur·e·s Céline Surette, Maria Vazquez Rascon, et Michel T. Léger ainsi que mes collègues de la maîtrise en études de l'environnement.

Je tiens également à remercier spécialement la professeure et directrice des programmes de Maîtrise en études en environnement et autres programmes d'études en environnement Carole C. Tranchant, le professeur Jean Philippe Sapinski, Anahita Shafie, responsable du Centre d'aide en français de l'Université de Moncton, campus Moncton ainsi que le professeur Florent Michelot. Je vous suis profondément reconnaissante, car sans vous, ce parcours n'aurait pas été aussi riche en émotions et en accomplissements.

Sur un plan personnel, je souhaite remercier ma famille, spécialement mon mari Haytham et mes deux enfants : Joumana et Adam. Je remercie aussi mes ami·e·s proches et spécialement Michel Lecavalier, Pierre-Marcel, Justice et May qui m'ont constamment encouragée et soutenue tout au long des deux années nécessaires à l'élaboration de ce projet de thèse. Grâce à vous, j'ai relevé ce défi avec fierté et satisfaction du travail accompli.

Mes remerciements s'adressent également aux professeur·e·s membre du jury qui ont accepté de faire partie du jury de cette thèse. Merci pour votre contribution à l'amélioration de ce travail.

RÉSUMÉ

L'urbanisation rapide des villes canadiennes, en particulier à Dieppe, Nouveau-Brunswick, soulève des enjeux cruciaux de durabilité et de résilience face aux changements climatiques. Depuis 2014, les administrations locales poussent les municipalités à intégrer la gestion de tous les actifs dans leur budget financier. Ainsi, les infrastructures vertes, définies par la Fédération canadienne des municipalités comme des actifs soutenant des processus naturels pour le bénéfice humain, et qui sont essentielles pour réduire les risques climatiques, notamment les inondations, devraient également être intégrées dans le budget municipal ainsi que dans leurs stratégies de planification. Ces dernières années, Dieppe a connu une expansion urbaine et une perte d'espaces naturels, ce qui risque d'accroître sa vulnérabilité aux événements météorologiques extrêmes. Ainsi, cette recherche vise à attribuer une valeur monétaire à ces infrastructures pour convaincre les décideur·euse·s locaux de leur importance et encourager leur préservation. En particulier, elle s'interroge sur une question cruciale : **combien valent les infrastructures vertes dont la valeur n'est pas directement mesurable sur le marché ?**

L'étude se base sur une revue de la littérature et présente quelques méthodes de valorisation monétaire, notamment la méthode du coût de remplacement et la méthode de transfert de bénéfices, qui sont ensuite utilisées pour quantifier la valeur monétaire des infrastructures vertes de la ville de Dieppe inventoriées dans l'étude. Cet inventaire réalisé en 2022 a identifié 10 518 infrastructures vertes à Dieppe. Les forêts couvrent 44 km², avec une valeur annuelle estimée à 44,2 M CAD par an, tandis que les milieux humides qui couvrent une superficie de 12 km² valent 39,9 M CAD par an. Les cours d'eau, bien que moins étendus sont évalués à 551 K CAD par an. La valeur totale des infrastructures vertes de cette ville s'élève donc à 87,2 M CAD par an.

La valeur monétaire des infrastructures vertes de la ville de Dieppe souligne leur rôle crucial dans la durabilité et la qualité de vie des habitant·e·s. L'intégration des infrastructures vertes dans la planification urbaine est essentielle pour répondre aux défis et à l'urgence climatiques. La valeur monétaire de ces infrastructures souligne leur rôle crucial dans la durabilité et la qualité de vie des habitant·e·s de Dieppe.

Mots-clés : infrastructures vertes, évaluation monétaire, urbanisation, gestion des infrastructures vertes, changements climatiques.

TABLE DES MATIÈRES

COMPOSITION DU JURY.....	I
REMERCIEMENTS	I
RÉSUMÉ	II
LISTE DES TABLEAUX	VI
LISTE DES FIGURES	VII
1. INTRODUCTION.....	1
1.1. MISE EN CONTEXTE	1
1.2. URBANISATION ET SES EFFETS	1
1.3. PROBLÉMATIQUE.....	2
1.4. DÉFIS DE L'URBANISATION.....	5
1.5. INTÉGRATION DES INFRASTRUCTURES VERTES DANS LA PLANIFICATION.....	5
1.6. QUESTION DE RECHERCHE ET OBJECTIFS.....	5
2. REVUE DE LA LITTÉRATURE	8
2.1. SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES.....	8
2.2. INFRASTRUCTURES VERTES EN MILIEU URBAIN	10
2.3. RELATION ENTRE ENVIRONNEMENT ET ECONOMIE	17
2.4. VALEUR ECONOMIQUE TOTALE	21
2.5. METHODOLOGIES DE VALORISATION MONETAIRE DES INFRASTRUCTURES VERTES	25
<i>2.5.1. Méthode des coûts de remplacement</i>	<i>27</i>
<i>2.5.2 Méthode de transfert des bénéfices.....</i>	<i>29</i>
<i>2.5.3. Méthode des prix hédonistes.....</i>	<i>30</i>
<i>2.5.4 Méthode des coûts de déplacement.....</i>	<i>31</i>
<i>2.5.5. Méthode d'évaluation contingente.....</i>	<i>31</i>
<i>2.5.6. Méthode de modélisation de choix.....</i>	<i>32</i>
<i>2.5.7. Méthode d'évaluation économique participative.....</i>	<i>33</i>
3. SITE D'ÉTUDE	35

3.1. LOCALISATION ET CARACTERISTIQUES GEOGRAPHIQUES	35
3.2. CROISSANCE DEMOGRAPHIQUE ET ETALEMENT URBAIN	39
4. DONNÉES ET MÉTHODES	40
4.1. METHODES ET OUTILS DE COLLECTE DE DONNEES	40
4.1.1. <i>Inventaire</i>	40
4.1.2. <i>Classification</i>	41
4.1.3. <i>Données géographiques et cartographiques</i>	43
4.2. VALORISATION MONÉTAIRE DES INFRASTRUCTURES VERTES	47
4.2.1. <i>Identification des listes des services rendus par chaque infrastructure verte</i>	47
4.2.2. <i>Données de la valorisation monétaire</i>	50
5. RÉSULTATS	53
5.1. INVENTAIRE	53
5.2. VALORISATION MONETAIRE	56
5.2.1. <i>Forêts</i>	56
5.2.2. <i>Milieus humides</i>	59
5.2.3. <i>Cours d'eau</i>	61
5.2.4. <i>Arbres d'ornement</i>	61
6. ANALYSE ET DISCUSSION	64
6.1. ANALYSE DES RÉSULTATS	64
6.2. LIMITES DE L'ÉTUDE ET DIFFICULTÉS RENCONTRÉES	70
7. CONCLUSION ET PISTES D'ACTION ET DE RECHERCHE	74
RÉFÉRENCES	78
ANNEXE A	98
ANNEXE B	100

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1. EXEMPLES D' ACTIONS D' ADAPTATION À LA CRISE CLIMATIQUE EN FONCTION DES ALÉAS CLIMATIQUES	15
TABLEAU 2. SYNTHÈSE DES DIFFÉRENTES MÉTHODES DE VALORISATION MONÉTAIRE : LEURS AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS	26
TABLEAU 3. DÉFINITION DES TYPES D' INFRASTRUCTURES VERTES.	43
TABLEAU 4. SOURCES DE DONNÉES.	45
TABLEAU 5. RÉSUMÉ DES INFRASTRUCTURES VERTES PAR TYPE SUIVANT LES LIMITES DE 2022 AVEC LES POURCENTAGES PAR RAPPORT À LA SUPERFICIE TOTALE.	54
TABLEAU 6. VALEUR TOTALE DES FORÊTS ET DE LEURS SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES.	58
TABLEAU 7. LES DIFFÉRENTS SERVICES RENDUS PAR LES MILIEUX HUMIDES, LA MÉTHODE DE VALORISATION ÉCONOMIQUE ET LES RÉFÉRENCES	59
TABLEAU 8. VALEUR TOTALE DES MILIEUX HUMIDES ET DE LEURS SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES. .	60
TABLEAU 9. RÉSUMÉ DE VALEUR MONÉTAIRE DES COURS D'EAU.....	61
TABLEAU 10. VALEUR MONÉTAIRE DES ARBRES D'ORNEMENT.	62
TABLEAU 11. VALEUR DES INFRASTRUCTURES VERTES PAR TYPE DANS LES LIMITES DE 2022.	63
TABLEAU 12. RÉSULTATS COMPARATIFS DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES MILIEUX HUMIDES AVEC DUPRAS ET AL., (2015).	101
TABLEAU 13. RÉSUMÉ COMPARATIF DES MÉTHODES, DONNÉES UTILISÉES ET RÉSULTATS AVEC LES ÉTUDES DE DUPRAS ET AL. (2015) ET DUPRAS ET AL. (2016).....	102

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1. SINISTRES CATASTROPHIQUES ASSURÉS AU CANADA, TIRÉS DU RAPPORT DU BUREAU D’ASSURANCE DU CANADA, 2022	3
FIGURE 2. SINISTRES CATASTROPHIQUES ASSURÉS AU CANADA EN 2023, TIRÉS DU RAPPORT DU BUREAU D’ASSURANCE DU CANADA, 2024	4
FIGURE 3. BASSINS DE RÉTENTIONS BÂTIS PAR LE SERVICE D’INGÉNIERIE DE LA VILLE DE DIEPPE, LE LONG DE LA RUE AQUATIQUE, DIEPPE.	12
FIGURE 4. ÉCO-BÉNÉFICES DES INFRASTRUCTURES VERTES	13
FIGURE 5. RELATIONS ENTRE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ET BIEN-ÊTRE HUMAIN	19
FIGURE 6. COMPOSANTES DE LA VALEUR ÉCONOMIQUE TOTALE DES SERVICES ENVIRONNEMENTAUX ET LEURS DEGRÉS DE TANGIBILITÉ	22
FIGURE 7. LIMITE DE LA VILLE DE DIEPPE, NOUVEAU-BRUNSWICK, 2022.	36
FIGURE 8. BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE PETITCODIAC	37
FIGURE 9. INONDATIONS SUR LE BOULEVARD DIEPPE	38
FIGURE 10. RECENSEMENT DES DIFFÉRENTS USAGES, FONCTIONS ÉCOLOGIQUES ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES FORÊTS	49
FIGURE 11. RECENSEMENT DES DIFFÉRENTS USAGES, FONCTIONS ÉCOLOGIQUES ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES MILIEUX HUMIDES	50
FIGURE 12. DISTRIBUTION SPATIALE DES INFRASTRUCTURES VERTES À DIEPPE SUIVANT LES LIMITES DE 2022	55

1. INTRODUCTION

1.1. Mise en contexte

En 2014, les administrations locales du Nouveau-Brunswick ont commencé à planifier la gestion des actifs, incluant les actifs financiers (comme les investissements), les actifs physiques (par exemple, les bâtiments, les routes) et les actifs naturels (comme les forêts, les cours d'eau et les milieux humides), soulignant ainsi l'importance de cette démarche (Gouvernement du Canada, 2021a ; Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux, 2017). La gestion des actifs vise non seulement à maximiser l'efficacité opérationnelle, mais aussi à garantir la pérennité des infrastructures essentielles face aux défis financiers et climatiques contemporains. Les actifs municipaux sont classés en deux catégories selon leur importance : les actifs essentiels, qui assurent des services cruciaux tels que la protection, le transport, l'hygiène et l'environnement, et les actifs de grande valeur, dont le remplacement engendrerait des coûts significatifs (Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux, 2017).

Dans ce cadre, la notion d'infrastructures vertes est de plus en plus reconnue au Canada. Selon la Fédération canadienne des municipalités (FCM, s.d.), ces infrastructures englobent « l'ensemble des actifs naturels ainsi que ceux créés, restaurés ou modifiés, produisant des fonctions et des processus naturels au service des intérêts humains, tels que les parcs urbains et les bassins de rétention ». Par conséquent, les infrastructures vertes sont d'une importance cruciale, autant comme actifs essentiels que comme actifs de grande valeur (Gouvernement du Canada, 2021d; Eyquem et al., 2022). La gestion appropriée de ces infrastructures est essentielle pour répondre aux services environnementaux nécessaires à l'adaptation aux changements et à la crise climatiques.

1.2. Urbanisation et ses effets

En 2021, la ville de Dieppe au Nouveau-Brunswick a connu une croissance démographique de 10,8 % par rapport à 2016 (Statistique Canada, 2021), entraînant une forte urbanisation (ACSP, 2015 ; Bourban, 2019 ; Véron, 2008). Ce phénomène a conduit à la réduction des espaces naturels et à une accentuation de l'étalement urbain, aggravant les impacts environnementaux. En effet,

l'urbanisation a des conséquences significatives sur la surface terrestre, le climat et les écosystèmes naturels, provoquant la perte d'habitats, la fragmentation des écosystèmes et une diminution de la biodiversité (Mitsch et al., 2015 ; Tabeaud, 2010 ; Xu et al., 2016).

Parallèlement, le Nouveau-Brunswick a observé une augmentation des événements climatiques extrêmes, notamment des précipitations plus intenses, ce qui a un impact direct sur les infrastructures et les communautés (Comeau et Nunes, 2019 ; Conseil de conservation du Nouveau-Brunswick, s.d. ; Ville de Dieppe, 2014). Ces conditions météorologiques entraînent des dommages financiers considérables pour les propriétaires, les assureurs, les municipalités et les gouvernements (BAC, 2022 ; Boudreault et Bourdeau-Brien, 2020).

1.3. Problématique

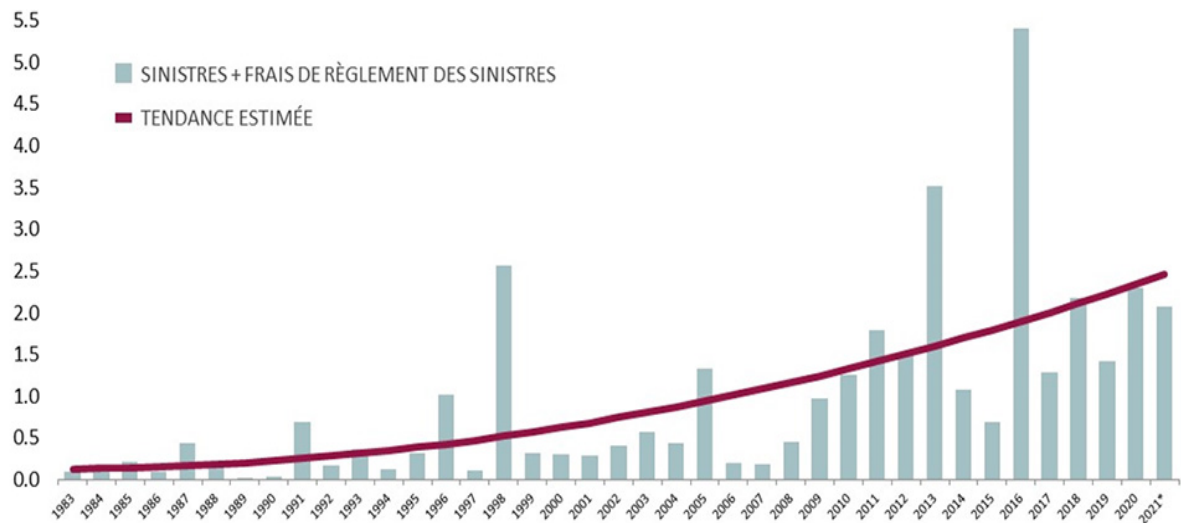
Face à l'augmentation des catastrophes naturelles liées aux changements climatiques, telles que les fortes pluies et les inondations, les municipalités doivent intensifier leurs efforts pour s'adapter et atténuer ces impacts (Gouvernement du Canada, 2021a). Les inondations représentent le coût annuel le plus élevé associé aux catastrophes naturelles au Canada, avec des pertes estimées à 2 milliards de dollars en 2021 (Figure 1) et 3 milliards en 2023 (BAC, 2024) (Figure 2). Cette hausse souligne l'urgence d'adopter des mesures pour renforcer la résilience des communautés face aux inondations, minimisant ainsi les pertes humaines et économiques (Duhamel et al., 2022 ; Hovis et al., 2021).



Sinistres catastrophiques assurés au Canada

* Un sinistre catastrophique = un événement entraînant des dommages aux biens assurés de 25 millions de dollars ou plus.

Milliards de dollars



Sources : Assurances de dommages au Canada (BAC), PCS, CatIQ, Swiss Re, Munich Re et Deloitte.
Valeurs en \$ CA de 2020, * provisoires pour 2021

Figure 1. Sinistres catastrophiques assurés au Canada, tirés du rapport du Bureau d'assurance du Canada, 2022.

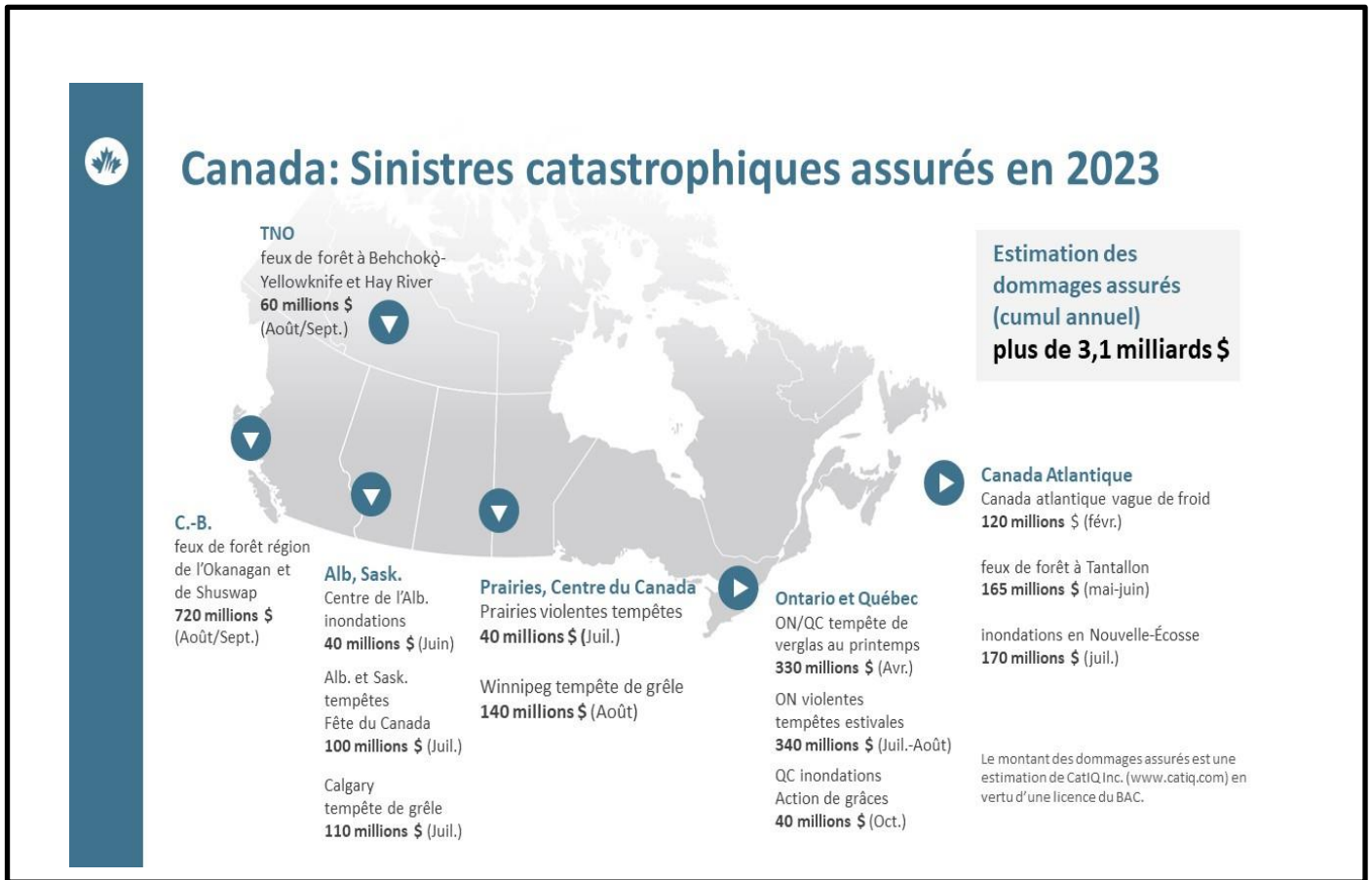


Figure 2. Sinistres catastrophiques assurés au Canada en 2023, tirés du rapport du Bureau d'assurance du Canada, 2024.

La résilience se définit comme la capacité à se remettre des effets d'un aléa, tandis que l'atténuation des risques vise à réduire son occurrence et sa gravité (Meerow et Newell, 2019 ; Grafakos et al., 2020). À l'inverse, la vulnérabilité est comprise comme la fragilité face aux dommages potentiels (Duhamel et al., 2022 ; Quenault, 2015). En intégrant des stratégies de résilience et d'atténuation, les municipalités peuvent protéger les biens, préserver les écosystèmes et assurer la sécurité des communautés (Weissenberger et al., 2016).

1.4. Défis de l'urbanisation

L'urbanisation croissante, particulièrement dans les villes de petite et moyenne taille du Nouveau-Brunswick, pose des défis majeurs en matière de développement durable. Le modèle d'expansion urbaine horizontal, qui privilégie l'utilisation de l'automobile entraînant l'étalement urbain aux dépens des terres agricoles, est de plus en plus critiqué pour ses impacts environnementaux néfastes (Ouellet, 2006). La déforestation et la réduction des espaces naturels en résultent, rendant les villes encore plus vulnérables aux effets des changements climatiques (IPCC, 2021; Kishor, 2002).

Les infrastructures vertes, telles que les milieux humides, jouent un rôle clé dans la réduction des risques d'inondation et dans la protection des écosystèmes (Eyquem et al., 2022). En revanche, les infrastructures grises - des structures artificielles construites par l'être humain, souvent fabriquées à partir de matériaux non naturels tels que le béton, l'acier ou l'asphalte pour fournir des services publics – bien que plus couramment utilisées, s'avèrent moins durables et coûtent davantage à long terme (CCME, 2018 ; Dupras et al., 2016).

1.5. Intégration des infrastructures vertes dans la planification

Dans ce contexte, il est essentiel d'intégrer la gestion des infrastructures vertes dans les processus de planification et d'aménagement du territoire (Eyquem et al., 2022). Toutefois, la négligence des infrastructures vertes par les décideur·euse·s, souvent due à l'absence d'une valorisation monétaire, complique cette intégration (Massicotte, 2012 ; NAWM, s.d.). Cette recherche vise à estimer la valeur monétaire des infrastructures vertes qui n'est pas directement mesurable sur le marché, afin d'intégrer ces éléments dans la planification municipale et de mieux répondre aux défis environnementaux croissants.

1.6. Question de recherche et objectifs

Au regard des éléments présentés dans la section précédente, la question de recherche peut être formulée comme suit : **Combien valent les infrastructures vertes dont la valeur n'est pas directement mesurable sur le marché ?**

Ainsi, ce projet a pour objectif principal d'estimer une valeur monétaire aux infrastructures vertes dans le but d'inciter la municipalité de Dieppe à prendre en considération la préservation et la restauration de celles-ci lors de l'élaboration des politiques d'aménagement du territoire municipal dans le contexte des changements climatiques qui vont affecter les zones urbanisées.

Les résultats de cette étude pourront sensibiliser les décideur·euse·s, les urbanistes, les aménagistes ainsi que les citoyen·ne·s quant à l'importance des infrastructures vertes et de leurs avantages socio-économiques face aux défis de la crise climatique et de l'occupation territoriale. Une telle sensibilisation pourrait promouvoir une approche plus durable et résiliente de l'aménagement urbain.

Les objectifs spécifiques du travail sont de :

- Cartographier les infrastructures vertes de la ville de Dieppe ;
- Comparer les différentes méthodologies de valorisation monétaire des infrastructures vertes ;
- Estimer les valeurs des services écosystémiques des infrastructures vertes;

Estimer les valeurs des compensations qui doivent être prévues en cas de dommages de quelques services écosystémiques des milieux humides; Cette thèse se structure en plusieurs parties qui permettent d'aborder de manière progressive les différents aspects de la problématique étudiée. Dans un premier temps, les services écosystémiques fournis par les infrastructures vertes en milieu urbain seront détaillés, en explorant également les liens entre environnement et économie, ainsi que la notion de valeur économique totale. Cette section introduira également les méthodologies de valorisation monétaire pour évaluer les infrastructures vertes, notamment les méthodes de coûts de remplacement, de transfert des bénéfices, de prix hédonistes, de coûts de déplacement, d'évaluation contingente, de modélisation de choix, et d'évaluation économique participative.

Ensuite, le site d'étude est présenté, en décrivant la localisation géographique de la ville de Dieppe, au Nouveau-Brunswick. Puis, les tendances de croissance démographique et d'étalement urbain seront abordés.

La section suivante traitera des données et méthodes, en détaillant les outils et techniques de collecte de données nécessaires à l'analyse des infrastructures vertes. Nous y aborderons notamment l'inventaire et la classification des infrastructures, l'utilisation des données géographiques et cartographiques, ainsi que les méthodes de valorisation monétaire appliquées aux infrastructures vertes.

Les résultats de l'analyse seront ensuite exposés à travers un inventaire détaillé des infrastructures vertes de Dieppe et leur valorisation monétaire. Cette section sera subdivisée pour présenter les résultats par type d'infrastructure, incluant les forêts, les milieux humides, les cours d'eau et les arbres d'ornement.

Enfin, l'analyse et la discussion des résultats permettra de confronter les données obtenues aux enjeux identifiés, en abordant les limites et difficultés rencontrées. Pour conclure, des recommandations seront formulées pour guider la planification urbaine de manière durable, en intégrant pleinement les infrastructures vertes dans les politiques municipales d'aménagement du territoire.

2. REVUE DE LA LITTÉRATURE

2.1. Services écosystémiques

Les services écosystémiques désignent les bénéfices que les humains obtiennent directement ou indirectement des écosystèmes naturels, allant des ressources matérielles (tangibles) telles que l'eau et les aliments, aux services non matériels (intangibles) tels que la régulation du climat et les expériences récréatives. Ces services sont cruciaux pour notre bien-être et notre survie, car ils influencent divers aspects de la vie humaine, allant de l'approvisionnement de ressources essentielles à la régulation de conditions environnementales qui soutiennent les activités humaines. La classification de ces services en quatre grandes catégories – services d'approvisionnement, de régulation, de support et culturels – offre un cadre structuré pour comprendre et apprécier la complexité des interactions entre les écosystèmes et les sociétés humaines (Costanza, 2020 ; Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005).

Les services d'approvisionnement comprennent les produits matériels fournis par les écosystèmes, tels que l'eau douce, la nourriture et les ressources médicinales (Costanza et al., 1997). Ces services sont fondamentaux pour la survie humaine et constituent une part importante des économies locales et globales. Par exemple, les pêcheries fournissent des protéines essentielles à des millions de personnes à travers le monde, tandis que les forêts offrent non seulement du bois, mais aussi des produits non ligneux comme les champignons et les baies, cruciales pour de nombreuses communautés.

En ce qui concerne les ressources alimentaires, les écosystèmes fournissent une variété d'aliments, allant des poissons en milieu marin aux fruits et légumes en milieu terrestre. Les forêts, les rivières et les zones humides offrent également des ressources telles que les baies, les champignons et les plantes médicinales, qui sont vitales pour la subsistance de nombreuses communautés (Costanza et al., 1997). Par exemple, les pêcheries maritimes sont une source essentielle de protéines pour des millions de personnes à travers le monde, soulignant l'importance des écosystèmes aquatiques dans la sécurité alimentaire mondiale (Boyd et al., 2022).

Les services de régulation sont les processus naturels par lesquels les écosystèmes modèrent les conditions environnementales, contribuant ainsi à la résilience et à la stabilité des systèmes humains. Ces services incluent la régulation du climat, la purification de l'eau, la prévention des inondations et le contrôle des maladies (Rayfield et al., 2015). Par exemple, les zones humides jouent un rôle clé dans la régulation des débits d'eau et la réduction des risques d'inondation en absorbant les excès d'eau et en régulant les cycles hydrologiques (Mitsch et Gosselink, 2015). De plus, les forêts captent et séquestrent du dioxyde de carbone, contribuant ainsi à la lutte contre les changements climatiques (IPCC, 2014 ; Liqueste et al., 2015).

En outre, les écosystèmes naturels contribuent également à la purification de l'eau en filtrant les polluants et les nutriments excédentaires. Les zones humides et les forêts jouent un rôle clé dans ce processus, en améliorant la qualité de l'eau potable et en réduisant la pollution des eaux de surface (Mitsch et Gosselink, 2015). De plus, les écosystèmes naturels offrent une protection contre les maladies en abritant des prédateurs naturels de parasites et en réduisant les populations de vecteurs de maladies (Keesing et al., 2010).

Les services de support sont essentiels au fonctionnement des écosystèmes eux-mêmes, en facilitant des processus biologiques et écologiques fondamentaux. Ils incluent la formation des sols, le cycle des nutriments et la pollinisation (Daily, 1997). La formation des sols est un processus soutenu par les écosystèmes forestiers et herbacés. Ceux-ci favorisent la décomposition de la matière organique, enrichissant ainsi les sols en nutriments et contribuant à leur fertilité, un facteur clé pour l'agriculture" (Thomas et Packham, 2007). Les cycles des nutriments, tels que le cycle de l'azote et du phosphore, sont également régulés par les écosystèmes naturels, influençant la productivité des sols et la fertilité des terres agricoles (Werner et Dubbert., 2016).

La pollinisation est un autre service de support crucial fourni par les écosystèmes. Les abeilles, les papillons et d'autres pollinisateurs jouent un rôle fondamental dans la reproduction des plantes et la production de cultures alimentaires (Klein et al., 2007). Sans ces pollinisateurs, de nombreuses cultures, telles que les fruits, les légumes et les noix, seraient gravement compromises, mettant en péril la sécurité alimentaire mondiale et la biodiversité des écosystèmes (Maggi et al., 2023 ; Requier et al., 2023).

Les services culturels sont les bénéfices non matériels que les humains obtiennent des écosystèmes, tels que les expériences récréatives, esthétiques, spirituelles et éducatives (Tzoulas et al., 2007). Ces services sont souvent plus difficiles à quantifier, mais ils sont essentiels pour la qualité de vie et le bien-être des individus. Les espaces verts urbains, tels que les parcs et les jardins, offrent des opportunités pour la détente, le sport et les interactions sociales, contribuant au bien-être mental et physique des citoyen·ne·s (Eyquem et al., 2022 ; Ulrich et al., 1991). Les paysages naturels offrent également des valeurs esthétiques et récréatives, qui sont importantes pour le développement culturel et la cohésion sociale (Hartig et al., 2014).

Les services culturels peuvent également inclure des valeurs spirituelles et éducatives, en fournissant des espaces pour des pratiques culturelles et religieuses ainsi que pour l'apprentissage et la sensibilisation environnementale. Les paysages naturels et les écosystèmes jouent un rôle central dans la formation de l'identité culturelle et la transmission des connaissances écologiques traditionnelles (Eyquem et al., 2022).

Ainsi, alors que les services écosystémiques montrent l'importance cruciale des écosystèmes pour notre bien-être et notre stabilité, les infrastructures vertes se présentent comme une solution innovante pour intégrer ces services dans les environnements urbains.

2.2. Infrastructures vertes en milieu urbain

Selon la Fédération canadienne des municipalités (FCM, s. d), les infrastructures vertes sont « l'ensemble des actifs naturels ainsi que ceux créés, restaurés ou modifiés qui produisent des fonctions et des processus naturels au service des intérêts humains tels les parcs urbains et les bassins de rétention ». Dans cette définition, les fonctions et les processus naturels font référence aux services écosystémiques (Gouvernement du Canada, 2021a ; Eyquem et al., 2022).

Les infrastructures vertes représentent une approche innovante pour intégrer les services écosystémiques dans les environnements urbains, en utilisant les processus naturels pour répondre aux défis environnementaux et socio-économiques. L'infrastructure verte représente tous les éléments de la nature, en passant par les milieux humides, qui fournissent des services, telle la prévention d'inondations (Rayfield et al., 2015). Contrairement aux infrastructures grises, qui

reposent sur des solutions artificielles, les infrastructures vertes sont les zones naturelles et semi-naturelles qui offrent divers services écosystémiques tout en fournissant des co-bénéfices importants pour la société (Benedict et McMahon, 2002).

Les zones naturelles font référence aux zones humides, aux forêts, aux lacs, aux rivières, aux marais et aux marécages (Eyquem et al., 2022 ; Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, 2016 ; Lemartinel, 2005) qui gèrent naturellement les eaux pluviales, réduisent les risques d'inondation, captent et filtrent les eaux usées et la pollution et améliorent la qualité de l'eau et de l'air (Alves et al., 2018 ; Eyquem et al., 2022 ; Tzoulas et al., 2007). Elles offrent également différents co-bénéfices qui contribuent à faire face à d'autres défis des environnements urbains tel que le stress thermique (Alves et al., 2018 ; Escobedo et al., 2010 ; Eyquem et al., 2022 ; Liu et Li, 2012 ; Zhao et al., 2010). En plus, elles contribuent à l'amélioration de la biodiversité (Mitsch et al., 2015). Elles permettent également de fournir les services supplémentaires tels ceux liés aux loisirs, à la santé et la qualité de vie ainsi qu'à la culture (Eyquem et al., 2022 ; Gouvernement du Canada, 2021c ; Olewiler, 2004 ; Rayfield et al., 2015). En outre, ces écosystèmes créent des conditions environnementales propices à leur propre régénération, tout en offrant des bénéfices physiques, psychologiques, sociaux et communautaires au bien-être humain (Alves et al., 2018 ; Eyquem et al., 2022 ; Olewiler, 2004 ; Rayfield et al., 2015 ; Tzoulas et al., 2007). Les zones semi-naturelles quant à elles font référence aux milieux naturels restaurés ou créés tels les arbres d'ornement, les bassins de rétentions (Figure 3) ou les toits verts, bâtis par les êtres humains basés sur le paysage, en s'inspirant de la nature et en utilisant des éléments naturels qui imitent les fonctions hydrologiques naturelles (Summers, 2014). Ainsi, l'infrastructure verte est identifiée comme une stratégie de durabilité des villes et vise à combiner la protection de l'environnement, l'amélioration de la qualité de vie des populations et le développement économique durable (CCME, 2021).



Source : Alkhalaf, 2022.

Figure 3. Bassins de rétentions bâtis par le service d'ingénierie de la ville de Dieppe, le long de la rue Aquatique, Dieppe.

Ainsi, l'infrastructure verte est un ensemble d'éléments naturels (Jayasooriya et al., 2020). Elle représente des biens environnementaux. Ce concept de l'infrastructure verte se base sur l'idée de l'utilisation des services fournis par les écosystèmes pour maximiser les avantages sociaux, écologiques et économiques (Figure 4). Cette approche intégrée permet de répondre simultanément à plusieurs besoins sur un même territoire (Meerow, 2020). En d'autres termes, en mettant en valeur les interactions entre ces divers services, l'infrastructure verte favorise une approche durable. Elle encourage notamment la préservation de l'environnement en harmonisant les pratiques de gestion des territoires avec des objectifs écologiques. Cette perspective de durabilité se reflète également dans l'intégration croissante de la protection de l'environnement au

sein des politiques et pratiques de planification urbaine et régionale (Danjaji et Ariffin, 2017 ; Young et al., 2014).

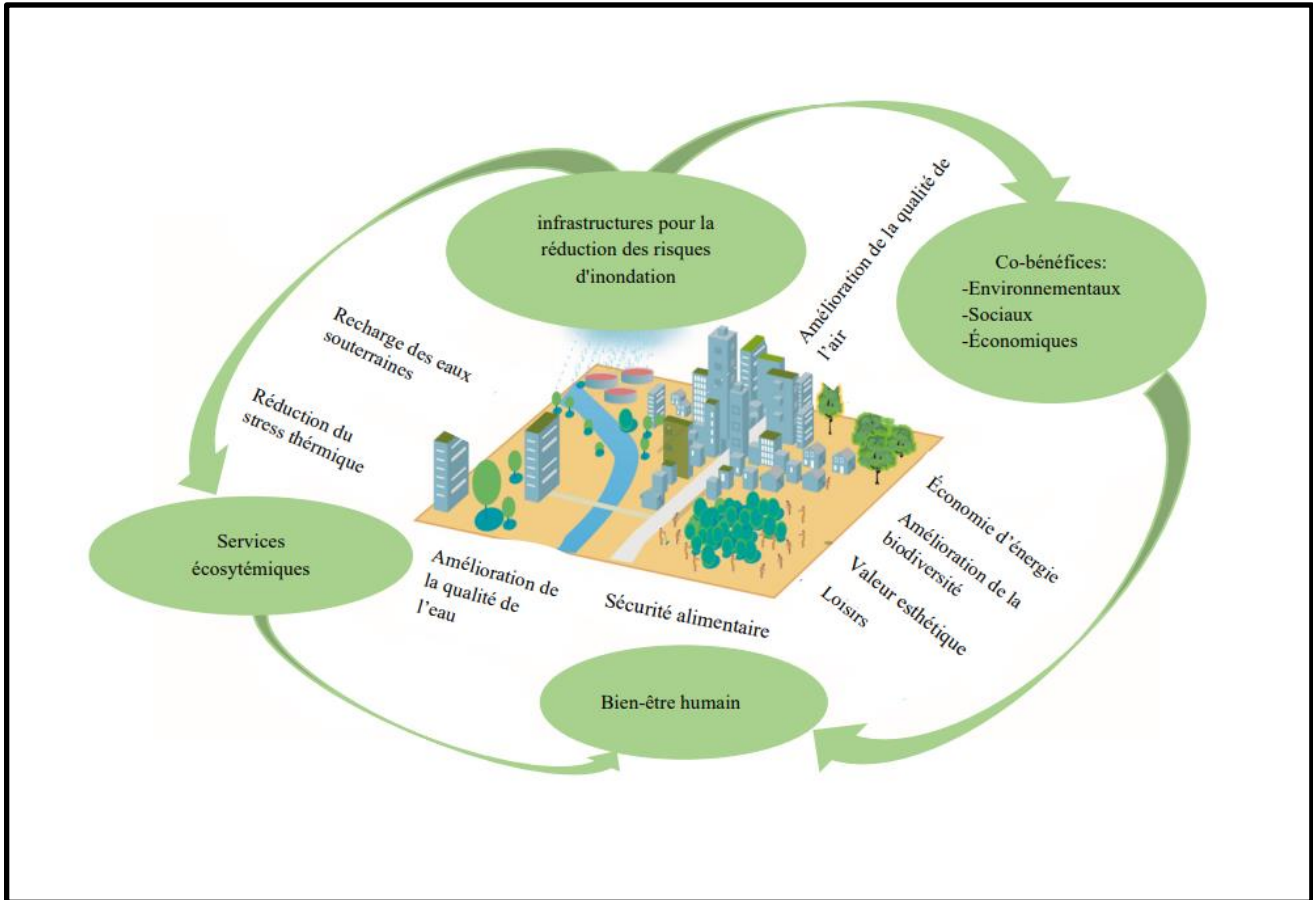


Figure 4. Éco-bénéfices des infrastructures vertes (Tiré ed'Alves et al., 2018, traduction libre).

Présentement, l'importance des infrastructures vertes dans les milieux urbains (Arrif et al., 2011 ; Recanatesi et al., 2017) est reconnue grâce à leur multifonctionnalité (Cornet, 2020 ; Kim et Song, 2019 ; Zedler et Kercher, 2005) ainsi qu'à leur diversité faunique et floristique. Ces caractéristiques essentielles contribuent non seulement à l'amélioration de la qualité de vie en milieu urbain, mais jouent également un rôle crucial dans le maintien de la biodiversité, la régulation des microclimats et la réduction des risques environnementaux. C'est précisément en raison de ces bénéfices tangibles et diversifiés qu'il est essentiel de préserver et de restaurer ces milieux. Dès lors, il

devient souhaitable pour les décideur·euse·s de prendre conscience que la perte ou la dégradation de ces infrastructures vertes pourrait entraîner des conséquences négatives à la fois pour l'environnement et pour le bien-être humain. Cette prise de conscience est essentielle pour inciter à l'action et garantir la pérennité de ces écosystèmes.

Certes, comme l'indique le tableau 1, les infrastructures vertes permettent l'adaptation aux préoccupations environnementales (démarche de préservation du milieu naturel, de prévention des risques naturels, lutte contre les changements climatiques...), aux besoins d'approvisionnement (en ressources minérales, aménagement des espaces occupés, eau, énergie...) ainsi qu'à faire face aux contraintes financières et politiques (Beumais, 2009 ; Eyquem et al., 2022 ; Gouvernement du Canada, 2021d; Moura et al., 2016) qui s'exercent au niveau local, provincial et fédéral.

Tableau 1. Exemples d’actions d’adaptation à la crise climatique en fonction des aléas climatiques (adapté d’après Beatriz Osorio, 2020).

Aléa climatique	Impact	Actions suggérées	Type d’action
Augmentation de la température de l’air	Chaleur extrême	Amélioration des systèmes d’alerte de canicules	Communication et télécommunication (Par message d’alerte par téléphone)
		Mise en place d’infrastructures vertes comme les toits verts ou la plantation d’arbres d’ornement	Infrastructures vertes
	Réduction de la qualité de l’air	Installation des stations de surveillance de la qualité de l’air	Recherche et suivi
		Expansion de la forêt urbaine et des espaces verts	Infrastructures vertes
Précipitations intenses	Inondations	Délimitation de zones ou de quartiers non bâtis	Politique
		Amélioration du captage des eaux pluviales	Infrastructures vertes
		Appui au développement à faible impact	Aménagement du territoire
	Infrastructures endommagées	Déplacement des infrastructures vulnérables	Planification
		Installation ou restauration des infrastructures vertes comme les marais ou étangs semi-naturels	Infrastructures vertes
		Captage des eaux pluviales	Aménagement du territoire

Aléa climatique	Impact	Actions suggérées	Type d'action
	Réduction de la qualité de l'eau	Préservation des zones tampons riveraines	Infrastructures vertes
Événements climatiques extrêmes	Tempêtes destructrices	Protection et restauration des écosystèmes	Infrastructures vertes
		Sensibilisation des propriétaires de maison	Formation et sensibilisation

Dans cette optique, les infrastructures vertes nécessitent moins d'investissement initial et de coûts d'entretien que les infrastructures grises. De plus, les infrastructures vertes permettent de réduire les coûts de santé associés à des problèmes tels que la pollution de l'air et les maladies liées au stress thermique (Revéret, 2017). Elles permettent d'alléger les pressions sur les dépenses publiques et individuelles. La présence d'espaces naturels et d'écosystèmes de qualité peut augmenter la valeur des propriétés environnantes, et donc contribuer à augmenter les recettes fiscales locales et attirer des investissements.

2.3. Relation entre environnement et économie

L'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (2005) conclut qu'il est nécessaire d'adopter des approches plus durables et de trouver un équilibre entre les besoins humains et la préservation des écosystèmes. D'où l'importance de prendre en compte les infrastructures vertes qui font partie de l'environnement dans la prise de décision économique et politique, afin de prévenir leur dégradation supplémentaire.

En effet, la publication de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire a eu des retombées importantes sur la compréhension que les différent·e·s acteur·trice·s, entités gouvernementales et entreprises, ont de l'environnement. Cette évaluation communique des faits scientifiques sur les interrelations entre les bénéfices écologiques, les bénéfices économiques et le bien-être humain que procurent les milieux naturels qui étaient jusqu'alors très peu reconnus (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005 ; Sukhdev, 2008). À titre d'exemple, en 2005, une première étude menée par une équipe de chercheur·euse·s français·e·s et allemand·e·s a estimé la valeur économique globale de la pollinisation par les insectes à 153 milliards d'euros (230 milliards de dollars canadiens) ce qui représente près de 9,5 % du rendement agricole mondial au cours de cette même année-là (Gallai et al. 2009). En résultat, le maintien de ces milieux est propice aux pollinisateurs, qui fournissent des services écosystémiques essentiels, et contribue réciproquement à la pollinisation des végétaux présents dans ces zones. À la lumière de ces faits, les infrastructures vertes sont alors apparues comme étant une partie intégrante de la valeur économique globale de la planète (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005).

La figure 5 illustre l'interdépendance et l'intensité des services écologiques et le bien-être humain. Par exemple, la formation du sol (service écosystémique) a un impact sur le bien-être humain en assurant un substrat pour l'agriculture. Sur cette figure, la largeur des flèches représente la force des connexions entre les différentes catégories de services écosystémiques et les aspects du bien-être humain, tandis que leur couleur indique le degré d'influence de ces services sur le bien-être. Autrement dit, plus la flèche est large, plus le lien entre un service écosystémique et le bien-être est considéré comme fort. La couleur, quant à elle, montre à quel point un service donné contribue directement ou indirectement au bien-être humain. Cette distinction entre « intensité des liens » (la largeur) et « degré d'influence » (la couleur) permet de mieux comprendre comment les services fournis par les écosystèmes varient en importance et en impact. De plus, la figure prend en compte les possibilités de médiation, notamment l'intervention de facteurs socio-économiques, comme la capacité à acheter des alternatives en cas de dégradation des services écosystémiques, un facteur qui influence également l'intensité des liens et leur impact sur le bien-être humain.

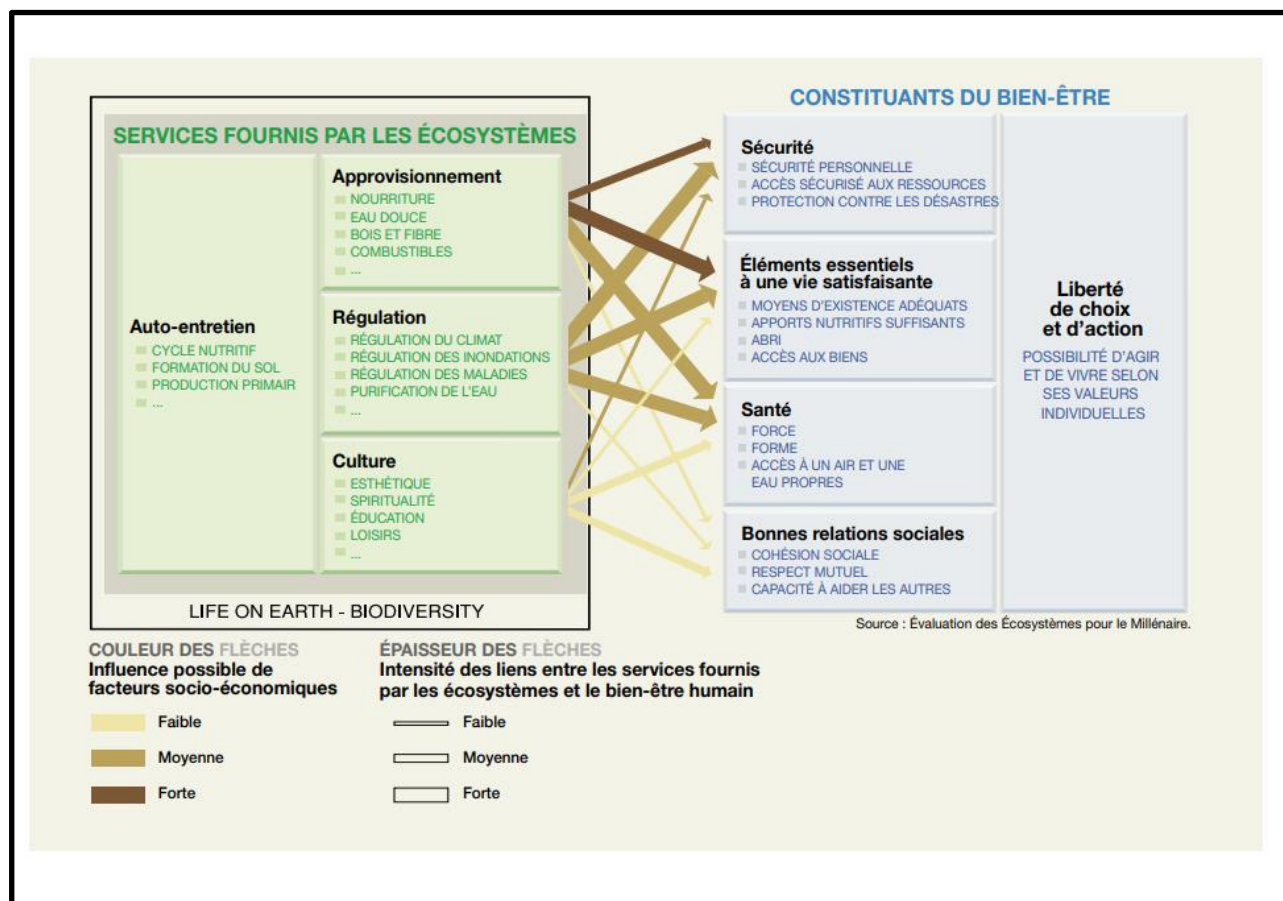


Figure 5. Relations entre services écosystémiques et bien-être humain (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005, traduction libre).

Selon l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, la sous-évaluation de la valeur de l'environnement est l'une des causes de sa dégradation (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005). Comme les activités économiques et le bien-être humain dépendent étroitement de cet environnement (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005), il est essentiel de le préserver et de l'intégrer dans les processus de planification et de prise de décision pour assurer sa gestion durable (Sukhdev, 2008). Cela implique de reconnaître leur valeur économique (Reid et Mooney, 2016) et de l'intégrer dans la prise de décision quant à la gestion du territoire. Il est important de noter que l'évaluation monétaire n'est qu'un des nombreux outils utilisés pour comprendre la valeur des écosystèmes. Il existe également d'autres approches, telles que

l'évaluation de la biodiversité, l'évaluation des services écosystémiques et l'analyse des bénéfices, qui complètent l'évaluation monétaire.

Bien que des études de cas d'évaluation économique des biens environnementaux ont commencé à être publiées dans les années 1960, elles ne connaissent une progression que vers les années 1990 (De Groot, 2002). Robert Costanza, économiste écologique, a publié une étude en 1997 sur la valeur économique du capital naturel et des services écologiques planétaires. Avec son équipe de chercheurs, il a travaillé à évaluer les services rendus par certains écosystèmes terrestres. Cette étude, qui a été pionnière du mouvement de l'économie écologique, a l'avantage d'attribuer une valeur économique la plus juste possible à des biens et des services écologiques (Costanza et al., 1997). L'attribution d'une valeur plausible de l'environnement résultant de cette étude a permis d'avoir une réflexion sur l'importance de l'évaluation économique des biens environnementaux et des services qu'ils fournissent. Elle a contribué à mettre en évidence l'importance de prendre en compte de leur valeur monétaire dans les décisions politiques (Sukhdev, 2008).

Un autre élément qui démontre l'importance d'attribuer une valeur économique aux biens environnementaux est la volonté de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) à participer au processus. D'ailleurs, Angel Gurría, l'ancien secrétaire général de l'OCDE, indique qu'il est nécessaire d'attribuer une valeur économique à l'environnement. Il rajoute que la réussite de l'alliance entre l'environnement et l'économie « repose sur la fixation des prix à payer pour la pollution, et sur la réglementation » (Coalition pour les transitions urbaines, 2019). En d'autres termes, en attribuant une valeur économique à l'environnement, en tenant compte des coûts de la pollution, on reconnaît l'importance de l'environnement dans les décisions économiques. De ces faits, l'évaluation économique permet à la fois d'aider à la décision (Wolf et al., 2015), mais également de justifier les décisions prises.

Toutefois, les infrastructures vertes, en tant que composantes essentielles de l'environnement, fournissent des biens et services écosystémiques (BSE) comme indiqué à la figure 5 qui peuvent être classés en quatre catégories : services d'approvisionnement, services de régulation, services de soutien et services culturels. Ces services apportent des rendements directs et indirects qui contribuent à la santé des écosystèmes et au bien-être humain. Par exemple, quand on parle de

forêts, les rendements directs seraient le volume de bois et les rendements indirects seraient la séquestration du carbone. Il existe plusieurs méthodes pour estimer la valeur des services écosystémiques, chacune ayant ses avantages et ses inconvénients. Pour obtenir une estimation la plus réaliste possible, il est souvent nécessaire de combiner différentes approches dans le cadre de la méthode dite de la « valeur économique totale ». Cette méthode prend en compte à la fois les valeurs d'usage directe (comme la récolte de bois) et indirecte (comme la séquestration du carbone), ainsi que les valeurs d'option (comme la possibilité de futurs bénéfices) et les valeurs de non-usage (comme l'existence même des écosystèmes indépendamment de leur utilisation par l'être humain).

La méthode de la valeur économique totale sera définie en détail dans la partie qui suit, en illustrant comment elle englobe ces diverses valeurs pour offrir une estimation équilibrée et réaliste des services écosystémiques.

2.4. Valeur économique totale

La notion de « valeur » est attachée aux infrastructures vertes pour justifier leur protection et leur restauration (Prieto et Slim, 2009 ; Wood et al., 2019). La valeur économique des infrastructures vertes est en fait la somme de différentes valeurs des services rendus par de telles infrastructures (Beaumais, 2009 ; McVittie et Moran, 2010 ; Robin et Rullière, 2011 ; TD Economics, 2014a).

Une classification des valeurs de ces infrastructures, initialement établie par Krutilla (1967) et Weisbrod (1964), est connue sous le nom de valeur économique totale. Cette valeur regroupe l'ensemble des différentes valeurs identifiées par les chercheurs (Adger et al., 1995 ; Baral et al., 2016 ; Costanza et al., 1997 ; Merlo et Croitoru, 2005 ; Zhang et al., 2017). Elle se compose principalement de deux catégories, à savoir les valeurs d'usage et les valeurs de non-usage, comme présenté la figure 6.

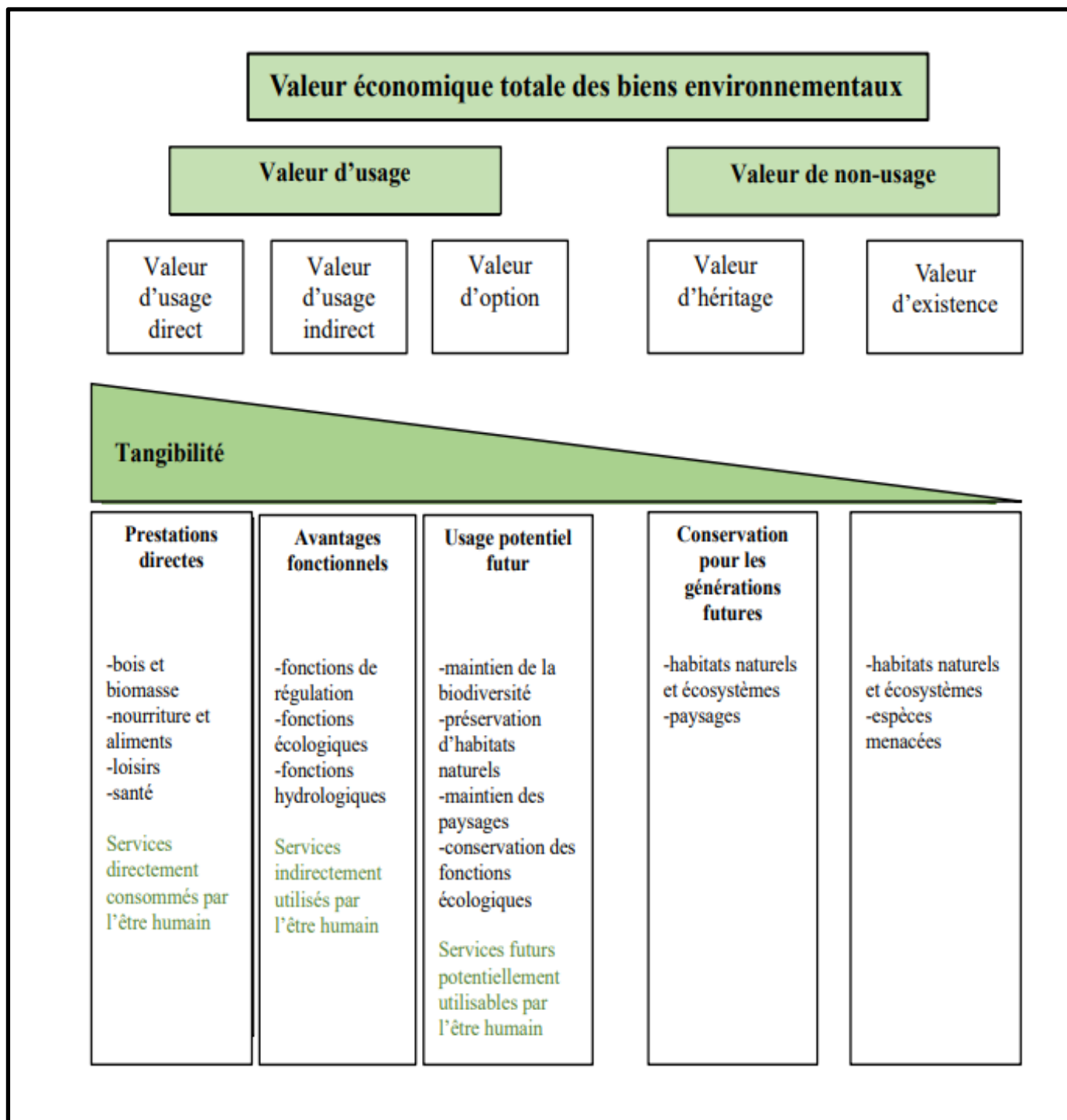


Figure 6. Composantes de la valeur économique totale des services environnementaux et leurs degrés de tangibilité (Dupras et Revéret, 2015, p. 93).

L'évaluation économique des infrastructures vertes consiste à attribuer une valeur monétaire aux services écosystémiques, qu'ils soient échangés ou non sur le marché (NRC, 2004 ; Pearce et al., 2002). Ces services sont essentiels pour comprendre leur contribution au bien-être humain et à la préservation de l'environnement. On distingue deux grandes catégories : les valeurs d'usage (directes, indirectes et d'option) et les valeurs de non-usage (d'héritage et d'existence) (Costanza et al., 2014 ; Dupras et al., 2016).

Les services échangés sur le marché, tels que l'exploitation de ressources naturelles comme le bois ou l'eau, représentent des rendements directs et correspondent aux « valeurs d'usage direct », c'est-à-dire les bénéfices que l'on obtient directement de leur utilisation. En revanche, les services non échangés sur le marché, comme la régulation du climat ou la préservation de la biodiversité, relèvent des « valeurs d'usage indirect » et des « valeurs d'option ». Ces services, bien qu'ils ne génèrent pas immédiatement de revenus monétaires, jouent un rôle essentiel dans le maintien des équilibres écologiques et le bien-être humain.

En complément, on distingue les « valeurs de non-usage », qui incluent la valeur d'héritage et la valeur d'existence, exprimant l'importance de préserver les écosystèmes pour les générations futures ou simplement pour leur existence même.

La valeur économique totale des infrastructures vertes est obtenue en additionnant l'ensemble de ces composantes (NRC, 2004 ; Pearce et al., 2002). Chaque type de valeur doit être évalué séparément à l'aide de méthodes adaptées. Parmi ces méthodes, on trouve l'évaluation contingente et l'approche des coûts évités (Adger et al., 1995 ; Baral et al., 2016 ; Costanza et al., 1997 ; Merlo et Croitoru, 2005 ; Zhang et al., 2017). Ces méthodes permettent de quantifier les différents services écosystémiques, qu'il s'agisse de ressources directement exploitables ou de services indirects essentiels pour la régulation environnementale

Les infrastructures vertes sont alors considérées comme des « biens » non marchands. Ceci signifie qu'elles ne font pas l'objet d'échange sur le marché et ne possèdent pas de prix fixé par l'offre et la demande (Beaumais, 2009 ; Lifran et Oueslati, 2007 ; McVittie et Moran, 2010 ; Robin et

Rullière, 2011). Donc, les infrastructures vertes, en économie, sont considérées comme des biens¹. Dans ce contexte, mesurer leur valeur économique est devenue une préoccupation de la gestion publique (Olewiler, 2004). Cette mesure de la valeur économique est cruciale pour évaluer l'efficacité de l'action publique, en déterminant si les bénéfices générés par la préservation de ces infrastructures surpassent les coûts associés à leur destruction ou à leur dégradation.

Valeurs d'usage et valeurs de non-usage

Les valeurs d'usage englobent les biens et services écosystémiques issus des infrastructures vertes, qui génèrent des rendements à la fois directs et indirects. Les rendements directs incluent des activités comme la consommation d'eau, la récolte de fruits, la production de papier, les loisirs en plein air, l'exploitation de produits forestiers ou la pêche (Arrow et al., 1993 ; Brahic et Terreaux, 2009a ; Dupras et al., 2016). Ces services sont généralement tangibles et faciles à mesurer, car ils impliquent une utilisation physique et concrète des ressources.

Les rendements indirects, quant à eux, se réfèrent aux bénéfices que les individus retirent des écosystèmes sans les exploiter immédiatement. Par exemple, cela peut inclure l'appréciation de la régulation climatique ou des services de purification de l'air fournis par des espaces verts, même si ces services ne sont pas consommés de manière directe (Arrow et al., 1993 ; Brahic et Terreaux, 2009a ; Brahic et Terreaux, 2010 ; Dupras et al., 2016).

En revanche, les valeurs de non-usage se rapportent aux valeurs d'héritage et d'existence, qui génèrent des rendements indirects non tangibles. Elles traduisent l'importance que les individus accordent à la préservation des écosystèmes, même s'ils n'en bénéficient pas directement. Cela inclut le souhait de conserver des services écosystémiques pour les générations futures (Krutilla, 1967a ; Fisher et Raucher, 1984 ; McConnell, 1997) et la reconnaissance de valeurs esthétiques, culturelles et éthiques, telles que la préservation de la biodiversité ou le maintien d'écosystèmes

¹ Les infrastructures vertes sont considérées comme des biens, tant en théorie qu'en pratique. En théorie, dans le cadre de l'économie écologique, elles sont perçues comme des biens économiques en raison de leur capacité à fournir des services écosystémiques et à générer des valeurs monétaires. En pratique, leur gestion et évaluation économique sont de plus en plus reconnues comme essentielles dans les politiques publiques et les projets d'aménagement du territoire, soulignant ainsi leur importance pour le développement durable et la préservation de l'environnement (Costanza et al., 1997).

sains (Adger et al., 1995 ; Baral et al., 2016 ; Costanza et al., 1997 ; Merlo et Croitoru, 2005 ; Zhang et al., 2017).

Le degré de tangibilité ici se réfère à la capacité de quantifier et de mesurer les aspects physiques et matériels des infrastructures vertes. Lorsque les valeurs sont tangibles, elles peuvent être facilement mesurées et exprimées en termes concrets tels que des unités monétaires. Par exemple, la valeur tangible d'une forêt peut être mesurée à travers les services de rendements directs, comme la vente de bois. En revanche, lorsque les valeurs sont intangibles, elles sont plus difficiles à quantifier. Celles-ci sont souvent liées à des aspects immatériels, telle que la valeur culturelle. Par exemple, la valeur intangible d'une forêt fait référence à son importance culturelle pour une communauté locale. Certain·e·s auteurs·trice·s recommandent en outre de considérer la valeur multiculturelle des services écosystémiques (Nascimento & Fung, 2024).

2.5. Méthodologies de valorisation monétaire des infrastructures vertes

En évaluation monétaire des services écosystémiques des biens environnementaux, plusieurs méthodes peuvent être utilisées, chacune étant assortie d'avantages et de limites comme recensés dans le tableau 2. Différentes méthodes peuvent être appliquées en fonction du type d'infrastructure, ainsi que des ressources disponibles en prenant en considération la contrainte du temps (Carisé, 2013 ; du Bus et Devillez, 2002 ; Robin et Rullière, 2011 ; Wood et al., 2019).

Ces méthodes de valorisation monétaire peuvent donner une vision de l'ensemble des valeurs économiques (valeurs d'usage et de non-usage) attribuées à l'infrastructure verte (Brahic et Terreaux, 2009a ; Dupras et al., 2016). La méthode des prix hédonistes (Rosen, 1974) et l'évaluation contingente (Arrow et al., 2013 ; Aubertin et Vandeveld, 2009). La difficulté consiste à définir la méthode la plus appropriée qui permet de donner la mesure monétaire la plus juste aux infrastructures vertes comme expliqué dans la littérature (par exemple, Brun, 2006 ; Desaignes et Point, 1990 ; Facchini, 1994 ; Gouguet et Siriex, 2003 ; OCDE, 1995 ; Sirmans et al., 2005).

Tableau 2. Synthèse des différentes méthodes de valorisation monétaire : leurs avantages et inconvénients (adapté d'après Cao, 2016).

	Méthodes	Nature de la valeur	Avantages	Limites	Références principales
1	Méthode des coûts de remplacement	Valeur d'usage direct et indirect	Calcul des valeurs d'usage Énumération des valeurs de non-usage	Ne permet pas d'évaluer la valeur de non-usage	Dupras et al., 2013
2	Méthode de transfert de bénéfices	Valeurs d'usage direct et indirect, et valeur de non-usage	Faible disponibilité de données; efficacité/coût	Basée sur des études de contextes différents	Rozan et Stenger, 2000
3	Méthode de prix hédonistes	Valeur d'usage	Données facilement accessibles	Forte demande de données	Desaigues et Point, 1993 ; Le Goffe, 1996 ; Prieto et Slim, 2009
4	Méthode des coûts de déplacement	-	Données facilement accessibles	Forte demande de données	Appéré, 2004 ; Desaigues et Point, 1993 ; Prieto et Slim, 2009
5	Méthode d'évaluation contingente	Valeur d'usage direct, indirect et de non-usage	Tous les types de valeurs	Forte demande de données	Appéré, 2004 ; Prieto et Slim, 2009 ; Raboteur et Rodes, 2006 ; Vossler et al., 2003

	Méthodes	Nature de la valeur	Avantages	Limites	Références principales
6	Méthode de modélisation de choix	Valeur d'usage direct, indirect et de non-usage	Tous les types de valeurs	Complexe + besoin d'énormes quantités de données	Brahic et Terreaux, 2009b
7	Méthode d'évaluation économique participative	Valeur d'usage direct, indirect et de non-usage	Tous les types de valeurs	Subjective	Jogova et al., 2013

Dans la suite de cette section, nous explorerons plus en détail certaines de ces méthodes, en mettant particulièrement l'accent sur la méthode du coût de remplacement.

2.5.1. Méthode des coûts de remplacement

Inclusions et exclusions²

La méthode des coûts de remplacement estime la valeur économique des infrastructures vertes par le biais des prix des services fournis par celles-ci. Autrement dit, elle détermine combien coûterait le remplacement d'une infrastructure verte par une infrastructure grise, c'est-à-dire aménagée artificiellement (Dupras et al., 2013).

² La terminologie inclusions et exclusions fait référence aux concepts de *value inclusion* et *value exclusion* présentés par Asah et al., (2023) qui traitent l'intégration ou de l'exclusion des valeurs écologiques, sociales et économiques dans les processus décisionnels.

Variables et calcul

Pour calculer cette valeur, il est essentiel de recenser les différents usages de l'infrastructure verte concernée. Les coûts liés à l'aménagement d'une infrastructure grise et aux outils technologiques nécessaires pour fournir les services rendus par l'infrastructure verte sont considérés comme la valeur monétaire de cette infrastructure verte. La méthode repose sur l'hypothèse que les frais engagés pour éviter les dommages en cas de perte de l'infrastructure verte doivent être équivalents au coût de son remplacement.

Avantages et limites

Bien que la méthode des coûts de remplacement permette d'estimer la valeur des services écosystémiques rendus par l'infrastructure verte, elle présente certaines limites. En effet, elle ne prend pas en compte la valeur de non-usage, tels que les bénéfices sociaux et culturels. Cela inclut des aspects importants comme les coûts de santé associés à une meilleure qualité de l'environnement ou les retombées économiques indirectes (valeurs d'usage indirect, valeurs d'option et valeurs de non-usages) liées au tourisme par exemple (qui valorisent les bénéfices culturels et esthétiques). Par conséquent, cette méthode sous-estime probablement le coût réel de remplacement des infrastructures vertes.

Pour pallier cette sous-estimation et obtenir une vision plus globale de la valeur des infrastructures vertes, il est donc pertinent de combiner la méthode des coûts de remplacement avec d'autres approches d'évaluation monétaire. La combinaison avec la méthode de transfert de bénéfices permet de mieux intégrer ces dimensions non marchandes (valeurs d'usage indirect, valeurs d'option et valeurs de non-usage), en transférant des valeurs estimées sur des sites similaires. Ce complément offre une évaluation plus complète, car les infrastructures vertes ne se limitent pas à leurs services immédiats mais englobent aussi des retombées plus larges sur la santé publique, l'économie et le bien-être social.

2.5.2 Méthode de transfert des bénéfices

Inclusions et exclusions

La méthode de transfert des bénéfices repose sur l'utilisation des valeurs évaluées dans une étude réalisée sur un site d'étude pour estimer les bénéfices d'un autre site d'application. Elle est souvent utilisée pour transférer des valeurs non marchandes qui sont les valeurs d'usage indirect, valeurs d'option ou encore les valeurs de non-usage, comme celles liées à la biodiversité (Rozan et Stenger, 2000).

Variables et calcul

Pour appliquer cette méthode, les chercheur·euse·s identifient les valeurs des biens et services écosystémiques des infrastructures vertes mesurées au site d'étude, puis les ajustent pour tenir compte des différences entre les deux sites. Ce processus peut inclure des ajustements statistiques pour refléter les variations géographiques et socio-économiques.

Avantages et limites

Malgré son utilité, le transfert de bénéfices comporte plusieurs incertitudes. Les principales limites incluent :

- Différences entre les sites : Les caractéristiques distinctes des sites peuvent influencer les biens et services écosystémiques. Des ajustements peuvent être nécessaires, mais ils sont parfois difficiles à quantifier.
- Contexte socio-économique : Les valeurs peuvent varier selon les préférences des individus à chaque site, influencées par le contexte socio-économique.
- Sensibilité aux changements : Les valeurs des bénéfices peuvent changer au fil du temps, influencées par des évolutions des politiques environnementales ou des conditions économiques.
- Manque de données spécifiques : Un manque de données sur le site d'application peut rendre l'évaluation par transfert de bénéfices plus délicate.

Malgré ses limites, le transfert de bénéfices est une approche pragmatique, surtout lorsque des études spécifiques sont impraticables ou coûteuses. Il est toutefois essentiel de tenir compte de ces limites lors de l'interprétation des résultats.

2.5.3. Méthode des prix hédonistes

Inclusions et exclusions

La méthode des prix hédonistes (Desaigues et Point, 1993 ; Le Goffe, 1996 ; Prieto et Slim, 2009) déduit la valeur des infrastructures vertes à partir des prix observés sur le marché. Elle analyse comment les caractéristiques environnementales influencent les prix de biens immobiliers ou d'autres actifs.

Variables et calcul

Cette méthode repose sur l'analyse des données de vente pour estimer la valeur monétaire associée aux infrastructures vertes. Par exemple, une augmentation de la valeur d'une propriété située près d'un parc peut être attribuée à l'attrait de l'environnement naturel, permettant ainsi d'estimer la valeur économique des biens et services écosystémiques des infrastructures vertes.

Avantages et limites

Les avantages de cette méthode résident dans sa capacité à fournir des estimations basées sur des données réelles du marché. Cependant, elle peut être limitée par des biais potentiels dans l'évaluation dû à la difficulté à établir des relations causales claires entre prix et les services rendus par les infrastructures vertes.

2.5.4 Méthode des coûts de déplacement

Inclusions et exclusions

La méthode des coûts de déplacement (Appéré, 2004 ; Desaignes et Point, 1993 ; Prieto et Slim, 2009) évalue la valeur d'une infrastructure verte par le biais des dépenses engagées par les individus pour accéder à cette infrastructure, comme les frais de transport ou les coûts liés au logement à proximité de celle-ci.

Variables et calcul

Cette méthode consiste à collecter des données sur les dépenses réelles des utilisateur·trice·s pour accéder à une infrastructure verte. Par exemple, elle peut estimer la valeur d'un parc en calculant les coûts de transport et les coûts d'opportunité associés au temps passé à se rendre au parc.

Avantages et limites

L'un des avantages de cette méthode est qu'elle permet d'utiliser des données concrètes sur les comportements des individus. En revanche, elle peut être limitée par des facteurs comme l'accessibilité et la disponibilité des données sur les utilisateur·trice·s.

2.5.5. Méthode d'évaluation contingente

Inclusions et exclusions

L'évaluation contingente (Appéré, 2004 ; Prieto et Slim, 2009 ; Raboteur et Rodes, 2006 ; Vossler et al., 2003) est une méthode qui repose sur des enquêtes directes auprès des individus, leur demandant combien ils seraient prêts à payer pour préserver une infrastructure verte.

Variables et calcul

Pour appliquer cette méthode, les chercheur·euse·s conçoivent des scénarios hypothétiques et interrogent les répondant·e·s sur leur disposition à payer pour les services fournis par l'infrastructure verte. Pour appliquer cette méthode, les chercheur·euse·s conçoivent des scénarios hypothétiques et interrogent les répondant·e·s sur leur disposition à payer pour les services fournis par l'infrastructure verte. Les réponses sont ensuite analysées pour estimer la valeur monétaire des infrastructures vertes.

Avantages et limites

Cette méthode permet de déterminer la valeur des infrastructures vertes non marchandes (valeurs d'usage indirect, valeurs d'option ou valeurs de non-usage), mais elle peut souffrir de biais de réponse, où les répondant·e·s pourraient surestimer ou sous-estimer leur disposition à payer.

2.5.6. Méthode de modélisation de choix

Inclusions et exclusions

La modélisation de choix (Brahic et Terreaux, 2009b) est utilisée pour étudier les décisions individuelles face à différentes options, notamment celles liées aux infrastructures vertes.

Variables et calcul

Cette méthode consiste à construire des modèles mathématiques ou économétriques pour analyser les choix effectués par les participant·e·s à des enquêtes présentant divers scénarios. Ces choix permettent de déduire les préférences des individus et d'évaluer la valeur des infrastructures vertes.

Avantages et limites

La modélisation de choix offre une approche pour comprendre les préférences des individus, mais elle nécessite des données de haute qualité et peut être complexe à mettre en œuvre.

2.5.7. Méthode d'évaluation économique participative

Inclusions et exclusions

L'évaluation économique participative (Jogova et al., 2013) vise à impliquer activement les parties prenantes dans le processus d'évaluation économique d'un projet ou d'une politique.

Variables et calcul

Cette méthode inclut la participation des parties prenantes à différentes étapes, comme la définition des objectifs, la collecte de données et l'évaluation des bénéfices. Cela permet de mieux intégrer les connaissances, les valeurs et les perspectives des individus.

Avantages et limites

L'un des principaux avantages de cette méthode est qu'elle prend en compte les valeurs sociales, culturelles et environnementales. Cependant, elle peut être chronophage et nécessiter des efforts importants pour mobiliser les parties prenantes.

Dans ce travail, la méthodologie des coûts de remplacement sera utilisée pour évaluer la valeur des infrastructures vertes. Étant donné que ces infrastructures peuvent subir des dommages, se dégrader au fil du temps, il est crucial d'estimer leurs coûts de remplacement. Cette méthode, à la fois simple et directe, permet de quantifier monétairement les coûts liés à la perte de certains services écosystémiques fournis par les infrastructures vertes. Elle offre également une base pour comparer les avantages de la préservation des infrastructures vertes avec les coûts potentiels de leur remplacement par des infrastructures grises à l'avenir.

L'approche des coûts de remplacement fournit aux décideur.es un cadre clair pour évaluer les bénéfices tangibles de la préservation des infrastructures vertes. En favorisant une gestion durable, cette méthode contribue à des décisions éclairées, à la fois bénéfiques pour l'environnement et pour le bien-être des communautés locales.

Nous avons choisi de combiner cette méthode avec celle du transfert de bénéfices pour la prise en compte des valeurs de non-usage et parce qu'elle offre une solution pratique et reproductible. En effet, ce modèle peut facilement être repris et mis à jour par les autorités municipales, en particulier par le département des finances de la ville de Dieppe. En s'appuyant sur les données disponibles, les gestionnaires et financiers pourront recalculer les valeurs monétaires des infrastructures vertes de manière périodique. Cela permettra d'ajuster les investissements en fonction des besoins environnementaux, financiers et sociaux, tout en assurant une gestion plus flexible et efficace des infrastructures vertes. Cette approche collaborative entre les économistes, les gestionnaires financiers et les urbanistes de la ville facilite la continuité et l'amélioration de cet exercice.

La combinaison de ces deux méthodes permet de donner une valeur aux infrastructures vertes et de contribuer à la prise de conscience de leur rôle important pour la livraison de services municipaux, mais aussi d'offrir un modèle de gestion adaptable et concret pour les décideur·euse·s municipaux.

3. SITE D'ÉTUDE

3.1. Localisation et caractéristiques géographiques

La zone de l'étude est la ville de Dieppe qui est située dans le sud-est de la province du Nouveau-Brunswick et fait partie de la région du Grand Moncton (Gouvernement du Nouveau-Brunswick, 2024). Le Grand Moncton est devenu une des régions les plus attrayantes des provinces de l'Atlantique, notamment en raison de sa localisation géographique stratégique pour accéder aux centres urbains au sein du Nouveau-Brunswick et des provinces de l'Atlantique. Cette étude a été réalisée en 2022, dans les limites municipales de la ville de Dieppe avant les fusions municipales, et couvrait une superficie de 82 km² (Figure 7)³.

³ Cette information m'a été transmise par Alexandre Girard, directeur du service de planification et développement de la Ville de Dieppe, et Luke Doherty, géomaticien de la Ville de Dieppe, le 07 juillet 2022.

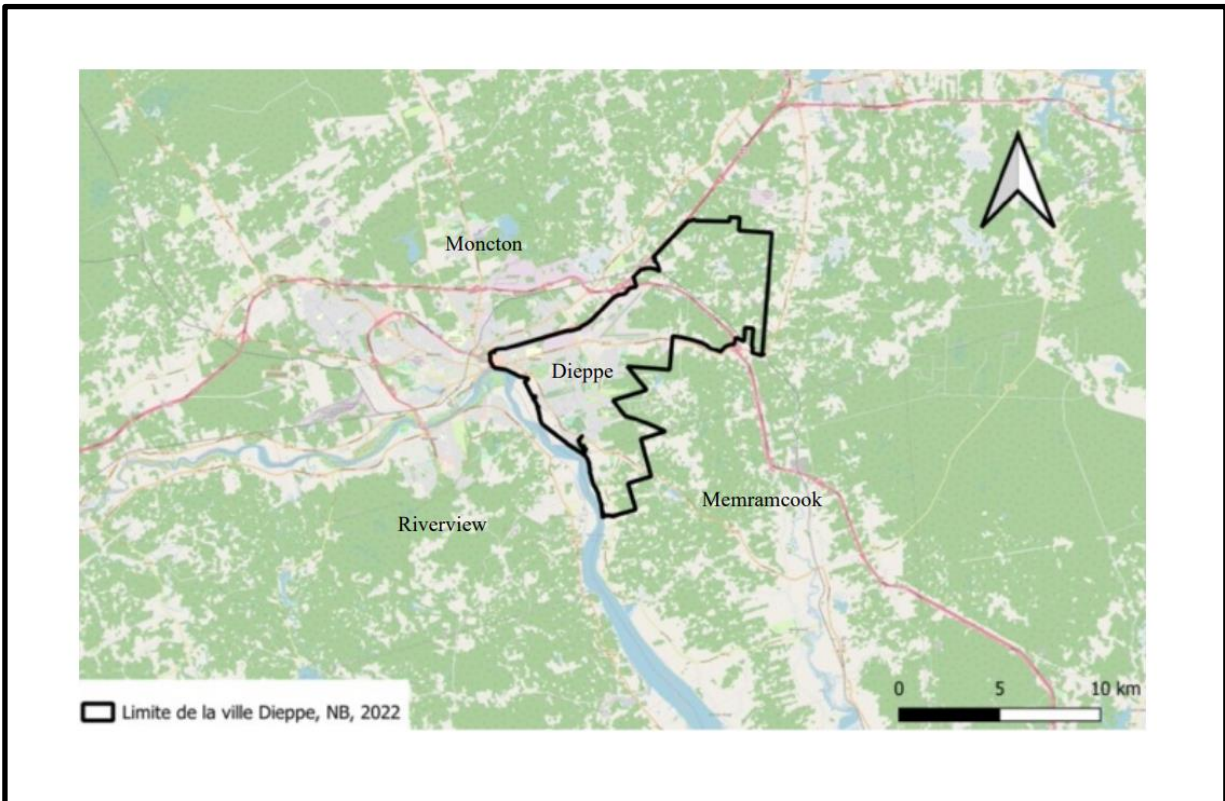


Figure 7. Limite de la ville de Dieppe, Nouveau-Brunswick, 2022.

La ville de Dieppe est située au bord de la rivière Petitcodiac, comme illustré dans la figure 8. La rivière Petitcodiac est d'une longueur totale de 79 kilomètres et elle s'étend à travers les comtés de Westmorland, Albert et Kings, dans le sud-est du Nouveau-Brunswick. La totalité de la superficie de la ville de Dieppe est comprise dans le bassin versant de la rivière Petitcodiac. Elle draine un vaste bassin versant de 2 071 km². À l'intérieur des limites de la ville de Dieppe, la rivière Petitcodiac couvre une superficie de 5 km², jouant un rôle important dans la géographie locale. La rivière Petitcodiac est connue pour son fort flux de marée, ou mascaret, qui est l'un des plus élevés au monde, influencé par les marées de la baie de Fundy. Ce phénomène naturel crée d'importantes variations du niveau de l'eau et des courants puissants. Il s'agit d'une onde de marée qui se forme à l'embouchure de la rivière et remonte le cours d'eau, créant une vague puissante. Les effets de ces marées sont ressentis dans la rivière Petitcodiac à Dieppe (MACC, 2014). Dans

cette étude, ces effets revêtent une importance capitale, car les variations du niveau de l'eau et les courants puissants associés aux marées influencent directement les infrastructures vertes de la Ville de Dieppe. Ces phénomènes naturels peuvent causer une inondation des zones riveraines et un stress accru sur les écosystèmes situés le long de la rivière Petitcodiac et de ses tributaires. Ces dynamiques affectent non seulement la stabilité physique des infrastructures vertes, telles que zones humides, mais aussi leur capacité à fournir des services écologiques comme la rétention des eaux pluviales, la filtration des polluants et la protection contre les inondations (Ville de Dieppe, 2014).

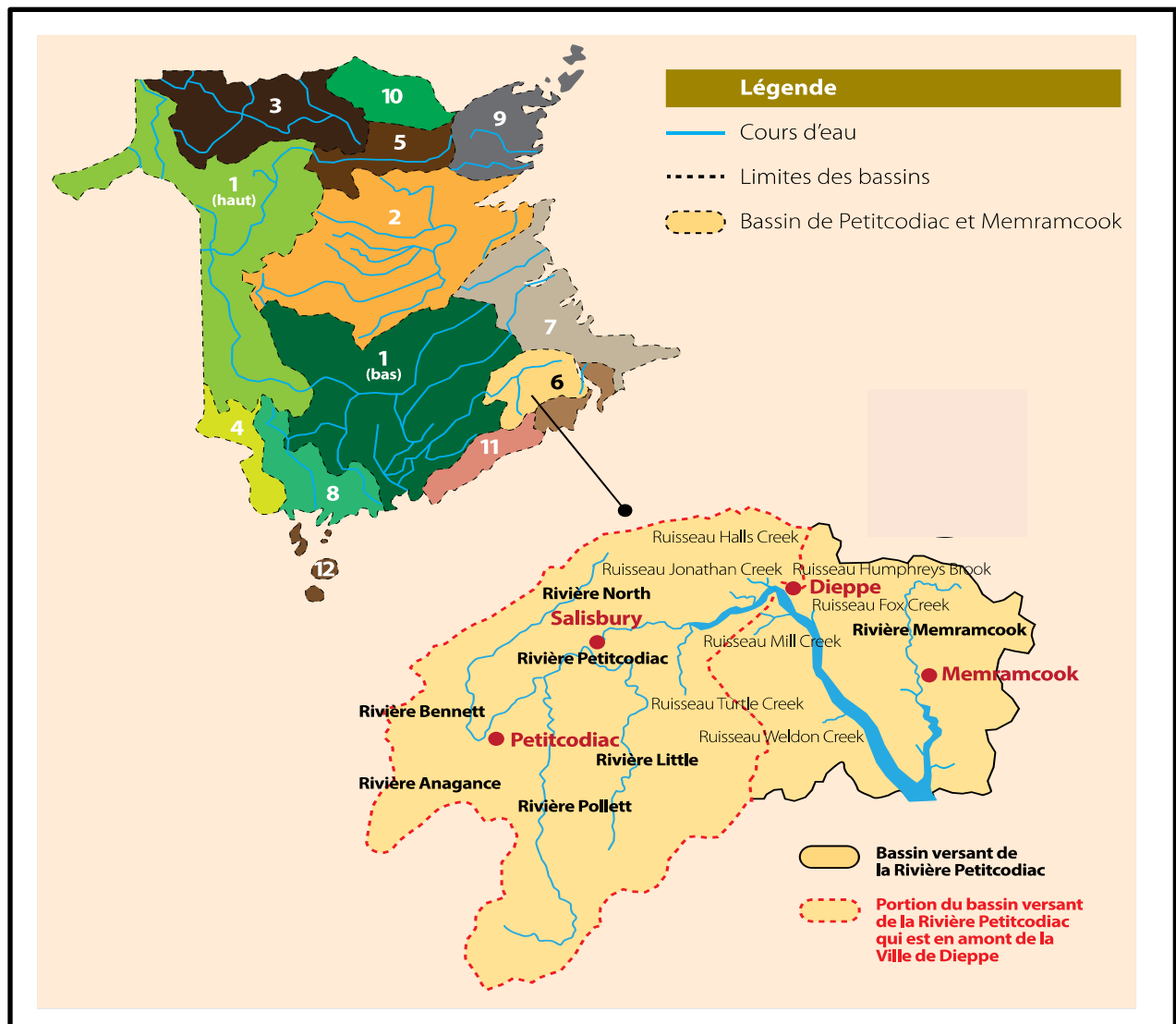


Figure 8. Bassin versant de la rivière Petitcodiac (MACC, 2014).

En décembre 2011, AMEC Earth and Environmental a publié une étude technique intitulée « Climate change adaptation measures for Greater Moncton Area, New Brunswick ». Cette étude a mis en évidence l'un des risques liés aux changements climatiques, à savoir les risques d'inondation provenant de la rivière Petitcodiac. Cela rend cette région particulièrement vulnérable aux événements météorologiques extrêmes. D'ailleurs, la ville de Dieppe, a été confrontée à des épisodes d'inondations au cours des dernières années. En 2015, la fonte des neiges a engendré une inondation partielle du Boulevard Dieppe (Figure 9).



Figure 9. Inondations sur le Boulevard Dieppe (Doiron, 2015).

3.2. Croissance démographique et étalement urbain

La ville de Dieppe connaît une croissance démographique rapide ces dernières années (Dieppe, s.d.) « en moins de 30 ans, la population de la ville de Dieppe a plus que quadruplé. Selon le recensement de l'année 2021, sa population est d'environ 29 500 habitants, une augmentation de 10,8 % comparativement à 2016 » (Statistique Canada, 2022). En conséquence de cette croissance démographique, Dieppe connaît un étalement urbain important.

Par ailleurs, l'étalement urbain entraîne un déboisement, provoquant ainsi une expansion horizontale de la ville. Ce type d'étalement urbain horizontal induit une forte réduction des infrastructures vertes. Cette diminution des infrastructures vertes constitue une menace pour l'environnement (LeBlanc et Fortin, 2015). Dieppe a enregistré une importante réduction des espaces naturels entre 2011 et 2020⁴.

⁴ Une analyse d'observation préliminaire effectuée dans le cadre de ce travail, en comparant la couche des forêts de GeoNB de 2011 avec les orthophotographies de 2020, a révélé une perte significative d'espaces naturels à Dieppe. Cependant, cette analyse préliminaire n'a pas été approfondie avec des détails techniques, tels que la comparaison quantitative des deux couches ou le calcul précis des superficies des espaces naturels entre 2011 et 2020.

4. DONNÉES ET MÉTHODES

Dans le cadre de cette étude interdisciplinaire, impliquant les domaines de l'économie, de l'urbanisme et de l'environnement, une approche méthodologique mixte a été privilégiée (Boutry et Ferru, 2016). Cette approche combine des méthodes qualitative et quantitative pour répondre efficacement à la question de recherche et démontrer la pertinence de l'étude (Cecchini et Hainard, 2012).

4.1. Méthodes et outils de collecte de données

Cette section vise à présenter la méthode de l'inventaire et de la valorisation monétaire des infrastructures vertes. Dans ce contexte, notre étude repose sur des rapports techniques, des documents de recherche et des données provenant de diverses organisations gouvernementales, ONG et institutions. Cette approche nous a permis de recueillir des données de base essentielles pour évaluer les infrastructures vertes et leur valeur monétaire.

Cette étude a pour objectif de collecter des données de référence en utilisant un plan de recherche transversal, ce qui implique la collecte d'informations à un moment précis (Fortin et Gagnon, 2022). Initiée entre mai 2022 à août 2022, cette initiative unique nécessitera des répétitions régulières au fil du temps afin de mettre à jour les données et les valeurs obtenues. Ainsi, les données de référence recueillies dans la présente étude serviront de base pour comparer et suivre l'évolution de la valeur estimée des infrastructures au fil du temps. En utilisant ces données de référence comme point de comparaison, il sera possible d'évaluer l'évolution de la valeur estimée des infrastructures vertes au fil du temps et de mieux comprendre leur contribution aux services écosystémiques.

4.1.1. Inventaire

Avant de procéder au calcul de la valeur monétaire des infrastructures vertes, il est nécessaire de réaliser un inventaire de ces dernières. L'inventaire constitue une représentation des différentes infrastructures vertes qui existent à la ville de Dieppe (Delassus et al., 2017 ; Franchomme

et Schmitt, 2012) et sert de base de valorisation monétaire pour les décideur·euse·s. Il permet également de mieux comprendre où les initiatives et les efforts futurs pourraient et devraient être concentrés de manière prioritaire (Eyquem et al., 2022 ; MNAI, 2021 ; MNAI, 2022).

L'inventaire des infrastructures vertes a pour but de les répertorier, les décrire et les géoréférencer à un moment donné (date de l'inventaire) dans une zone déterminée (Delassus et al., 2017 ; Franchomme et Schmitt, 2012). Il documente les variables suivantes pour chaque infrastructure : sa localisation géographique, sa proportion (en pourcentage) par rapport à la superficie totale de la municipalité, son état et les risques auxquels elle est exposée, ainsi que le nombre total des infrastructures vertes.

De plus, le but de l'inventaire réalisé dans cette étude était de :

- Cartographier des infrastructures vertes,
- Constituer une base de référence indispensable pour leur gestion et leur monétarisation dans la zone d'étude.

Pour effectuer l'inventaire, il est nécessaire de faire la classification des infrastructures vertes (Eyquem et al., 2022 ; MNAI, 2021 ; MNAI, 2022).

4.1.2. Classification

La classification des infrastructures vertes utilisée dans cette étude regroupe les infrastructures en plusieurs catégories générales en fonction de leurs caractéristiques communes. Parmi celles-ci, on retrouve : les forêts, les milieux humides, les cours d'eau, les arbres d'ornement et les étangs semi-naturels. Cette catégorisation a été déterminée en amont de la collecte des données et discutée avec les membres de la municipalité pour s'assurer qu'elle reflète les réalités locales et facilite une gestion partagée.

Cette classification sert d'outil clé pour organiser les données de manière cohérente et faciliter leur analyse. Elle est également cruciale pour la valorisation monétaire des infrastructures vertes,

permettant d'estimer les services écosystémiques qu'elles fournissent. En outre, elle joue un rôle important dans l'élaboration de stratégies de gestion et de préservation, et permet d'harmoniser les connaissances et les terminologies utilisées (Delassus et al., 2017) entre les différentes parties prenantes. Enfin, chaque type d'infrastructure a fait l'objet d'une définition claire dans le cadre de l'inventaire, assurant une compréhension commune pour toutes les étapes du projet.

Le tableau 3 définit les types d'infrastructures vertes identifiées dans le cadre de ce travail d'inventaire afin de décrire de manière précise les différentes infrastructures vertes présentes sur le territoire. Les définitions sont des définitions génériques élaborées en collaboration avec les employé·e·s de la ville de Dieppe et en se basant sur la littérature scientifique pour classer les données à propos de la couverture terrestre.

Tableau 3. Définition des types d'infrastructures vertes.

Type d'infrastructure	Définitions
Forêt	Vaste écosystème essentiellement constitué d'arbres. Une forêt peut être laissée à l'état sauvage ou soumise à des pratiques de gestion ou d'aménagement (Chazdon et al., 2016 ; Lund, 2002).
Milieu humide	Écosystème constitué de terres inondées. Zone où l'eau est présente de façon permanente ou saisonnière, créant des conditions propices à des plantes adaptées. Il joue un rôle clé dans la biodiversité, la filtration de l'eau et la gestion des inondations (Gouvernement du Nouveau-Brunswick, s.d.). Un étang, un marais, un marécage ou une tourbière sont des exemples de milieux humides.
Cours d'eau	Eau d'un débit supérieur à zéro, qui s'écoule de façon continue ou intermittente suivant un tracé bien défini comme celui d'une rivière entre des berges, généralement naturelles, mais à plus petite échelle (Gouvernement du Québec, 2016 ; Gouvernement du Canada, 2022a).
Arbres d'ornement	Arbres et arbustes d'ornement, ces végétaux ligneux sont indispensables dans les jardins dont ils modèlent le relief. Ils sont utilisés dans l'aménagement paysager et procurent plusieurs types de bénéfices : environnementaux, esthétiques, économiques et psychologiques (Gouvernement du Canada, 2022a ; SIAQ, 1995).
Étang semi-naturel	Installation comprenant un ou plusieurs bassins, et dans laquelle les eaux usées ou contaminées subissent une épuration physico-chimique et biologique sous l'action de diverses plantes (Gouvernement du Québec, 2019).

4.1.3. Données géographiques et cartographiques

Les données pour réaliser l'inventaire ont été recueillies auprès de la ville de Dieppe et ont été combinées aux couches de données spatiales provenant du site GeoNB du ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux. L'objectif est de rassembler une représentation

complète du territoire (Rapinel et al., 2019) et de ses infrastructures vertes. Les données géographiques utilisées dans la présente étude comprennent :

- Orthophotographies (images aériennes ou satellitaires) ;
- Différentes couches de données spatiales du site GeoNB ;
- Différentes couches de données spatiales de la ville de Dieppe ;
- Visites sur le terrain.

L'inventaire réalisé repose sur les données disponibles au moment de l'étude. Bien que certaines informations initiales, telles que les données des forêts provenant de GeoNB, datent de 2011, l'inventaire a été actualisé avec les orthophotographies de 2020. Ces données plus récentes ont permis de mettre à jour l'état des infrastructures vertes, notamment en supprimant les polygones représentant les zones de forêts déboisées. De plus, des visites de terrain ont été réalisées pour affiner et valider ces mises à jour⁵. Le tableau 4 détaille les sources de données utilisées pour cette mise à jour, et souligne la nécessité de répéter cet exercice pour suivre l'évolution des infrastructures vertes au fil du temps.

⁵ Le développement urbain à Dieppe ayant continué depuis la réalisation de cet inventaire, il est essentiel de le mettre à jour régulièrement afin de refléter les changements.

Tableau 4. Sources de données.

Source de données	Format des données	Année	Objectif
Ville de Dieppe ⁶	SHP ⁷	2022	Délimiter la zone d'étude (limites actuelles 2022)
Ville de Dieppe	SHP	2022	Compléter la couverture terrestre développée (bâtiments)
Ville de Dieppe	SHP	2022	Compléter la couverture terrestre développée
Ville de Dieppe	SHP	2020	Indiquer les infrastructures naturelles se trouvant dans la plaine d'inondation et résumer leurs superficies situées dans la plaine d'inondation
Ville de Dieppe	SHP	Après 2019	Indiquer les infrastructures naturelles se trouvant dans la plaine d'inondation datant de quelques années
Ville de Dieppe	SHP	2022	Insérer et identifier les polygones des terrains verts de la ville
Ville de Dieppe	SHP	2022	Identifier les terrains qui sont vendus et développés et/ou seront menés à être développés
Ville de Dieppe	SHP	2022	Identifier les arbres plantés et les cartographier
Ville de Dieppe	SHP	2022	Mesurer la superficie du périmètre urbain dans la zone d'étude

⁶ Ces informations sont issues de documents internes communiqués par la Ville de Dieppe.

⁷ Le format de fichier *shapefile* (SHP) est conçu spécifiquement pour stocker des données géospatiales, englobant des informations essentielles sur la géométrie des éléments cartographiques, à savoir les points, les lignes et les polygones.

Source de données	Format des données	Année	Objectif
Ville de Dieppe	SHP	2022	Indiquer les infrastructures semi-naturelles se trouvant dans la ville et résumer leurs superficies
GeoNB	SHP	2022	Confirmer la mise à jour des données des bâtiments de la ville et mettre à jour les données liées aux frontières futures de la ville de Dieppe
GeoNB	SHP	2020	Confirmer la mise à jour des données des infrastructures naturelles se trouvant dans la plaine d'inondation et résumer leurs superficies situées dans la plaine d'inondation
GeoNB	SHP	2011	Identifier les forêts ⁸
GeoNB	SHP	2021	Identifier les limites des eaux intérieures de la Rivière Petitcodiac
GeoNB	SHP	2022	Identifier les routes pour évaluer l'état des infrastructures vertes
GeoNB	SHP	2022	Identifier les terrains qui sont vendus et développés et/ou seront menés à être développés
GeoNB	SHP	2021	Identifier les zones humides
GeoNB	SHP	2021	Identifier les cours d'eau et peut-être également utilisée pour déterminer la

⁸ La couche des forêts téléchargeable de GeoNB, datant de 2011. Toutefois, des données plus récentes, basées sur des imageries aériennes capturées en 2020, ont été intégrées afin de pallier cette limitation. Selon les informations reçues, l'interprétation de ces images par le Gouvernement du Nouveau-Brunswick ne sera finalisée qu'au printemps ou à l'été 2024, en raison d'un retard habituel de 1 à 2 ans dans le processus d'interprétation. De plus, le cycle complet de mise à jour des données, couvrant la période de 2013 à 2022, s'étale généralement sur 10 ans, la région de la côte Est du Nouveau-Brunswick, incluant Dieppe, étant la dernière à recevoir ces mises à jour dans ce cycle. Gouvernement du Nouveau-Brunswick. (2022). *Réponse à la demande d'information sur les données de GeoNB*. Courriel reçu de Kyle Schmidt, le 13 juillet 2022.

Source de données	Format des données	Année	Objectif
			longueur des cours d'eau / ruisseaux dans les infrastructures naturelles
Ville de Dieppe	SHP	2022	Identifier les zones défrichées sur la zone d'étude, mais qui n'apparaissent pas dans la couche forêt
Ville de Dieppe	GeoTIFF	2020	Identifier les zones défrichées sur la zone d'étude, mais qui n'apparaissent pas dans la couche forêt

Toutes les couches de données correspondantes aux infrastructures vertes sont rassemblées et intégrées dans une base de données gérée par un Système d'information géographique (SIG). Ces données ont été traitées avec ArcGIS. Cette base de données permet de stocker, organiser et gérer les informations spatiales spécifiques aux infrastructures vertes, telles que leur localisation, leur étendue, leur type et d'autres attributs pertinents.

Grâce à cette cartographie des infrastructures vertes, il devient possible de visualiser et de représenter graphiquement ces éléments sur une carte géographique. Cela offre une vue d'ensemble des infrastructures vertes présentes dans la zone d'étude.

4.2. Valorisation monétaire des infrastructures vertes

4.2.1. Identification des listes des services rendus par chaque infrastructure verte

Pour une évaluation monétaire des infrastructures vertes, il est d'abord nécessaire de définir les services écosystémiques qu'elles procurent. Les infrastructures vertes telles que les milieux humides, les forêts, et les cours d'eau offrent une variété de services qui dépendent de leur nature, de leur emplacement géographique, et de leur état de conservation (Dupras et al., 2016). Ces

services incluent des bénéfices écologiques, sociaux et économiques, qui sont indispensables pour justifier les investissements nécessaires à leur entretien.

Les services écosystémiques fournis par les infrastructures vertes peuvent être classés en quatre catégories : les services d’approvisionnement, de régulation, de support, et les services culturels (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005). Par exemple, les milieux humides offrent des services clés tels que la purification de l’eau, la régulation des crues, et la création d’habitats pour la biodiversité (Bolund et Hunhammar, 1999). Ces milieux retiennent et filtrent les polluants, améliorant ainsi la qualité de l’eau, tout en réduisant les risques d’inondation.

Les forêts, quant à elles, jouent un rôle important dans la séquestration du carbone, contribuant à la lutte contre la crise climatique (Pataki et al., 2011). En outre, elles favorisent la régulation du climat local en fournissant de l’ombre et en réduisant les îlots de chaleur urbains. Les cours d’eau, tels que les rivières et les ruisseaux, sont reconnus pour leur contribution à la régulation du cycle hydrologique, facilitant l’infiltration de l’eau dans les nappes phréatiques et régulant le débit des rivières pour éviter les inondations (Gómez-Baggethun et Barton, 2013).

Les arbres d’ornement, bien qu’ils soient plantés pour des raisons esthétiques, apportent également des services de régulation en améliorant la qualité de l’air par l’absorption du dioxyde de carbone et des polluants atmosphériques. De plus, ils réduisent la température ambiante et créent des espaces de détente essentiels au bien-être humain (Tzoulas et al., 2007).

En termes de services culturels, les infrastructures vertes telles que les forêts offrent des espaces pour les activités récréatives et contribuent à la santé mentale et au bien-être général des communautés. Les paysages naturels enrichissent également les valeurs culturelles, les traditions et l’attachement des individus à leur environnement (Gómez-Baggethun et Barton, 2013).

L’identification des services écosystémiques rendus par ces infrastructures vertes a été réalisée à partir d’une revue de la littérature scientifique, notamment en s’appuyant sur les travaux de Bolund et Hunhammar (1999), Dupras et al. (2016), et le cadre fourni par l’Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005). Les études de cas nationales, telles que celle menée par Dupras et al. (2016) au Québec, permettent de compléter et d’affiner cette identification des services rendus par les infrastructures vertes.

La figure 10 montre le recensement des différents usages pour des forêts (DeLoyde et Mabee, 2023).

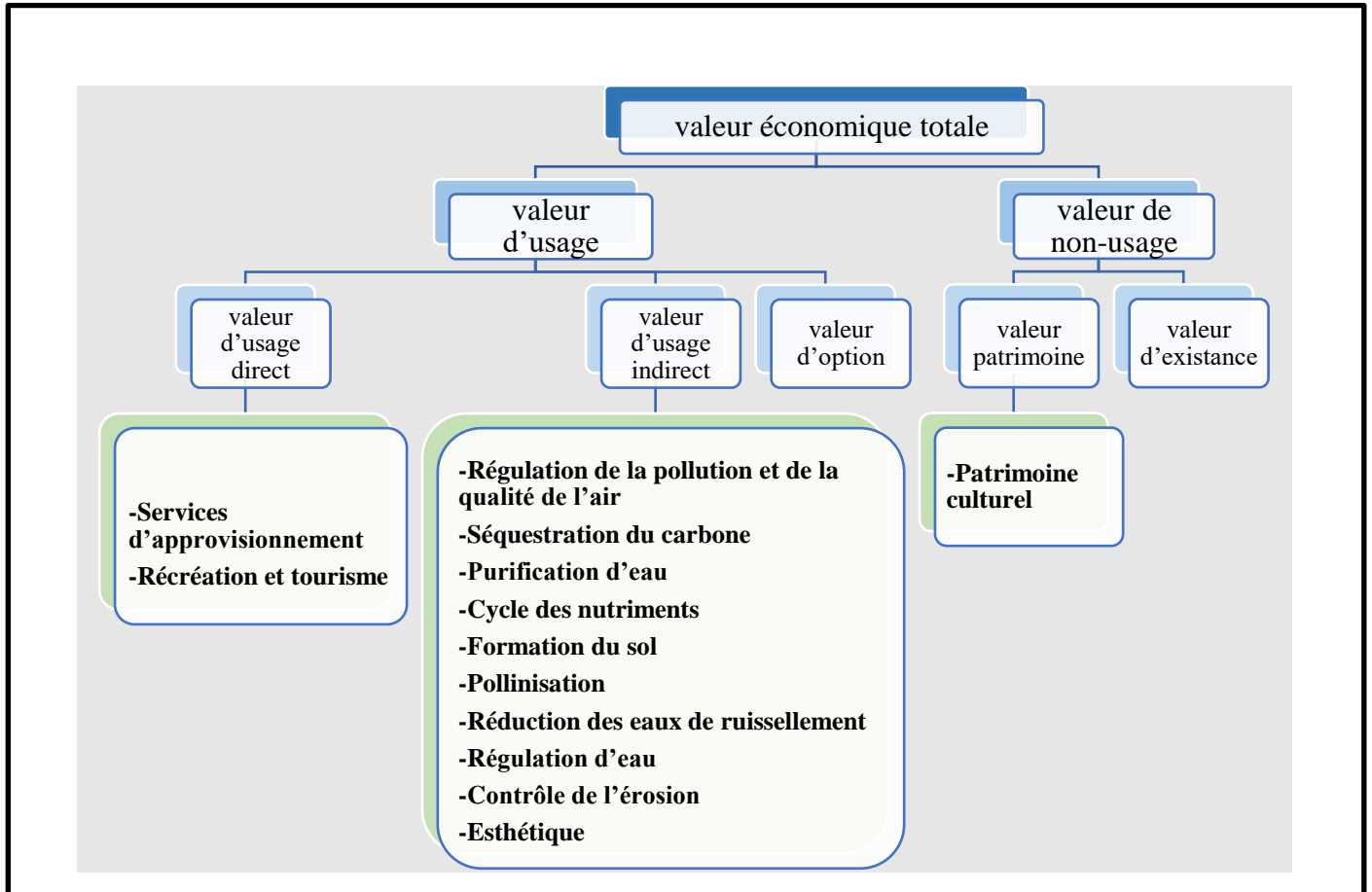


Figure 10. Recensement des différents usages, fonctions écologiques et services écosystémiques des forêts (DeLoyde et Mabee, 2023).

La figure 11 montre le recensement des différents usages pour les milieux humides (DeLoyde et Mabee, 2023).

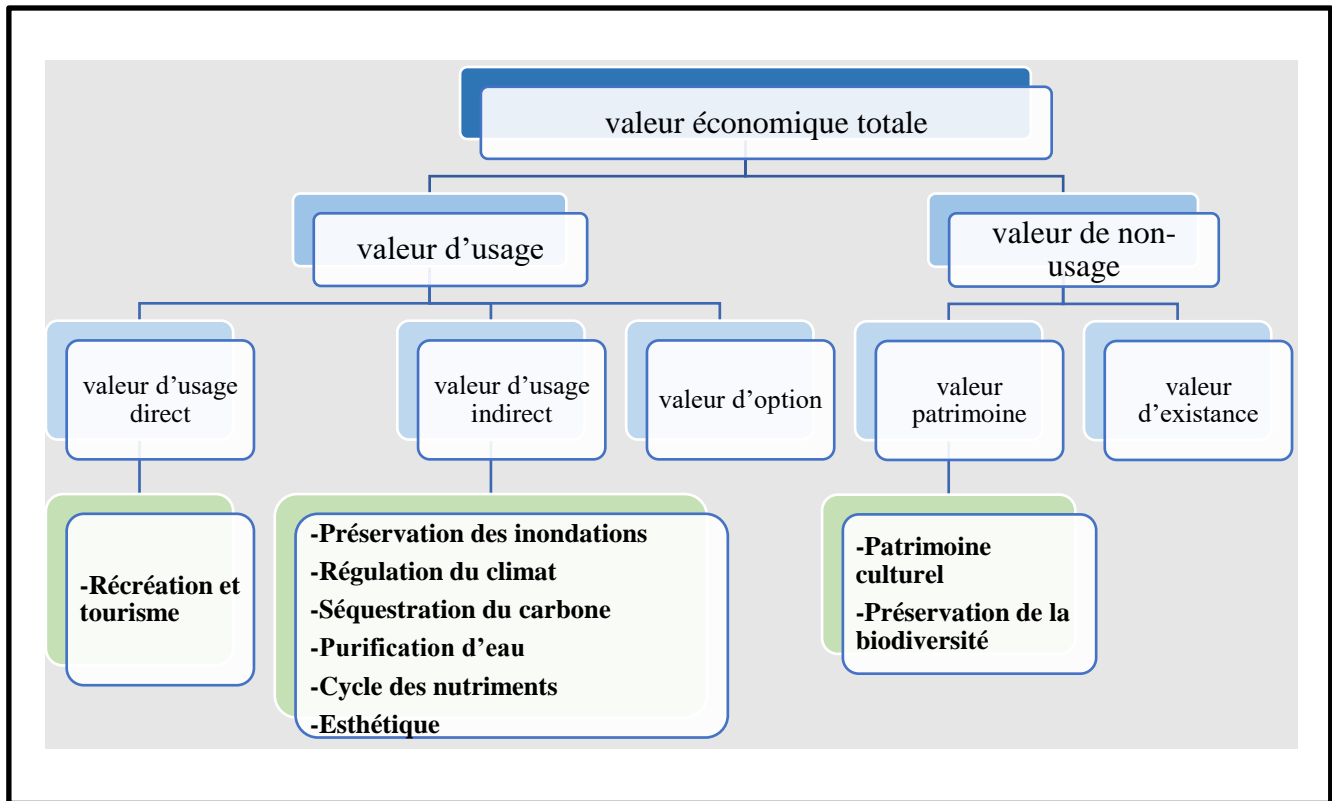


Figure 11. Recensement des différents usages, fonctions écologiques et services écosystémiques des milieux humides (DeLoyde et Mabee, 2023 ; Dupras et al., 2015).

4.2.2. Données de la valorisation monétaire

La valorisation monétaire des infrastructures vertes repose sur des méthodes économiques permettant d'estimer les bénéfices écosystémiques en termes financiers. Comme souligné dans la section sur la valeur économique totale, ces valeurs monétaires se répartissent en deux grandes catégories : les valeurs d'usage et les valeurs de non-usage.

Valeurs d'usage direct

Les valeurs d'usage direct sont liées aux bénéfices économiques tirés d'activités où les services écosystémiques sont directement consommés ou utilisés. Cela inclut des activités récréatives comme la randonnée, les visites touristiques et autres activités de plein air qui engendrent des revenus via les frais d'entrée, les dépenses des visiteurs et les services connexes. Ces activités peuvent stimuler les économies locales. De plus, Costanza et al. (1997) montrent que ces services peuvent avoir un impact direct sur l'économie locale, en créant des emplois et en générant des revenus pour les communautés locales, ce qui augmente la valeur économique des infrastructures vertes.

Valeurs d'usage indirect

Les valeurs d'usage indirect sont associées aux bénéfices obtenus des services écosystémiques sans interaction directe, comme la régulation du climat, la protection contre les inondations ou la purification de l'eau. Selon Costanza et al. (1997), ces fonctions de soutien et de régulation ont une importance économique majeure en maintenant les conditions nécessaires à la vie humaine et à l'activité économique, même si elles ne sont pas directement consommées.

Valeurs de non-usage

Les valeurs de non-usage concernent les bénéfices que les individus retirent de la préservation des écosystèmes, même sans utilisation directe. Ces valeurs incluent la valeur d'existence (le simple fait de savoir qu'un écosystème existe ou le désir de préserver ces écosystèmes pour les générations futures). Les études de Turner et al. (2003) et Nunes et van den Bergh (2001) mettent en lumière l'importance de la préservation des paysages et de la biodiversité. Ces services écosystémiques apportent une satisfaction indirecte aux individus.

Valeurs d'option

Les valeurs d'option représentent la volonté de conserver les écosystèmes afin de maintenir la possibilité d'en bénéficier dans le futur. Comme le soulignent Turner et al. (2003), la valeur d'option reflète l'incertitude sur les usages futurs possibles d'un écosystème, en considérant que

sa conservation permettrait d'éviter des pertes de services potentiellement précieux pour les générations futures.

Ajustement des valeurs économiques pour 2023

Dans cette étude, l'ajustement des valeurs monétaires en fonction de l'inflation a été réalisé pour assurer la cohérence des données sur plusieurs années. Un calculateur d'inflation⁹ (Inflation Calculator, s.d.) a été utilisé pour convertir les valeurs monétaires des années précédentes en dollars de 2023, afin de tenir compte de la variation du pouvoir d'achat au fil du temps. Par exemple, les données extraites de l'étude de Dupras et al. (2015) sur la valorisation des infrastructures vertes au Québec ont été actualisées à l'aide de ce calculateur. Cela permet d'obtenir une évaluation plus précise et représentative de la valeur actuelle des écosystèmes et de réduire les biais liés aux variations monétaires sur quelques années.

⁹ *Inflation Calculator*. (s.d.). Retrieved February 03, 2024, from <https://www.bankofcanada.ca/rates/related/inflation-calculator/>

5. RÉSULTATS

5.1. Inventaire

L'inventaire a permis d'identifier 10 518 infrastructures vertes incluant les arbres d'ornement et en considérant chaque arbre comme une infrastructure individuelle. Lorsque chaque arbre est compté comme une infrastructure individuelle, les arbres d'ornement représentent une part importante, avec un total de 9 879 actifs individuel (Tableau 5).

Toutefois, bien que les arbres d'ornement constituent le plus grand nombre d'infrastructures en termes de quantité (9 879 arbres d'ornement), les infrastructures naturelles comme les forêts, les milieux humides et les cours d'eau dominent largement en termes de superficie. Ces infrastructures naturelles couvrent une superficie totale de 68 km², soit 82 % de la superficie totale de la ville.

- Les forêts, qui représentent l'un des écosystèmes les plus vastes, couvrent 44 km², ce qui équivaut à 65 % des infrastructures vertes et 53,5 % de la superficie totale de la ville. Elles fournissent des services écosystémiques cruciaux tels que la séquestration du carbone, la régulation climatique et la préservation de la biodiversité.
- Les milieux humides, avec une superficie de 12 km², représentent 18 % des infrastructures vertes et 14,5 % de la superficie de la ville. Ces écosystèmes jouent un rôle clé dans la gestion des eaux, la séquestration de carbone et la protection contre les inondations, tout en fournissant des habitats essentiels pour la faune locale. Les cours d'eau, incluant le tronçon de la rivière Petitcodiac et les 276 tributaires, couvrent une superficie combinée de 12 km², avec une part de 17 % des infrastructures vertes et 14 % de la superficie de la ville. Bien qu'ils représentent une plus petite part des infrastructures vertes, ces systèmes hydrologiques sont essentiels pour la régulation des flux d'eau et la connectivité écologique dans la région.

La ville de Dieppe bénéficie d'une grande diversité d'infrastructures vertes, avec des forêts et des milieux humides jouant un rôle crucial dans la résilience environnementale et la qualité de vie des habitant·e·s.

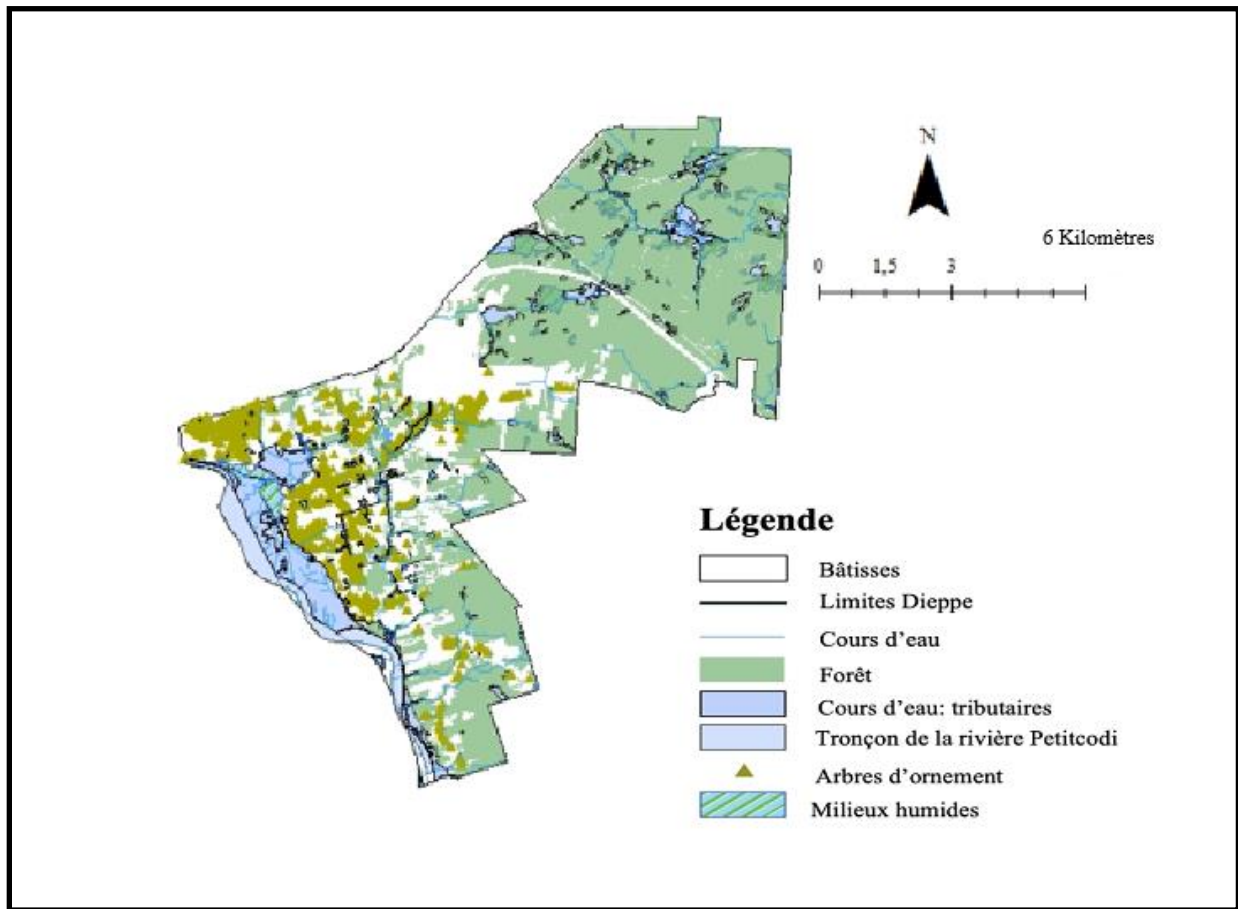
Tableau 5. Résumé des infrastructures vertes par type suivant les limites de 2022 avec les pourcentages par rapport à la superficie totale.

Infrastructures naturelles	Nombre	Superficie (km²)	Pourcentage par rapport à la superficie totale des infrastructures vertes (%)	Pourcentage par rapport à la superficie totale de la ville (%)
Forêts Vaste écosystème essentiellement constitué d'arbres	150	44	65	53,5
Milieus humides Un étang, un marais, un marécage ou une tourbière sont des exemples de milieux humides	158	12	18	14,5
Cours d'eau Cours d'eau qui se déverse dans une nappe d'eau ou un cours d'eau plus important comme la mer	1	5	7	6
Tronçon de la rivière Petitcodiac				
Tributaires	276	7	10	8
Infrastructures semi-naturelles	Nombre	Superficie (km²)	Pourcentage par rapport à la superficie totale des infrastructures vertes (%)	Pourcentage par rapport à la superficie totale de la ville (%)
Arbres d'ornement	9 879	-	-	-
Étangs semi-naturels	54	8 x 10 ⁻²	-	-
Total	10 518 ¹⁰	68	100	82

Source : Alkhalaf, 2022.

La figure 12 présente la cartographie finale qui montre la distribution spatiale des infrastructures vertes dans la ville de Dieppe suivant les limites administratives de 2022.

¹⁰ La somme des infrastructures vertes comprend l'ensemble des infrastructures identifiées, y compris les arbres d'ornement, qui ont été considérés individuellement comme des infrastructures distinctes dans l'inventaire.



Source : Alkhalaf, 2022.

Figure 12. Distribution spatiale des infrastructures vertes à Dieppe suivant les limites de 2022.

5.2. Valorisation monétaire

En appliquant la méthodologie décrite dans la section précédente, la valorisation monétaire des infrastructures vertes de la ville de Dieppe a été effectuée à partir des données disponibles pour chaque type d'infrastructure. Ces évaluations monétaires permettent de quantifier l'importance économique des infrastructures naturelles et semi-naturelles en termes de services écologiques qu'elles fournissent à la communauté. Les résultats obtenus démontrent l'impact significatif de ces infrastructures sur la durabilité environnementale, notamment en matière de séquestration du carbone, de régulation des inondations et de préservation des écosystèmes.

Les données des valeurs unitaires des services rendus par les écosystèmes, tels que les forêts et les milieux humides, sont basées sur les dernières valeurs publiées dans le domaine. Ces valeurs proviennent de revues scientifiques afin d'éviter l'utilisation de références grises. Elles ont été sélectionnées pour leur pertinence géographique, étant issues de recherches canadiennes, ce qui, bien que le contexte diffère, les rapproche davantage du Nouveau-Brunswick que des valeurs provenant des États-Unis ou de l'Europe.

5.2.1. Forêts

Les 150 forêts, couvrant une superficie de 44 km², fournissent des services écologiques essentiels, notamment la séquestration du carbone, la régulation thermique et la conservation de la biodiversité. Leur valeur monétaire totale est estimée à 44,2 millions (M) CAD/an pour 2023, selon la même méthode de transfert des bénéfices (DeLoyde et Mabee, 2023¹¹) (Tableau 6). Un exemple de calcul détaillé de cette estimation est présenté à l'Annexe A. La méthode de remplacement n'a pas été utilisée pour le calcul de la valeur monétaire des forêts, car elle repose sur l'estimation du coût de remplacement des services écologiques par des solutions technologiques ou artificielles. Toutefois, les services rendus par les forêts, tels que la séquestration du carbone, la régulation

¹¹ Dans le cadre de cette étude, les valeurs utilisées proviennent majoritairement de DeLoyde et Mabee (2023), une revue de la littérature mise à jour dans le domaine, qui présente des estimations détaillées incluant des valeurs maximales, minimales, médianes et moyennes. Cet article fournit une base complète pour comprendre la variabilité des résultats dans le domaine d'étude.

thermique et la conservation de la biodiversité, sont des services naturels non reproduits de manière artificielle.

Tableau 6. Valeur totale des forêts et de leurs services écosystémiques.¹²

Services rendus par les forêts	Taux des unités (CAD/ha) ¹³	Taux des unités (CAD/km ²)	Multiplieur	Valeur monétaire (CAD/an)	
Valeur d'usage direct					
Valeur des services d'approvisionnement	761	76 100	44 km ²	3 348 400	3,3 M
Valeur de récréation et de tourisme	787	78 700	44 km ²	3 462 800	3,4 M
Valeur d'usage indirect					
Valeur du cycle des nutriments	691	69 100	44 km ²	3 040 400	3 M
Valeur de formation du sol	24	2 400	44 km ²	105 600	106 k
Valeur de la pollinisation	1090	109 000	44 km ²	4 796 000	4,8 M
Valeur de purification d'eau	519	51 900	44 km ²	2 283 600	2,3 M
Valeur concernant la régulation de la pollution et de la qualité de l'air	623	62 300	44 km ²	2 741 200	2,8 M
Valeur concernant la séquestration du carbone	1232	123 200	44 km ²	5 420 800	5,4 M
Valeur de la réduction des eaux de ruissellement	716	71 600	44 km ²	3 150 400	3,2 M
Valeur de régulation d'eau	1424	142 400	44 km ²	6 265 600	6,3 M
Valeur du contrôle de l'érosion	763	76 300	44 km ²	3 357 200	3,4 M
Valeur d'esthétique	1101	110 100	44 km ²	4 844 400	4,8 M
Valeur de non-usage					
Valeur du patrimoine culturel	317	31 700	44 km ²	1 394 800	1,4 M
Total				44 211 200	44,2 M

¹² Il convient de noter que, dans le contexte de cette étude, l'utilisation des moyennes a été privilégiée, en raison du fait que les valeurs médianes étaient disproportionnées et plus élevées, ce qui aurait pu conduire à une estimation des bénéfices excessivement élevée. En optant pour les moyennes, l'objectif était d'obtenir une estimation plus équilibrée et modérée, mieux à même de refléter les bénéfices réels, sans risquer de gonfler les résultats.

Cette préférence pour la moyenne est soutenue par les travaux suivants : Bateman & Jones (2003), Johnston & Rosenberger (2010) et Wilson & Hoehn (2006) qui soutiennent l'utilisation de la moyenne comme méthode privilégiée pour obtenir des estimations dans lors de l'utilisation de la méthode de transfert des bénéfices et dans les cas où les données peuvent contenir des valeurs extrêmes susceptibles d'influencer de manière disproportionnée les résultats.

¹³ Les valeurs utilisées proviennent de DeLoyde et Mabee (2023).

5.2.2. Milieux humides

Les milieux humides, qui s'étendent sur une superficie totale 12 km² et comptent 158 polygones, représentent une source précieuse de services écosystémiques tels que la régulation des inondations, la purification de l'eau et la préservation de la biodiversité. La valorisation monétaire associée à ces services, basée sur les méthodes de coût de remplacement et de transfert de bénéfices (Tableau 7), s'élève à 39,9 millions de dollars canadiens/an pour 2023 (Tableau 8). Un exemple de calcul détaillé de cette estimation est présenté à l'Annexe A.

Tableau 7. Les différents services rendus par les milieux humides, la méthode de valorisation économique et les références.

Services rendus par les milieux humides	Méthode	Référence
Valeur d'usage direct		
Valeur esthétique	Transfert de bénéfices	DeLoyde et Mabee, 2023
Valeur récréative et de tourisme	Transfert de bénéfices	DeLoyde et Mabee, 2023
Valeur d'usage indirect		
Valeur de préservation des inondations	Coût de remplacement	C. Robichaud, 2022 ¹⁴
Valeur de la régulation du climat	Transfert de bénéfices	Bouscasse et al., 2011
Valeur de la séquestration du carbone	Transfert de bénéfices	DeLoyde et Mabee, 2023
Valeur de purification d'eau	Transfert de bénéfices	DeLoyde et Mabee, 2023
Valeur du cycle des nutriments	Transfert de bénéfices	DeLoyde et Mabee, 2023
Valeur de non-usage		
Préservation de la biodiversité	Transfert de bénéfices	Dupras et al., 2015
Valeur du patrimoine culturel	Transfert de bénéfices	DeLoyde et Mabee, 2023

¹⁴ La valeur de préservation des inondations mentionnée dans cette ligne provient d'un échange de courriels avec Claude Robichaud, du gouvernement du Nouveau-Brunswick, concernant le montant de construction d'une digue. Cette information a été obtenue directement de M. Robichaud le 22 juin 2022.

Tableau 8. Valeur totale des milieux humides et de leurs services écosystémiques.

Services rendus par les milieux humides	Taux des unités (CAD/ha)	Taux en (CAD/km ²)	Mutlicateur	Valeur en (CAD/an)	Valeur monétaire en (CAD/an) CAD de 2023	Valeur en (CAD/an) CAD de 2023
Valeur d'usage direct						
Valeur récréative et de tourisme	4278	427 800	12 km ²	5 133 600	5 133 600	5,1 M
Valeur d'usage indirect						
Valeur de préservation des inondations	. ¹⁵	1 000 000	6,5 km ¹⁶	6 500 000	6 702 861	6,7 M
Valeur de la régulation du climat	2609	260 900	12 km ²	3 391 700	4 453 010	4,5 M
Valeur de la séquestration du carbone	1029	102 900	12 km ²	1 234 800	1 234 800	1,2 M
Valeur de purification d'eau	3049	304 900	-	3 658 800	3 658 800	3,7 M
Valeur esthétique	4465	446 500	12 km ²	5 358 000	5 358 000	5,4 M
Valeur du cycle des nutriments	3398	339 800	12 km ²	4 077 600	4 077 600	4,1 M
Valeur de non-usage						
Préservation de la biodiversité	1556	155 600	12 km ²	2 022 800	2 522 139	2,5 M
Valeur du patrimoine culturel	5593	559 300	12 km ²	6 711 600	6 711 600	6,7 M
Total				38 088 900	39 852 410	39,9 M

¹⁵ Les valeurs de préservation des inondations et les coûts associés sont exprimés en kilomètres (km), conformément aux informations reçues de Claude Robichaud, du gouvernement du Nouveau-Brunswick.

¹⁶ La valeur est exprimée en fonction de la longueur de la rivière (6,5 km), car elle prend en compte l'étendue du segment de la rivière concerné par la fonction de préservation des inondations.

5.2.3. Cours d'eau

Le tronçon de la rivière Petitcodiac, d'une superficie d'environ 5 km² (dans les limites de Dieppe), et les 276 tributaires, couvrant une superficie supplémentaire de 7 km², représentent une part importante du réseau hydrographique de la ville. En se basant sur les travaux de Wilson (2008), qui évaluent la valeur des cours d'eau à 33 500 CAD/an par km², la valeur totale des cours d'eau est estimée à 551 000 CAD/an pour 2023, après ajustement pour l'inflation (Tableau 9). Cette estimation concerne uniquement la valeur esthétique et récréative des cours d'eau.

Tableau 9. Résumé de valeur monétaire des cours d'eau.

Services rendus par les cours d'eau	Taux des unités (CAD/ha)	Taux en (CAD/km ²)	Mutlicateur	Valeur en (CAD/an)	Valeur monétaire en (CAD/an) CAD de 2023	Valeur en (CAD/an) CAD de 2023
Valeur d'usage direct						
Valeur esthétique et récréative	335	33 500	12 km ²	402 000	550 708	551 K
Total				402 000	550 708	551 K

5.2.4. Arbres d'ornement

Les 9 879 arbres d'ornement recensés dans la ville de Dieppe contribuent à l'amélioration de la qualité de l'air, la réduction des îlots de chaleur et l'esthétique urbaine. En se basant sur le rapport de TD Economics (2014b), qui évalue la valeur d'un arbre à 200 CAD par unité dans une province de l'Atlantique avoisinante, à Halifax, la valeur totale des arbres d'ornement s'élève à 2,5 M CAD/an, une valeur ajustée pour l'inflation en 2023 (Tableau 17).

Le tableau 10 résume la valeur monétaire des arbres d'ornement de la ville de Dieppe.

Tableau 10. Valeur monétaire des arbres d'ornement.

Services rendus par les arbres d'ornement	Taux des unités (CAD/arbre)	Multiplicateur	Valeur en (CAD/an)	Valeur monétaire en (CAD/an) CAD de 2023	Valeur en (CAD/an) CAD de 2023
Valeur d'usage direct					
Valeur esthétique et récréative	200	9 879	1 975 800	2 489 382	2,5 M
Total			1 975 800	2 489 382	2,5 M

Le tableau 11 résume la valeur des infrastructures par type et la valeur totale des infrastructures vertes de la ville de Dieppe pour lesquelles la valeur a pu être calculée.

Tableau 11. Valeur des infrastructures vertes par type dans les limites de 2022.

Infrastructure naturelle	Nombre	Superficie (km²)	Valeur totale en (CAD/an) CAD en 2023
Forêts	150	44	44,2 M
Milieus humides	158	12	39,9 M
Cours d'eau			
Tronçon de la rivière Petitcodiac	1	12	551 K
Tributaires	276		
Infrastructure semi-naturelle	Nombre	Superficie (km²)	Valeur totale en (CAD/an)
Arbres d'ornement	9 879	-	2,5 M
Étangs semi-naturels ¹⁷	54	8 x 10 ⁻²	-
Total	10 518	68	87,2 M

¹⁷ Les données concernant les coûts associés à la construction des étangs semi-naturels par la ville ne sont pas disponibles. Il n'a pas été possible de les obtenir au moment de la rédaction de cette étude.

6. ANALYSE ET DISCUSSION

6.1. Analyse des résultats

Cette section analyse les résultats de l'inventaire ainsi que l'évaluation monétaire des infrastructures vertes en milieu urbain. Ces résultats sont ensuite examinés en lien avec les objectifs de recherche. L'objectif principal de cette étude était d'attribuer une valeur monétaire aux infrastructures vertes afin de rendre possible leur intégration dans la planification urbaine à l'échelle de Dieppe, notamment face aux défis des changements climatiques et de l'urbanisation croissante. Pour répondre à la question de recherche concernant le calcul de la valeur des infrastructures vertes non mesurables sur le marché, le travail s'est articulé autour des objectifs spécifiques suivants : (a) la cartographie des infrastructures vertes de la ville de Dieppe, (b) la comparaison des différentes méthodologies de valorisation monétaire, (c) l'estimation des compensations nécessaires en cas de dommages de certains services écosystémiques des infrastructures vertes, (d) l'estimation de la valeur monétaire des infrastructures vertes et (e) la sensibilisation des urbanistes, aménagistes et des développeur·se·s à l'importance de considérer ces éléments lors de la planification et du développement urbain.

Forêts

Les 150 forêts constituent une ressource écosystémique essentielle à Dieppe, représentant 53,5 % de la superficie totale de la ville. Cependant, elles font face à des menaces croissantes dues à l'étalement urbain, souvent sacrifiées au profit d'une urbanisation non durable. Ce phénomène soulève des préoccupations quant à la pérennité de ces écosystèmes, qui jouent un rôle crucial dans le bien-être urbain.

La valeur monétaire des forêts de Dieppe est estimée à 44,2 millions de dollars canadiens/an pour 2023. Toutefois, ce chiffre ne reflète qu'une fraction des services écosystémiques qu'elles offrent. L'évaluation s'est appuyée la méthode des coûts de remplacement pour quelques services écosystémiques des milieux humides et essentiellement sur la méthode de transfert de bénéfices, en intégrant des données issues de la littérature scientifique et d'une étude sur le territoire national. Bien que cette approche soit couramment utilisée, elle peut sous-estimer la valeur réelle des forêts,

surtout en ce qui concerne les services moins tangibles qui sont souvent difficiles à quantifier (de Groot et al., 2012).

Par exemple, la valeur éducative des forêts, qui offrent des opportunités d'apprentissage sur l'écologie et la biodiversité, n'a pas été intégrée dans l'évaluation monétaire. Les forêts jouent un rôle crucial dans l'éducation environnementale, favorisant la sensibilisation et la compréhension des enjeux écologiques (Rickinson et al., 2004). De plus, la valeur de la biodiversité, qui sous-tend tous les autres services écosystémiques, est fréquemment sous estimée voire très difficile à quantifier. Les forêts abritent une multitude d'espèces, dont certaines peuvent avoir des applications potentielles en médecine ou en agriculture (Bennett et al., 2015). En outre, la biodiversité contribue à la résilience des écosystèmes, en améliorant leur capacité à fournir des services tels que la pollinisation, la régulation des nuisibles et le stockage de carbone (Haines-Young et Potschin, 2010).

Milieux humides

158 milieux humides ont été recensés lors de l'inventaire, couvrant une superficie de 12 km² au total et qui représente 14,5 % de la superficie totale de la ville de Dieppe. La valeur monétaire de ces milieux est estimée à 39,9 millions de dollars canadiens/an en 2023. Ces milieux ont une multitude de bénéfices.

À Dieppe, les milieux humides réglementés bénéficient d'une protection légale, avec une zone tampon de 30 mètres imposée autour de ces zones. Cependant, cette, bien qu'importante pour la protection des milieux humides, ne contraint pas leur restauration. Or ces milieux nécessitent d'être maintenus, comme toutes les infrastructures de grandes valeurs, et risquent d'être dégradés par l'urbanisation intensive. Leur restauration est essentielle pour rétablir les fonctions écologiques et les services qu'ils fournissent.

Cours d'eau

Dans les limites de la ville de Dieppe, les cours d'eau, comprenant un tronçon de la rivière Petitcodiac et 276 tributaires, s'étendent sur une superficie totale de 12 km², représentant ainsi

14,6 % de la superficie totale de la ville. La valeur monétaire de ces cours d'eau dans les limites de Dieppe a été estimée à 551 000 dollars canadiens/an pour 2023. Ce montant, bien que significatif, reste minime par rapport à l'ampleur des bénéfices écologiques, économiques et sociaux que la rivière et ses tributaires fournissent à la communauté. Les cours d'eau jouent un rôle crucial dans l'écosystème local et offrent de nombreux avantages comme contribuer à la qualité de vie des citoyens et à la valeur économique locale par le biais du tourisme (Amatucci et al., 2024). La valeur monétaire de 551 000 dollars canadiens pour l'ensemble des cours d'eau semble insuffisante compte tenu des bénéfices qu'ils procurent. Cette évaluation ne tient pas en compte la valeur écologique intrinsèque des écosystèmes aquatiques et des services qu'ils offrent ni les services moins tangibles qu'ils fournissent, tels que la régulation des cycles hydrologiques, le soutien à la biodiversité, la séquestration du carbone, ainsi que les bénéfices culturels et récréatifs pour les communautés locales. Ces services ne sont pas toujours quantifiables en termes monétaires, mais leur absence pourrait entraîner des conséquences graves sur la résilience écologique et le bien-être humain (Costanza et al., 2014; de Groot et al., 2012).

Arbres d'ornement

La ville de Dieppe abrite 9 879 arbres d'ornement, dont la valeur monétaire a été estimée à 2,5 millions de dollars canadiens/an pour 2023. Toutefois, cette évaluation est très basse et ne tient compte que du coût de remplacement de ces arbres, ignorant les multiples services écosystémiques qu'ils fournissent. En effet, un arbre mature a une valeur bien plus élevée que la valeur calculée, en raison des nombreux bénéfices environnementaux, sociaux et économiques qu'il offre. Les arbres d'ornement, en particulier ceux de grande taille, contribuent de manière significative à la qualité de vie en milieu urbain. Ces arbres jouent un rôle crucial dans la lutte contre le changement climatique en absorbant le dioxyde de carbone (CO₂) de l'atmosphère et en produisant de l'oxygène. Selon Nowak et al. (2014), un arbre mature peut absorber jusqu'à 22 kg de CO₂ par an et produire assez d'oxygène pour un ménage de quatre personnes. Les arbres fournissent de l'ombre, réduisant les températures ambiantes et contribuant ainsi à un microclimat plus agréable en été. McPherson et al. (2017) indiquent que les arbres urbains peuvent réduire la température de surface de l'air jusqu'à 5 °C, ce qui est particulièrement bénéfique face à l'augmentation de la fréquence des vagues de chaleur. La présence d'arbres et d'espaces verts est liée à des effets

positifs sur la santé mentale. Des études montrent que le contact avec la nature réduit le stress, améliore l'humeur et favorise la guérison (Ulrich, 1991). Les arbres d'ornement augmentent la valeur des propriétés environnantes. Bridges et al., (2020) ont révélé que les propriétés situées à proximité d'arbres matures peuvent voir leur valeur augmenter de 5 à 20 %. Les arbres fournissent des habitats pour diverses espèces, y compris des oiseaux, des insectes et d'autres animaux. Or la biodiversité urbaine est essentielle pour maintenir des écosystèmes sains et résilients (Fratini et al., 2012). De plus, la valeur marchande (valeur d'usage direct) du bois n'a pas été intégrée dans l'évaluation.

La ville de Dieppe compte diverses formes d'infrastructures vertes, comprenant des arbres, des milieux humides, des cours d'eau et des forêts. Ces infrastructures vertes offrent des avantages économiques significatifs, notamment en réduisant les dépenses et en évitant certains coûts socio-économiques. Des études montrent que les bénéfices économiques liés à la préservation des infrastructures vertes peuvent être comparables, voire supérieurs, aux économies réalisées dans d'autres secteurs (par exemple, Roy et Byrne, 2012 ; Bratman et al., 2015; Dauphiné et Provitolo, 2007; Eyquem et al., 2022; Meerow et Newell, 2019; NAWM, s.d.).

Ces infrastructures vertes contribuent à l'amélioration de la qualité de l'air, à la séquestration du carbone et à la gestion des eaux pluviales, réduisant ainsi les risques d'inondations. Par exemple, le coût de la reconstruction après une inondation au Canada a atteint 4 200 000 CAD en 2009 (Gouvernement du Canada, 2009), en fonction de la gravité de l'événement et des infrastructures touchées, tandis que les frais pour réparer un sous-sol inondé d'une maison unifamiliale dépassent les 40 000 CAD (Gouvernement du Canada, 2022b). Ces chiffres illustrent les dépenses considérables liées aux dommages matériels, soulignant l'importance de la prévention par la conservation de ces écosystèmes.

Ces infrastructures influencent également la valeur immobilière des propriétés environnantes. Blais (2022) a révélé qu'après des inondations, les prix des maisons peuvent diminuer en moyenne de 8,2 %. Cette baisse de valeur est souvent due à une réduction de la demande pour ces propriétés, car les acheteurs perçoivent un risque accru lié aux inondations futures, ce qui affecte leur désir d'acheter dans ces zones. Ainsi, les infrastructures vertes jouent un rôle crucial dans la réduction des risques environnementaux et contribuent à la préservation de la valeur des biens immobiliers.

De plus, les infrastructures vertes peuvent également réduire les coûts associés à la reconstruction après des événements météorologiques extrêmes, ce qui est crucial à l'ère des changements climatiques. En effet, la préservation de ces infrastructures vertes est une solution économiquement viable qui pourrait permettre de minimiser les impacts négatifs liés aux inondations (de Groot, 2006 ; UN Climate, s.d.). L'approche de gestion intégrée des infrastructures vertes est donc utile pour garantir à la fois des bénéfices économiques et sociaux (Costanza, 2020 ; Réveret, 2017), étant donné que leur dégradation peut engendrer des coûts accrus pour les municipalités, notamment en compromettant leur capacité à gérer les eaux pluviales. La détérioration, par exemple, des milieux humides pourrait entraîner des dépenses supplémentaires pour la gestion des inondations, augmentant ainsi les défis économiques auxquels la ville fait face.

Ainsi, cela pourrait inciter à l'allocation de fonds pour l'entretien et la restauration des infrastructures vertes. En les intégrant dans le budget municipal en tant qu'actifs, les municipalités peuvent mieux gérer leurs ressources et reconnaître la valeur monétaire de ces écosystèmes, de la même manière que pour les bâtiments qui nécessitent une maintenance régulière pour garantir leur durabilité.

L'évaluation monétaire des infrastructures vertes de Dieppe est estimée à 87,2 millions de dollars canadiens/an pour 2023; toutefois, cette valeur est sous-évaluée en raison des limites des méthodes de valorisation monétaire, notamment la difficulté à quantifier certains services écologiques essentiels ainsi que les impacts de la crise climatique sur ces actifs. *Ce montant représente la valeur totale des coûts externalisés liés à la destruction de ces écosystèmes pour le développement. Cela reflète les pertes en termes de services écologiques et d'avantages qu'ils procurent à la société, coûts qui ne sont généralement pas pris en compte dans les décisions économiques.* Ces coûts ne sont pas payés par les promoteurs privés, mais plutôt par les écosystèmes et les êtres vivants qui les composent, et se répercutent sur la société sous forme de coûts de santé et d'adaptation. Ainsi, les promoteurs privés s'enrichissent aux dépens d'autres acteur·trices qui en paient le prix (Costanza et al., 2017 ; Saari et al., 2021). D'ailleurs une récente étude de Dietz et al. (2021) a identifié l'inclusion des valeurs des services écosystémiques comme un élément clé dans la planification des zones protégées au Canada. Une sensibilisation accrue à ces services peut contribuer à une structure et un aménagement urbains plus efficaces, valorisant ainsi pleinement les écosystèmes urbains dans le cadre de l'exploitation des terrains. À mesure que la population

urbaine dans la ville de Dieppe croît rapidement, il est important que les urbanistes, aménagistes et les décideur·se·s politiques comprennent et intègrent les services écosystémiques dans leurs décisions (DeLoyde et Mabee, 2023).

Ces constats soulignent l'importance cruciale de l'intégration des infrastructures vertes dans la gestion urbaine pour promouvoir la durabilité et la résilience des villes (Costanza, 2020). En considérant les résultats de cette recherche, les décideur·euse·s peuvent prendre des mesures concrètes pour investir dans ces infrastructures, ce qui non seulement préservera des ressources pour l'avenir, mais contribuera également à créer des environnements urbains plus sains, plus agréables et plus durables pour les générations futures.

Cependant, bien que les preuves des valeurs et bénéfices des écosystèmes urbains se développent, des asymétries de connaissance persistent, notamment concernant les valeurs non monétaires, telles que les valeurs sociales et culturelles. Bien que ces valeurs soient reconnues dans la littérature, elles sont rarement intégrées dans la planification urbaine. La recherche devrait élargir son champ d'étude pour mieux capturer ces valeurs non monétaires afin d'améliorer les processus décisionnels au niveau municipal et métropolitain (Gómez-Baggethun et Barton, 2013).

Ainsi, les infrastructures vertes ne devraient pas se limiter à des considérations monétaires, mais être considérées comme des milieux à préserver, car elles sont essentielles au bien-être économique et social ainsi que pour leur valeur intrinsèque, c'est-à-dire en tant que milieux essentiels au bien-être des communautés humaines. À cet égard, la question de la valeur intrinsèque de la nature, qui repose sur l'idée que la protection de la nature est un objectif en soi, doit être prise en compte (Norton, 2005). La reconnaissance des droits de la nature à exister, indépendamment des bénéfices immédiats pour l'humanité, ajoute une dimension éthique à la gestion des écosystèmes urbains.

La monétarisation, qui vise à exprimer la valeur économique des services écosystémiques, facilite la prise en compte de ces services dans les décisions publiques. Toutefois, cela soulève des questions éthiques. La distinction entre « **nature** », avec une valeur intrinsèque, et « **environnement** », défini par son utilité pour l'être humain, remet en question la pertinence de la quantification monétaire des bénéfices écologiques. Cette approche peut réduire des écosystèmes

complexes à de simples chiffres, négligeant leur valeur intrinsèque et les dimensions éthiques, culturelles et sociales qu'ils comportent (Dempsey et Robertson, 2012 ; Norgaard, 2010).

Ainsi, l'approche actuelle de valorisation monétaire des infrastructures vertes s'inscrit dans un cadre capitaliste où chaque service ou bien se doit d'avoir une valeur monétaire pour être pris en considération dans les décisions politiques et d'aménagement urbain (Gómez-Baggethun et al., 2010). Cette monétarisation, bien qu'elle facilite l'intégration des écosystèmes dans les processus de décision, peut réduire la nature à une série de valeurs financières.

En valorisant les services écosystémiques uniquement d'un point de vue économique, cette approche perpétue une logique d'exploitation qui renforce les inégalités et ignore les communautés qui interagissent directement avec ces écosystèmes. Comme l'ont souligné Costanza et al. (1997), cette méthode de quantification renforce les structures socio-économiques existantes qui valorisent la rentabilité à court terme au détriment de la résilience écologique et du bien-être collectif.

Un modèle économique qui repose sur la monétarisation des services écosystémiques pourrait également exacerber la tendance des promoteur·se·s privés et des décideur·se·s politiques à percevoir les écosystèmes urbains comme de simples ressources exploitables, augmentant les risques de dégradation des milieux naturels pour des fins de développement économique. Ainsi, l'inclusion des écosystèmes dans le cadre capitaliste peut être critiquée comme un moyen de légitimer l'exploitation, tout en occultant l'importance de préserver ces infrastructures pour des raisons non économiques (Gómez-Baggethun et Ruiz-Pérez, 2011).

Il est donc essentiel d'adopter une approche holistique, considérant les écosystèmes urbains comme des éléments fondamentaux à préserver pour le bien-être économique et social des communautés. En intégrant les dimensions non économiques dans la planification urbaine, nous pouvons garantir une valorisation appropriée des services écosystémiques, tant sur le plan économique que social et environnemental.

6.2. Limites de l'étude et difficultés rencontrées

D'abord, l'évaluation économique est liée au contexte et à l'échelle spatio-temporelle dans lesquels elles se tiennent (Carisé, 2013). Le contexte fait référence à l'environnement social,

culturel, politique et économique. Ce contexte varie en fonction du lieu et de la société. Par exemple, les valeurs sociales et les priorités économiques peuvent varier d'un pays à un autre et ceci influence l'évaluation économique des infrastructures vertes. Pareillement, l'échelle spatio-temporelle fait référence à l'étendue géographique (locale, régionale ou globale) et la dimension temporelle (mois, saisons, années, décennies etc).

Bien que les orthophotos de 2020 aient permis de mettre à jour la couche des forêts provenant de GeoNB, datant de 2011, les visites sur le terrain et la collecte d'informations sur les projets en cours dans la ville ont conduit à la suppression de certains polygones, rendant ainsi l'inventaire aussi précis que possible. Toutefois, avec l'accélération de l'étalement urbain depuis 2022, cet exercice doit être réitéré afin de refléter le nombre et la superficie actuels des infrastructures vertes. De plus, il est important de souligner le manque d'études dédiées à la valorisation monétaire des infrastructures vertes dans les contextes urbains municipaux au Nouveau-Brunswick. Les valeurs utilisées dans cette revue de la littérature proviennent souvent de données produites dans d'autres contextes, ce qui peut entraîner des limitations en termes d'exactitude et de pertinence pour la réalité municipale. Par exemple, les études menées dans des régions aux caractéristiques climatiques, économiques et sociales différentes peuvent ne pas refléter les besoins et les défis spécifiques des municipalités du Nouveau-Brunswick. Ces écarts mettent en évidence la nécessité de recherches plus ciblées, telles que des études sur l'impact économique des infrastructures vertes dans des villes de taille moyenne ou des analyses des avantages spécifiques des zones humides urbaines pour la gestion des eaux pluviales. De telles recherches permettraient de fournir des données et des analyses adaptées aux contextes urbains spécifiques, afin de soutenir des prises de décision éclairées au niveau municipal.

La valeur des services écosystémiques des infrastructures vertes est étroitement liée à la qualité et à l'intégrité des écosystèmes qui les génèrent (Costanza et al., 1997; Bratman et al., 2015). Les deux enjeux majeurs que sont la perte de biodiversité et les changements climatiques engendrent des incertitudes quant à l'avenir de ces services et, par conséquent, quant à leur valorisation monétaire. Ces défis introduisent des facteurs qui peuvent influencer cette valeur qui est probablement en croissance constante. En effet, les infrastructures vertes jouent un rôle crucial dans l'atténuation des effets des changements climatiques en offrant des services tels que la régulation thermique, la séquestration du carbone et la protection contre les événements

météorologiques extrêmes. Cependant, la perte de biodiversité et la dégradation des écosystèmes pourraient compromettre la capacité des infrastructures vertes à fournir ces services de manière efficace à l'avenir (Costanza et al., 2014). Ainsi, bien que les infrastructures vertes puissent jouer un rôle crucial dans l'adaptation aux changements climatiques (Sussams et al., 2015), les défis liés à la biodiversité et à la résilience des écosystèmes nécessitent une évaluation continue et une gestion adaptative pour garantir la durabilité à long terme de ces services (Bennett et al., 2015; Sukhdev, 2008).

La perte de biodiversité menace la capacité des écosystèmes à fournir ces services de manière durable. Lorsqu'une espèce clé ou une composante importante de l'écosystème est affectée, cela peut entraîner des répercussions à l'ensemble des interactions écologiques, entraînant ainsi des conséquences sur les services écosystémiques associés (Isbell et al., 2013; Cardinale et al., 2012). Par exemple, la diminution de la diversité des pollinisateurs peut compromettre la pollinisation des plantes et, par conséquent, réduire les rendements agricoles (valeurs d'usage direct) et la disponibilité des fruits et légumes (Winfree et al., 2011). Cette interdépendance souligne l'importance cruciale de préserver la biodiversité pour maintenir l'intégrité des écosystèmes et assurer la continuité des services écosystémiques indispensables à l'humanité. Ainsi, la prise en compte des interactions écologiques et des effets en cascade de la perte de biodiversité est essentielle pour une gestion efficace des écosystèmes et la préservation de leur capacité à fournir des services écosystémiques vitaux (Isbell et al., 2013).

De même, les changements climatiques modifient les conditions environnementales, tels que les températures, les précipitations et les phénomènes météorologiques extrêmes, ce qui peut perturber les écosystèmes et leur capacité à rendre ces services. En raison de ces défis, il est difficile de donner des valeurs justes et non sous-estimées des services écosystémiques des infrastructures vertes. Ainsi, la valorisation monétaire des services écosystémiques dans ce contexte doit tenir compte des incertitudes liées à ces enjeux face aux changements à venir. Par ailleurs, malgré ces défis et incertitudes, les résultats de la valorisation monétaire des services écosystémiques restent précieux pour orienter les décisions de gestion et de politique environnementale. Ces évaluations permettent de sensibiliser aux multiples bénéfices des infrastructures vertes et d'orienter les actions visant à renforcer leur efficacité et leur durabilité dans un contexte de changements environnementaux. Ainsi, bien que la valorisation monétaire des services écosystémiques puisse

être complexe, elle demeure un outil important pour éclairer les décideur·euse·s et promouvoir une gestion durable des écosystèmes urbains et naturels.

Les valeurs monétaires restent des estimations minimales, car elles sont basées sur les données disponibles. Cependant, il est important de les interpréter avec prudence, car ces estimations peuvent changer avec le temps, en raison de facteurs tels que la dégradation des infrastructures,(Costanza et al., 2014). Ainsi, la valeur monétaire des services écosystémiques ce qui souligne l'importance de considérer la dynamique économique et environnementale lors de l'évaluation des infrastructures vertes.

Les estimations monétaires issues de ce travail représentent une première étape, mais elles ne capturent qu'une partie de la valeur des services écosystémiques. Pour une compréhension approfondie et complète de cette valeur, il est essentiel de réaliser des évaluations plus détaillées. L'évaluation actuelle inclut certains services écosystémiques tels que la régulation du climat, la rétention des eaux pluviales et l'amélioration de la qualité de l'air. Toutefois, des services moins tangibles, comme le soutien à la biodiversité, le bien-être psychologique des résident·e·s, et les bénéfices culturels, n'ont pas été considérés en raison des difficultés à les quantifier en termes monétaires.

Face à ces constats, il est évident qu'un programme de recherche véritablement interdisciplinaire et intégré sur la valeur économique des effets des infrastructures vertes en milieu urbain est nécessaire. Une approche collaborative rassemblant des spécialistes en urbanisme, en environnement et en économie et même issus d'autres domaines pertinents et complémentaires serait essentielle pour approfondir la compréhension de ces enjeux complexes.

7. CONCLUSION ET PISTES D’ACTION ET DE RECHERCHE

Dans le contexte actuel marqué par l’urgence climatique, il est impératif de repenser la planification urbaine en privilégiant des stratégies qui renforcent la résilience face aux perturbations futures, telles que l’augmentation de la fréquence, de l’intensité et de l’ampleur des précipitations ainsi que d’autres événements météorologiques extrêmes. Ces phénomènes représentent des risques significatifs pour la population et leurs biens. La mise en œuvre de politiques axées sur la gestion des infrastructures vertes, en tenant compte de leur valeur lors de l’aménagement du territoire, est utile pour réduire la vulnérabilité des communautés.

Les résultats de cette étude démontrent l’importance des infrastructures vertes pour le développement durable et la résilience urbaine. Les forêts, les milieux humides et les cours d’eau de la municipalité de Dieppe offrent non seulement une protection contre les événements climatiques extrêmes, mais génèrent également des bénéfices économiques substantiels. Par exemple, nos analyses révèlent que les forêts couvrant environ 44 km² ont une valeur estimée à 44,2 millions CAD/an pour 2023, tandis que les milieux humides, sur une superficie de 12 km², ont une valeur estimée à 39,9 millions CAD/an.

À la lumière de ces constats, il est crucial d’intégrer les infrastructures vertes dans les politiques d’aménagement urbain. Pour soutenir cette démarche, voici des pistes d’action concrètes destinées aux décideur·euse·s et urbanistes afin de renforcer la résilience des villes et d’assurer un développement durable.

Pistes d’action pour les décideur·euse·s et urbanistes

1. Mise à jour de l’inventaire et de la valorisation monétaire des infrastructures vertes

Mettre à jour régulièrement l’inventaire et la valorisation monétaire des infrastructures vertes pour refléter leur impact économique et écologique actuel. Cela servira de base pour l’élaboration de politiques, de plans et de programmes d’aménagement, alignant ainsi les décisions sur les intérêts à long terme des citoyen·ne·s et de l’environnement.

2. Intégration des infrastructures vertes dans la planification budgétaire

Incorporer la valorisation des infrastructures vertes dans les processus de planification budgétaire municipale. Il est essentiel d'allouer des ressources financières adéquates pour leur maintenance et leur développement. Par exemple, les coûts associés aux projets capitaux doivent inclure des investissements pour la création ou l'amélioration d'infrastructures vertes existantes.

3. Protection proactive des infrastructures vertes existantes

Face à la croissance démographique prévue, la municipalité de Dieppe doit mettre l'accent sur la conservation des infrastructures vertes actuelles. Les prévisions démographiques doivent être intégrées à la planification pour garantir que les besoins présents et futurs des citoyen-ne-s soient satisfaits tout en préservant les écosystèmes locaux.

4. Favoriser la densification urbaine

Privilégier la densification des zones urbaines existantes au lieu d'un étalement urbain périphérique. Cela contribue à revitaliser les espaces sous-utilisés ou dégradés tout en préservant les infrastructures vertes. Un aménagement durable et intégré réduit l'empreinte écologique et renforce la résilience des quartiers.

5. Sensibilisation collective et engagement communautaire

Lancer des campagnes de sensibilisation pour encourager la protection des infrastructures vertes et l'adoption de pratiques écoresponsables. Travailler en collaboration avec les autorités locales, les urbanistes, les ingénieur-e-s, les scientifiques et les communautés pour élaborer des stratégies de gestion intégrée et résiliente des territoires.

6. Exploration de mécanismes de financement innovants

Développer des mécanismes de financement pour soutenir la création d'infrastructures vertes, notamment dans les quartiers défavorisés. Garantir une distribution équitable et transparente des ressources afin d'assurer un accès équitable aux avantages des infrastructures vertes pour toutes les communautés.

7. Encourager la revitalisation des friches urbaines

Investir dans la transformation d'anciens sites industriels et commerciaux en infrastructures vertes ou espaces verts pour améliorer la qualité de vie des résident·e·s tout en répondant aux enjeux climatiques.

8. Suivi et évaluation des politiques

Établir des indicateurs de performance pour évaluer l'efficacité des politiques de préservation des infrastructures vertes sur la résilience urbaine et la qualité de vie. Ces indicateurs devraient intégrer des dimensions socio-économiques et environnementales pour une évaluation globale.

Études futures

Pour approfondir la compréhension de l'impact des infrastructures vertes sur la résilience urbaine, des études futures pourraient se concentrer sur l'évaluation à long terme des projets pilotes d'infrastructures vertes dans différents contextes urbains. Il serait également pertinent d'examiner l'efficacité des politiques publiques actuelles en matière de préservation des écosystèmes urbains dégradés, en utilisant des méthodes d'évaluation participatives intégrant les perspectives des communautés locales. Enfin, l'exploration de modèles de financement novateurs et de partenariats public-privé pour soutenir les projets d'infrastructures vertes dans les quartiers vulnérables pourrait constituer un axe de recherche pour garantir une transition juste et inclusive vers des villes durables.

Conclusion finale

La transition vers des pratiques de développement urbain durable, centrées sur une gestion intégrée des territoires, permettra non seulement de réduire l'empreinte écologique, mais aussi d'améliorer la qualité de vie des citoyen·ne·s afin d'assurer un avenir résilient et durable face aux défis climatiques.

Cependant, bien que cette étude offre un aperçu essentiel de l'importance des infrastructures vertes dans la résilience urbaine face aux changements climatiques (Tzoulas et al., 2007), elle ne couvre pas tous les aspects et les défis auxquels sont confrontés les urbanistes, les décideur·euse·s

politiques et les chercheur·euse·s dans ce domaine. Ainsi, quelles approches novatrices peuvent être explorées pour optimiser les stratégies de restauration des écosystèmes dégradés dans les zones urbaines, en tenant compte des contraintes environnementales et des besoins socio-économiques locaux ? Comment pouvons-nous évaluer de manière efficace l'impact des politiques actuelles de préservation des infrastructures vertes sur la résilience urbaine et la qualité de vie des citoyen·ne·s, en intégrant des indicateurs socio-économiques pertinents ? Comment pouvons-nous intégrer les principes de justice environnementale dans la planification et la gestion des infrastructures vertes, en garantissant que les communautés les plus touchées par les problèmes environnementaux bénéficient également des solutions mises en place ? Quels sont les mécanismes de financement innovants disponibles pour soutenir la création d'infrastructures vertes dans les quartiers défavorisés, et comment pouvons-nous garantir que ces ressources sont allouées de manière équitable et transparente ? Ce sont des questions qui pourraient faire l'objet de travaux futurs.

RÉFÉRENCES

- Adger, N., Brown, K. K., Cervigni, R., et Moran, D. (1995). Total economic value of forests in Mexico. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 24(5), 286–296. <https://www.jstor.org/stable/4314349>
- Alkhalaf, R. (2022). *Vers une gestion des infrastructures vertes à Dieppe, Nouveau-Brunswick* : Rapport de stage à la Ville de Dieppe
- Alves, A., Gómez, J. F., Vojinovic, Z., Sanchez, A., et Weesakul, S. (2018). Combining Co-Benefits and Stakeholders Perceptions into Green Infrastructure Selection for Flood Risk Reduction. *Environments*, 5(2), 29. <https://doi.org/10.3390/environments5020029>
- Amatucci, A., Ventura, V., Simonetto, A., et Gilioli, G. (2024). The Economic Value of Ecosystem Services: Meta-analysis and Potential Application of Value Transfer for Freshwater Ecosystems. *Environmental and Resource Economics*, 1–21. <https://doi.org/10.1007/s10640-024-00930-6>
- AMEC Earth et Environmental. (2011). *Climate Change Adaptation Measures for Greater Moncton Area, New Brunswick* (p. 107). https://atlanticadaptation.ca/objects/acasa_246.html
- Anguelovski, I., Connolly, J. J., Garcia-Lamarca, M., Cole, H., et Pearsall, H. (2019). New scholarly pathways on green gentrification: What does the urban ‘green turn’ mean and where is it going? *Progress in Human Geography*, 43(6), 1064–1086. <https://doi.org/10.1177/0309132518803799>
- Appéré, G. (2004). L'évaluation des actifs à usage récréatif : la méthode contingente des coûts de transport. *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, 81-106. <https://doi.org/10.3917/reru.041.0081>
- Arrif, T., Blanc, N., et Clergeau, P. (2011). Trame verte urbaine, un rapport Nature – Urbain entre géographie et écologie. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.24862>
- Arrow, K. J., Cropper, M., Gollier, C., Groom, B., Heal, G., Newell, R. G., Nordhaus, W. D., Pindyck, R. S., Pizer, W. A., Portney, P. R., Sterner, T., Tol, R. S., et Weitzman, M. L. (2013). Determining Benefits and Costs for Future Generations. *Science*, 341(6144), 349–350. <https://doi.org/10.1126/science.1235665>
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R., et Schuman, H. (1993). Report of the NOAA panel on Contingent Valuation. In *Federal Register* (Vol. 58).

- Association canadienne de santé publique (ACSP). (2015). *Les changements globaux et la santé publique : Qu'en est-il des déterminants écologiques de la santé ?* https://www.cpha.ca/sites/default/files/assets/policy/edh-discussion_f.pdf
- Asah, S. T., Maris, V., Subramanian, S. M., Blahna, D. J., Stenseke, M., & Chacón-Cascante, A. (2023). Value exclusion in social–scientific approaches for assessing and valuing ecosystem features: Implications for behavioral compliance. *BioScience*, 73(9), 663–670. <https://doi.org/10.1093/biosci/biad068>
- Aubertin, C., et Vandeveld, J. (2009). “Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique.” *Natures Sciences Sociétés*, 17(4), 435–438. <https://doi.org/10.1051/nss/2009056>
- Baral, S., Basnyat, B., Khanal, R. R., et Gauli, K. (2016). A Total Economic Valuation of Wetland Ecosystem Services: An Evidence from Jagadishpur Ramsar Site, Nepal. *The Scientific World Journal*, 2016, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2016/2605609>
- Bateman, I. J., & Jones, A. P. (2003). Contrasting Conventional with Multi-Level Modeling Approaches to Meta-Analysis: Expectation Consistency in U.K. Woodland Recreation Values. *Land Economics*, 79(2), 235–258. <https://doi.org/10.2307/3146869>
- Beatriz Osorio, R. (2020). *Les infrastructures vertes et les synergies possibles pour favoriser l'atténuation et l'adaptation aux changements climatiques* [UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE]. https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/17243/Osorio_Rodriguez_Beatriz_MEnv_2020.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Bennett, E. M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N., Geijzendorffer, I. R., Krug, C. B., Lavorel, S., Lazos, E., Lebel, L., Martín-López, B., Meyfroidt, P., Mooney, H. A., Nel, J. L., Pascual, U., Payet, K., Harguindeguy, N. P., Peterson, G. D., ... Woodward, G. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: Three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.007>
- Beaumais, O. (2009). *Monétarisation du non marchand : Quelle place dans la définition et la mise en oeuvre des politiques de l'environnement ? —Sciences économiques et sociales.* <https://ses.ens-lyon.fr/articles/monetarisation-du-non-marchand-quelle-place-dans-la-definition-et-la-mise-en-oeuvre-des-politiques-de-l-environnement--74758>

- Benedict, M. A., et McMahon, E. T. (2002). Green infrastructure: smart conservation for the 21st century. *Renewable Resources Journal*, 20(3), 12–17. <https://trid.trb.org/view.aspx?id=643710>
- Benedict, M. A., et McMahon, E. (2006). *Green infrastructure: linking landscapes and communities*. Washington, DC, Island Press.
- Blais, S. (2022). *Prix des maisons: Baisse moyenne de 8,2 % après des inondations dans une communauté*. L'actualité. <https://lactualite.com/actualites/prix-des-maisons-baisse-moyenne-de-82-apres-des-inondations-dans-une-communaute/>
- Bolund, P., et Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293–301. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)
- Boudreault, M., et Bourdeau-Brien, M. (2020). Limite à vie sur les inondations successives : vers un nouveau pacte social ? *Assurances et gestion des risques*, 87(1-2), 1. <https://doi.org/10.7202/1070750ar>
- Bourban, M. (2019). Croissance démographique et changement climatique : Repenser nos politiques dans le cadre des limites planétaires. *La Pensée écologique*, 3(1), 19-37. <https://www.cairn.info/revue-la-pensee-ecologique-2019-1-page-19.htm>
- Bouscasse, H., Defrance, P., Duprez, C., Strosser, P., Beley, Y., et Morardet, S. (2011). *Évaluation économique des services rendus par les zones humides—Enseignements méthodologiques de monétarisation* (p. 216) [Report, irstea]. <https://hal.inrae.fr/hal-02596502>
- Boutry, O., et Ferru, M. (2016). Apports de la méthode mixte pour une analyse globale de la durabilité des circuits courts. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, Vol. 7, n°2, Article Vol. 7, n°2. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.11336>
- Boyd, C. E., McNevin, A. A., & Davis, R. P. (2022). The contribution of fisheries and aquaculture to the global protein supply. *Food Security*, 14(3), 805–827. <https://doi.org/10.1007/s12571-021-01246-9>
- Brahic, É. et Terreaux, J.-P. (2009a). *Évaluation économique de la biodiversité : Méthodes et exemples pour les forêts tempérées*. Paris, Éditions Quae, p. 199 (Savoir-faire).
- Brahic, É., et Terreaux, J.-P. (2009b). *Évaluation économique de la biodiversité : Méthodes et exemples pour les forêts tempérées*. Paris, Éditions Quae, (p 137–140). <https://www.cairn.info/evaluation-economique-de-la-biodiversite--9782759203802-p-137.htm>
- Brahic, É., et Terreaux, J.-P. (2010). Estimer la valeur économique de la biodiversité en forêt, difficultés et méthodes. *Sciences Eaux et Territoires*, Numéro 3(3), 16–19. <https://doi.org/10.3917/set.003.0016>

- Bratman, G. N., Daily, G. C., Levy, B. J., et Gross, J. J. (2015). The benefits of nature experience: Improved affect and cognition. *Landscape and Urban Planning*, 138, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.02.005>
- Bridges, L. E., Grado, S. C., Gordon, J. S., Grebner, D. L., et Kushla, J. D. (2020). The Influence of Canopy Cover on Property Values in a Small Southern US City. *Arboriculture et Urban Forestry (AUF)*, 46(4), 262–275. <https://doi.org/10.48044/jauf.2020.019>
- Brun, S. (2006). *Les normes comptables internationales, IAS/IRFS*. Gualino Éditeur, Paris.
- Bureau d'assurance du Canada (BAC). (2022). *Enjeux en assurance de dommages—Événements météo extrêmes | Bureau d'assurance du Canada—Québec*. <https://bac-quebec.qc.ca/fr/enjeux-en-assurance-de-dommages/evenements-meteo-extremes/>
- Bureau d'assurance du Canada (BAC). (2024) *Les événements météorologiques extrêmes en 2023 ont causé plus de 3,1 milliards \$ en dommages assurés*. Retrieved March 20, 2024, from <https://fr.abc.ca/news-insights/news/severe-weather-in-2023-caused-over-3-1-billion-in-insured-damage>
- Cao, X. V. A. (2016). *Développements méthodologiques pour l'utilisation des terres en évaluation des impacts du cycle de vie: Application aux polymères agro-sourcés* [Phd, École Polytechnique de Montréal]. <https://publications.polymtl.ca/2106/>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., et Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67.
- Carisé, J.-P. (2013). De la valeur à la monétarisation de la nature. Outils, mesures, méthodes. *Vraiment durable*, 4(2), 55-64. <https://www.cairn.info/revue-vraiment-durable-2013-2-page-55.htm>
- Cecchini, A., et Hainard, F. (2012). *Quelles méthodes pour analyser le développement durable de l'environnement construit? : Analyse des méthodes des sciences humaines et sociales dans les projets de recherche du PNR 54*. vdf Hochschulverlag AG.
- Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Vieira, I. C. G., et Wilson, S. J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 45(5), 538–550. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>

- Coalition pour les transitions urbaines. (2019). Urgence climatique, opportunité urbaine. World Resources Institute (WRI) Ross Center for Sustainable Cities et C40 Cities Climate Leadership Group. Londres et Washington, DC. Disponible à l'adresse suivante : <https://urbantransitions.global/urban-opportunity/>
- Comeau, L., et Nunes, D (2019). La santé climatique santé pour des Néo-Brunswickois en santé : Une proposition pour diminuer la pollution et protéger la santé de la population du Nouveau-Brunswick. Extrait de : Fredericton, Nouveau-Brunswick: www.conservationcouncil.ca
- Comité des mesures d'adaptation aux changements climatiques (MACC) de la ville de Dieppe. (2014). *Plan d'adaptation aux changements climatiques Risque de débordement de la rivière Petitcodiac dû aux changements climatiques* (p. 56). https://www.dieppe.ca/fr/hotel-de-ville/resources/Plan_d_adaptationauxchangementsclimatiquesFRFINAL.pdf
- Conseil de conservation du Nouveau-Brunswick. (s.d.). *Comment et pourquoi le changement climatique affecte le Nouveau-Brunswick*. Conseil de conservation du Nouveau-Brunswick. Consulté le 29 octobre 2023. <https://www.conservationcouncil.ca/fr/comment-et-pourquoi-le-changement-climatique-affecte-le-nouveau-brunswick/>
- Cornet, X. (2020). L'infrastructure verte dans l'aire urbaine de Montréal: La multifonctionnalité des espaces végétalisés en question. *Vertigo : la revue électronique en sciences de l'environnement*, 20(3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.28783>
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., et Grasso, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., et Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Costanza, R., De Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., et Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Costanza, R. (2020). Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. *Ecosystem Services*, 43, 101096. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101096>

- Daily, Gretchen C. “Nature’s Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (1997)”. *The Future of Nature: Documents of Global Change*, edited by Libby Robin, Sverker Sörlin and Paul Warde, New Haven: Yale University Press, 2013, pp. 454-464. <https://doi.org/10.12987/9780300188479-039>
- Danjaji, A. S., et Ariffin, M. (2017). Green infrastructure policy for sustainable urban development. *International Journal of Environment and Sustainable Development*. <https://www.inderscienceonline.com/doi/10.1504/IJESD.2017.083293>
- Dauphiné, A., et Provitolo, D. (2007). La résilience: Un concept pour la gestion des risques. *Annales de géographie*, 654(2), 115–125. <https://doi.org/10.3917/ag.654.0115>
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L. C., ten Brink, P., et van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- De Groot, R. S., Wilson, M.A. et Boumans, R.M.J. (2002). The dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives – A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, n°41, 393-408.
- De Groot, R., Stuij, M., Finlayson, M., et Davidson, N. (2006). *Valuing wetlands Guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services* (3; p. 54). Ramsar Convention Secretariat. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/lib_rtr03.pdf
- Delassus, L., Colasse, V., et Laurent, E. (2017). *Méthodes d’inventaire et de cartographie des séries et petites géoséries de végétation. Guide méthodologique*. Conservatoire botanique national de Brest.
- DeLoyde, C. N. M., et Mabee, W. E. (2023). Ecosystem service values as an ecological indicator for land management decisions: A case study in southern Ontario, Canada. *Ecological Indicators*, 151, 110344. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110344>
- Dempsey, J., et Robertson, M. M. (2012). Ecosystem services: Tensions, impurities, and points of engagement within neoliberalism. *Progress in Human Geography*, 36(6), 758–779. <https://doi.org/10.1177/0309132512437076>

- Desaigues, B., et Point, P. (1990). *Les méthodes de détermination d'indicateurs de valeur ayant la dimension de prix pour les composantes du patrimoine naturel*. *Revue économique*, 41, 2, p. 269-319.
- Desaigues, B., et Point, P. (1993). Chapitre 4. La méthode des prix hédonistes. In *L'Économie du patrimoine naturel* (pp. 91–107). *Economica*. <https://www.cairn.info/l-economie-du-patrimoine-naturel--9782717825152-p-91.htm>
- Dietz, S., Beazley, K. F., Lemieux, C. J., St. Clair, C., Coristine, L., Higgs, E., Smith, R., Pellatt, M., Beaty, C., Cheskey, E., Cooke, S. J., Crawford, L., Davis, R., Forbes, G., Gadallah, F. (ZuZu), Kendall, P., Mandrak, N., Moola, F., Parker, S., ... Woodley, A. (2021). Emerging issues for protected and conserved areas in Canada. *FACETS*, 6, 1892–1921. <https://doi.org/10.1139/facets-2021-0072>
- Du Bus de Warnaffe, G., et Devillez, F. (2002). Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts : Une démarche multicritère. *Annals of Forest Science*, 59(4), 369-387. <https://doi.org/10.1051/forest:2002013>
- Doiron, A. (2015). Inondations à Dieppe: L'histoire se répète. *Acadie Nouvelle*. <https://www.acadienouvelle.com/actualites/2015/04/07/inondation-a-dieppe-lhistoire-se-repete-video/>
- Duhamel, F., Germain, D., et Fortin, G. (2022). Flood risk quantification and mapping: An integrated vulnerability-based approach at the local scale in New Brunswick, Canada. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 83, 103403. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2022.103403>
- Dupras, J., Alam, M., et Revéret, J.-P. (2015). Economic value of Greater Montreal's non-market ecosystem services in a land use management and planning perspective. *Canadian Geographies / Géographies Canadiennes*, 59(1), 93–106. <https://doi.org/10.1111/cag.12138>
- Dupras, J., He, J., Poder, T., L'Ecuyer-Sauvageau, C., Auclair, J., Canada, National Capital Commission, et Fondation David Suzuki. (2016). *Capital naturel : La valeur économique de la trame verte de la Commission de la capitale nationale*. Commission de la capitale nationale : Fondation David Suzuki. <http://www.deslibris.ca/ID/10096789>
- Dupras, J., et Revéret, J.-P. (Dir.). (2015). *Nature et économie : un regard sur les écosystèmes du Québec*. Québec, QC : Presses de l'Université du Québec.
- Dupras, J., Revéret, J.-P., et He, J. (2013). *L'évaluation économique des biens et services écosystémiques dans un contexte de changements climatiques. Un guide méthodologique pour une augmentation*

de la capacité à prendre des décisions d'adaptation. https://www.ouranos.ca/wp-content/uploads/RapportReveret2013_FR.pdf

Évaluation des écosystèmes pour le millénaire. (2005). Les écosystèmes et le bien-être humain : Synthèse. Washington, DC : Island Press.

Escobedo, F. J., Varela, S., Zhao, M., Wagner, J. E., et Zipperer, W. C. (2010). Analyzing the efficacy of subtropical urban forests in offsetting carbon emissions from cities. *Environmental Science et Policy*, 13(5), 362–372. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.03.009>

Eyquem, J. L., Church, B. Brooke, R. et Molnar, M. (2022). Inscrire la nature au bilan : la valeur financière des actifs naturels à l'ère des changements climatiques. Centre Intact d'adaptation au climat. Université de Waterloo.

Facchini F. (1994), « L'évaluation du paysage : revue critique de la littérature », *Revue d'économie régionale et urbaine*, numéro 3, p. 375-402.

Fisher, A., et Raucher, R. (1984). Intrinsic benefits of improved water quality: Conceptual and empirical perspectives. In V. K. Smith (Ed.), *Advances in applied micro-economics: A research annual* (pp. 37–66). Greenwich, CT: JAI Press.

Franchomme, M. et Schmitt, G. (2012). Les zones humides dans le Nord vues à travers le cadastre napoléonien : les Systèmes d'Informations Géographiques comme outil d'analyse. *Revue du Nord*, 396, 661-680. <https://doi.org/10.3917/rdn.396.0661>

Fédération canadienne des municipalités (FCM). (s. d.). *Les actifs naturels renforcent la résilience climatique*. Consulté 9 juin 2022, à l'adresse <https://fcm.ca/fr/ressources/mic/les-actifs-naturels-renforcent-la-resilience-climatique>

Fédération des Conservatoires d'espaces naturels (FCM). (2016). *Tableau de bord du réseau des conservatoires d'espaces naturels*. https://reseau-cen.org/sites/default/files/fichiers/plaquette_tdb_cen_ed.2016_vfsacopie45_21-9-15_15h30corrfsa.pdf

Fortin, M.J., et Gagnon. J. (2022). *Fondements et étapes du processus de recherche. Méthodes quantitatives et qualitatives, 4e édition*. Chenelière Éducation, Montréal
Fratini, C. F., Geldof, G. D., Kluck, J., et Mikkelsen, P. S. (2012). Three Points Approach (3PA) for urban flood risk management: A tool to support climate change adaptation through transdisciplinarity and

multifunctionality. *Urban Water Journal*, 9(5), 317–331. <https://doi.org/10.1080/1573062x.2012.668913>

Gallai, N., Salles, J., Settele, J., et Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), 810–821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>

Gouguet, J., et Sireix, A. (2003). De la valeur économique totale du paysage : enjeux et difficultés méthodologiques. *Revue Européenne De Droit De L'environnement*, 7(3), 347–363. <https://doi.org/10.3406/reden.2003.1618>

Gouvernement du Canada, Environnement et changement climatique. (2009). *Les coûts des inondations* [Description de programme]. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eau-aperçu/volume/couts-inondations.html>

Gouvernement du Canada. (2021a). *Stratégie nationale d'adaptation du Canada : Bâtir des collectivités résilientes et une économie forte*.

Gouvernement du Canada. (2021b). *Le gouvernement du Canada appuie les infrastructures naturelles à Vancouver* [Communiqués de presse]. <https://www.canada.ca/fr/bureau-infrastructure/nouvelles/2021/07/le-gouvernement-du-canada-appuie-les-infrastructures-naturelles-a-vancouver.html>

Gouvernement du Canada. (2021c). Guides d'orientation fédéraux sur la cartographie des zones inondables. <https://www.securitepublique.gc.ca/cnt/mrgnc-mngmnt/dsstr-prvntn-mtgn/ndmp/flpnl-mppng-fr.aspx>

Gouvernement du Canada. (2021d). *Tracer la voie vers 2050 Aller de l'avant avec l'Évaluation nationale des infrastructures*. <https://www.infrastructure.gc.ca/alt-format/pdf/nia-eni/nia-eni-2-fra1.pdf>

Gouvernement du Canada. (2014). *Orientations techniques pour l'évaluation du patrimoine naturel et culturel ou d'une construction, d'un emplacement ou d'une chose d'importance* [Lignes directrices - mesures législatives]. <https://www.canada.ca/fr/agence-evaluation-impact/services/politiques-et-orientation/orientations-techniques-pour-evaluation-patrimoine-naturel-et-culturel-ou-construction-emplacement-ou-chose-importance.html>

Gouvernement du Canada. (2022a). Ressources du Portail linguistique du Canada. <https://www.noslangues-ourlangages.gc.ca/fr/index>

- Gouvernement du Canada. (2022b). *Le coût des inondations* [Campagnes]. <https://www.canada.ca/fr/campagne/prevention-inondation/connaissez-les-risques/cout-inondations.html>
- Gouvernement du Nouveau-Brunswick. (s.d.). *Terres humides — Environnement et gouvernements locaux*. Gouvernement du Nouveau-Brunswick. https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/egl/environnement/content/terres_humides.html?utm_source=chatgpt.com
- Gouvernement du Nouveau-Brunswick, C. (2024). *Le Grand Moncton et la région du Sud-Est*. <https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/corporate/promo/immigration/pourquoi-choisir-le-nb/communautes-dynamiques/regions-du-nouveau-brunswick/6-moncton.html>
- Gouvernement du Québec. (2016). *Office québécois de la langue française*. Grand dictionnaire terminologique. https://vitrinelinguistique.oqlf.gouv.qc.ca/resultats-de-recherche?tx_solr%5Bq%5D=Cours+d%27eauettx_solr%5Bfilter%5D%5B0%5D=type_stringM%3AAbdlettx_solr%5Bfilter%5D%5B1%5D=type_stringM%3Aagdtettx_solr%5Bfilter%5D%5B2%5D=terme%3A1
- Gómez-Baggethun, E., & Ruiz-Pérez, M. (2011). Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 35(5), 613–628. <https://doi.org/10.1177/0309133311421708>
- Gómez-Baggethun, E., et Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Grafakos, S., Viero, G., Reckien, D., Trigg, K., Viguie, V., Sudmant, A., Graves, C., Foley, A., Heidrich, O., Mirailles, J. M., Carter, J., Chang, L. H., Nador, C., Liseri, M., Chelleri, L., Orru, H., Orru, K., Aelenei, R., Bilska, A., ... Dawson, R. (2020). Integration of mitigation and adaptation in urban climate change action plans in Europe: A systematic assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 121, 109623. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109623>
- Haines-Young, R., et Potschin-Young, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem service and human well-being. In *Ecosystem Ecology: A New Synthesis* (pp. 110–139). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>
- Hartig, T., Mitchell, R., de Vries, S., et Frumkin, H. (2014). Nature and health. *Annual Review of Public Health*, 35, 207-228. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443>

- Hovis, M., Hollinger, J.C., 1, Cubbage, F., Shear, T., Doll, B., Kurki-Fox, J.J., Daniel Line 2, Andrew Fox, Baldwin, M., Klondike, T., Lovejoy, M., Evans, B., West, J., et Potter, T. (2021). Natural Infrastructure Practices as Potential Flood Storage and Reduction for Farms and Rural Communities in the North Carolina Coastal Plain. *Sustainability*, 13 (9309): 1-25. <https://doi.org/10.3390/su13169309>
- Hussein, J., Kumble, P., et Iv, H. W. A. H. (2023). A Study of Green Infrastructure in European Cities: Opportunities and possibilities: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Journal of Regional and City Planning*, 34(3), Article 3. <https://doi.org/10.5614/jpwk.2023.34.3.3>
- Inflation Calculator*. (s.d.). Retrieved February 03, 2024, from <https://www.bankofcanada.ca/rates/related/inflation-calculator/>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg3/>
- IPCC (2021): Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Isbell, F., Reich, P. B., Tilman, D., Hobbie, S. E., Polasky, S., et Binder, S. (2013). Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(29), 11911–11916. <https://doi.org/10.1073/pnas.1310880110>
- Jayasooriya, V. M., Ng, A. W. M., Muthukumaran, S., et Perera, C. B. J. (2020). Optimization of Green Infrastructure Practices in Industrial Areas for Runoff Management: A Review on Issues, Challenges and Opportunities. *Water*, 12(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/w12041024>
- Jogova, M., Song, J. E., Campbell, A. C., Warbuton, D., Warshawski, T., et Chanoine, J. (2013). Process Evaluation of the Living Green, Healthy and Thrifty (LiGHT) Web-Based Child Obesity Management Program: Combining Health Promotion with Ecology and Economy. *Canadian Journal of Diabetes*, 37(2), 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.jcjd.2013.03.359>
- Johnston, R. J., & Rosenberger, R. S. (2010). Methods, Trends and Controversies in Contemporary Benefit Transfer. *Journal of Economic Surveys*, 24(3), 479–510. <https://doi.org/10.1111/j.1467-6419.2009.00592.x>

- Keesing, F., Belden, L., Das, A., et Dobson, A. (2010). Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature*, 468(7324), 647-652. <https://doi.org/10.1038/nature09575>
- Kettles, I. M., et Tarnocai, C. (2002). Development of a model for estimating the sensitivity of Canadian peatlands to climate warming. *Géographie Physique Et Quaternaire*, 53(3), 323–338. <https://doi.org/10.7202/004838ar>
- Kim, D. et Song, S.-K. (2019). The Multifunctional Benefits of Green Infrastructure in Community Development: An Analytical Review Based on 447 Cases. *Sustainability*, 11(14), 3917.
- Kishor, N. (2002). Le soutien du capital naturel. In *Qualité de la croissance*. De Boeck Supérieur. <https://doi.org/10.3917/dbu.banqu.2002.01.0091>
- Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2006). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Krutilla, J. V. (1967a). Conservation Reconsidered. *The American Economic Review*, 57(4), 777-786. <https://www.jstor.org/stable/1815368>
- Krutilla, J. V. (1967b). Some Environmental Effects of Economic Development. *Daedalus*, 96(4), 1058–1070. <http://www.jstor.org/stable/20027103>
- LeBlanc, M., et Fortin, G. (2015). Recent Land Use Changes on an Urban Watershed in Moncton, New Brunswick, Canada. *Environnement urbain/Urban Environment*, 9. <https://doi.org/10.7202/1036220ar>
- Le conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). (2018). *Pratiques exemplaires et ressources relatives à l'infrastructure naturelle résistante au climat*. https://www.preventionweb.net/files/64196_naturalinfrastructurereportfr.pdf
- Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). (2021). *Cadre de l'infrastructure naturelle: Concepts, définitions et termes clés*.
- Lee, A. C. K., et Maheswaran, R. (2011). The health benefits of urban green spaces: A review of the evidence. *Journal of Public Health*, 33(2), 212–222. <https://doi.org/10.1093/pubmed/fdq068>
- Le Goffe, P. (1996). La méthode des prix hédonistes: Principes et application à l'évaluation des biens environnementaux. *Cahiers d'Economie et sociologie rurales*, 39(1), 179–198. <https://doi.org/10.3406/rae.1996.1506>

- Lemartinel, B. (2005). Histoire des fleuves et des marais : Burnouf J., Leveau P. (Éd.), Fleuves et marais, une histoire au croisement de la nature et de la culture. Sociétés préindustrielles et milieux fluviaux, lacustres et palustres : pratiques sociales et hydrosystèmes. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest. Sud-Ouest Européen*, 19(1), 132-134. https://www.persee.fr/doc/rgpso_1276-4930_2005_num_19_1_2893_t1_0132_0000_3
- Lifran, R., et Oueslati, W. (2007). Eléments d'économie du paysage. *Économie rurale. Agricultures, alimentations, territoires*, 297-298, Art. 297-298. <https://doi.org/10.4000/economierurale.2031>
- Liquete, C., Kleeschulte, S., Dige, G., Maes, J., Grizzetti, B., Olah, B., et Zulian, G. (2015). Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study. *Environmental Science et Policy*, 54, 268-280. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.07.009>
- Liu, C., et Li, X. (2012). Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry et Urban Greening*, 11(2), 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.03.002>
- Lund, H. G. (2002). When Is a Forest Not a Forest? *Journal of Forestry*, 100(8), 21–28. <https://doi.org/10.1093/jof/100.8.21>
- Maggi, T., Pardo, L., & Chreil, R. (2023). *Pollinator Diversity: A Key to Ecosystem Resilience and Food Security* (pp. 33–48).
- Massicotte, E. (2012). *Évaluation de la valeur économique des biens et services écologiques: Démarche, méthodes et exemple du Lac Brompton* [Université de Sherbrooke]. https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2012/Massicotte_ME_15-02-2012_.pdf
- Ménard, S., Darveau, M., et Imbeau, L. (2007). Histoire de la classification des milieux humides au Québec. *Le naturaliste canadien*, 131(2), 85-90.
- McConnell, K. E. (1997). Income and the demand for environmental quality. *Environment and Development Economics*, 2(4), 383–399. <https://doi.org/10.1017/S1355770X9700020X>
- McPherson, E. G., Xiao, Q., van Doorn, N. S., de Goede, J., Bjorkman, J., Hollander, A., Boynton, R. M., Quinn, J. F., et Thorne, J. H. (2017). The structure, function and value of urban forests in California communities. *Urban Forestry et Urban Greening*, 28, 43–53. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.09.013>
- McVittie, A., et Moran, D. (2010). Valuing the non-use benefits of marine conservation zones: An application to the UK Marine Bill. *Ecological Economics*, 70, 413-424. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.09.013>

- Meerow, S. (2020). The politics of multifunctional green infrastructure planning in New York City. *Cities*, 100, 102621. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2020.102621>
- Meerow, S., et Newell, J. P. (2019). Urban resilience for whom, what, when, where, and why? *Urban Geography*, 40(3), 309–329. <https://doi.org/10.1080/02723638.2016.1206395>
- Merlo, M., et Croitoru, L. (2005). Valuing Mediterranean forests: Towards total economic value. *Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value*. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20053085140>
- Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux. (2017). *Guide sur la planification de la gestion des actifs pour les administrations locales* (p. 18). <https://www2.gnb.ca/content/dam/gnb/Departments/lg-gl/pdf/GasTaxFund-FondsTaxeLessence/GuideSurLaPlanificationDeLaGestionDesActifs.pdf>
- Mitsch, W. J., Bernal, B., et Hernandez, M. E. (2015). Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services et Management*, 11(1), 1–4. <https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1006250>
- Mitsch, W.J., et Gosselink, J.G. (2015). *Wetlands*. John Wiley et Sons. Moura, N. C. B., Pellegrino, P. R. M., et Martins, J. R. S. (2016). Best management practices as an alternative for flood and urban storm water control in a changing climate. *Journal of Flood Risk Management*, 9(3), 243–254. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12194>
- Municipal Natural Assets Initiative (MNAI). (2021). *Toward natural asset management in the City of Moncton New Brunswick Summary of inventory results and recommendations*. <https://mnai.ca/media/2021/11/MNAI-Inventory-Cluster-2-Moncton-report-101.pdf>
- Municipal Natural Assets Initiative (MNAI). (2022). *Toward natural asset management in the Town of Sackville New Brunswick Summary of inventory results and recommendations*. <https://mnai.ca/media/2022/06/MNAI-Inventory-Cluster-2-Sackville-report-101.pdf>
- Nascimento, L. A. C., & Fung, P. (2024). Exploring the inclusion of multicultural ecosystem services values in environmental planning. *Nature-Based Solutions*, 6, 100184. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2024.100184>
- National Association of Wetland Managers Protecting the Nation's Wetlands (NAWM). (s.d.). *Ecosystem Service Valuation*. National Association of Wetland Managers Protecting the Nation's Wetlands. Retrieved July 27, 2023, from <https://www.nawm.org/science/planning-design/ecosystem-service-valuation>

- National research council of the National academies (NRC). (2004). Valuing Ecosystems Services: Toward better environmental Decision-Making. In National Academy of science. National Academies Press, [En ligne]. <http://www.nap.edu/openbook.php?isbn=030909318X>
- Navarrete-Hernandez, P., et Laffan, K. (2019). A greener urban environment: Designing green infrastructure interventions to promote citizens' subjective wellbeing. *Landscape and Urban Planning*, 191, 103618. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103618>
- Norgaard, R. B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69(6), 1219–1227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>
- Norton, B. G. (2005). *Sustainability: A Philosophy of Adaptive Ecosystem Management*. University of Chicago Press.
- Nunes, P. A. L. D., et van den Bergh, J. C. J. M. (2001). Economic valuation of biodiversity: Sense or nonsense? *Ecological Economics*, 39(2), 203–222. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00233-6](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00233-6)
- Olewiler, N. (2004). *The Value of Natural Capital in Settled Areas of Canada*. Ducks Unlimited Canada. Ducks Unlimited Canada and the Nature Conservancy of Canada. <https://alus.ca/wp-content/uploads/2016/08/value-of-natural-capital.pdf>
- Organisation de coopération et de développement OCDE (1995). « Évaluation économique des politiques et projets environnementaux. Un guide pratique.
- Ouellet, M. (2006). Le smart growth et le nouvel urbanisme : Synthèse de la littérature récente et regard sur la situation canadienne. *Cahiers de géographie du Québec*, 50(140), 175-193. <https://doi.org/10.7202/014083ar>
- Pataki, D. E., Carreiro, M. M., Cherrier, J., Grulke, N. E., Jennings, V., Pincetl, S., Pouyat, R. V., Whitlow, T. H., et Zipperer, W. C. (2011). Coupling biogeochemical cycles in urban environments: Ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 27–36. <https://doi.org/10.1890/090220>
- Pearce, D., Özdemiroglu, E., Bateman, I., Carson, R., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Sugden, R., Swanson, J., et Gibbons, A. (2002). Economic Valuation with Stated Preference Techniques: Summary Guide. In Department for Transport, Local Government and the Regions: London. *Department for Transport, Local Government and the Regions: London.*

<http://www.communities.gov.uk/documents/corporate/pdf/146871.pdf> (Page consultée le 2 février 2022)

- Peters, M. D. J., Godfrey, C. M., Khalil, H., McInerney, P., Parker, D., et Soares, C. B. (2015). Guidance for conducting systematic scoping reviews. *International Journal of Evidence-Based Healthcare*, 13(3), 141–146. <https://doi.org/10.1097/XEB.0000000000000050>
- Prieto, M., et Slim, A. (2009). Évaluation des actifs environnementaux: Quels prix pour quelles valeurs ? *Management et Avenir*, 28(8), 18–36. <https://doi.org/10.3917/mav.028.0018>
- Quenault, B. (2015). La vulnérabilité, un concept central de l'analyse des risques urbains en lien avec le changement climatique. *Les Annales de la Recherche Urbaine*, 110(1), 138–151. <https://doi.org/10.3406/aru.2015.3175>
- Raboteur, J., et Rodes, M. (2006). Application de la méthode d'évaluation contingente aux récifs coralliens dans la Caraïbe : étude appliquée à la zone de Pigeon de la Guadeloupe. *Vertigo*, Volume 7 Numéro 1. <https://doi.org/10.4000/vertigo.2167>
- Rapinel, S., Clément, B., et Hubert-Moy, L. (2019). Cartographie des zones humides par télédétection: Approche multi-scalaire pour une planification environnementale. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.31606>
- Rayfield, B., Dupras, J., Francoeur, X., Dumitru, M., Dagenais, D., Vachon, J., Paquette, A., Lechowicz, M., Messier, C., et Gonzalez, A. (2015). *Les Infrastructures vertes : Un outil d'adaptation. Fondation Davis Suzuki (p.49)*. <https://fr.davidsuzuki.org/publication-scientifique/infrastructures-vertes-outil-dadaptation-aux-changements-climatiques-grand-montreal/>
- Raymond, C. M., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Berry, P., Breil, M., Nita, M. R., Geneletti, D., et Calfapietra, C. (2017). A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environmental Science et Policy*, 77, 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.07.008>
- Recanatesi, F., Petroselli, A., Ripa, M. N., et Leone, A. M. (2017). Assessment of stormwater runoff management practices and BMPs under soil sealing: A study case in a peri-urban watershed of the metropolitan area of Rome (Italy). *Journal of Environmental Management*, 201, 6–18. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.024>
- Reid, W. V., et Mooney, H. A. (2016). The Évaluation des écosystèmes pour le millénaire Ecosystem Assessment: Testing the limits of interdisciplinary and multi-scale science. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 19, 40–46. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.11.009>

- Requier, F., Pérez-Méndez, N., Andersson, G. K. S., Blareau, E., Merle, I., & Garibaldi, L. A. (2023). Bee and non-bee pollinator importance for local food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 38(2), 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.10.006>
- Revéret, J.-P. (2017). *Valeur économique des effets sur la santé de la nature en ville*. INSPQ. https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2267_valeur_economique_effets_sante_nature_ville_revisee.pdf
- Rickinson, M., Lundholm, C., et Hopwood, N. (2009). *Environmental learning: Insights from research into the student experience*. Springer.
- Robichaud, C. (2022). *Digue* [Personal communication].
- Robin, S., et Rullière, J. (2011). Évaluation économique des biens non marchands. *Revue Française D'économie*, XXVI(3), 3. <https://doi.org/10.3917/rfe.113.0003>
- Rosen, S. (1974). Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition. *Journal of Political Economy*, 82(1), 34-55. <https://doi.org/10.1086/260169>
- Rozan, A., et Stenger, A. (2000). Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfices. *Economie et Statistique*, 336(1), 69–78. <https://doi.org/10.3406/estat.2000.7512>
- Roy, S., et Byrne, J. A. (2012). A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry etamp; Urban Greening*. https://www.academia.edu/2088344/A_systematic_quantitative_review_of_urban_tree_benefits_costs_and_assessment_methods_across_cities_in_different_climatic_zones
- Saari, U. A., Damberg, S., Frömbing, L., et Ringle, C. M. (2021). Sustainable consumption behavior of Europeans: The influence of environmental knowledge and risk perception on environmental concern and behavioral intention. *Ecological Economics*, 189, 107155. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107155>
- Sirmans, G. S., Macpherson, D. A., et Zietz, E. N. (2005). The Composition of Hedonic Pricing Models. *Journal of Real Estate Literature*, 13(1), 1–44. <https://doi.org/10.1080/10835547.2005.12090154>
- Société internationale d'arboriculture Québec (SIAQ). (1995). *Guide d'évaluation des végétaux d'ornement 1995* (SIAQ).
- Statistique Canada. Recensement de la population de 2021.
- Statistique Canada. (2022). *Table 17-10-0142-01. Population estimates, July 1, by census subdivision, 2016 boundaries*. <https://doi.org/10.25318/1710014201-eng>

- Sukhdev, P. (2008). L'économie des écosystèmes et de la biodiversité : Rapport d'étape (TEEB). In *The Economics of the Ecosystems and Biodiversity. TEEB Reports*, [En ligne]. http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Business%20and%20Enterprise/Executive%20Summary/Business%20Executive%20Summary_French.pdf
- Summers, M. (2014). *Planning for green infrastructure in municipal right-of-ways. A Comparative case study analysis*.
- Sussams, L., Sheate, W. R., et Eales, R. (2015). Green infrastructure as a climate change adaptation policy intervention: Muddying the waters or clearing a path to a more secure future? *Journal of Environmental Management*, 147, 184–193. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.003>
- Tabeaud, M. (2010). Climats urbains Savoirs experts et pratiques sociales. *Ethnologie française*, 40(4), 685-694. <https://www.cairn.info/revue-ethnologie-francaise-2010-4-page-685.htm>
- TD Economics. (2014a). Valuing the world around us : An introduction to natural capital. <https://www.td.com/document/PDF/economics/special/NaturalCapital.pdf>
- TD Economics. (2014b). *The value of urban forests in cities across Canada* (p. 5). <https://www.td.com/document/PDF/economics/special/UrbanForestsInCanadianCities.pdf>
- Thomas, P., et Packham, J. (2007). *Ecology of Woodlands and Forests: Description, Dynamics and Diversity*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Turner, R., Bergh, J. C. J. M., et Brouwer, R. (2003). *Managing wetlands: An ecological economics approach* (p. 318). <https://doi.org/10.4337/9781781951309.00001>
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kazmierczak, A., Niemelä, J., et James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167-178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>
- Ulrich, R.S., Simons, R.F., Losito, B.D., Fiorito, E., Miles, M.A., et Zelson, M. (1991). Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology*, 11(3), 201-230. [https://doi.org/10.1016/S0272-4944\(05\)80184-7](https://doi.org/10.1016/S0272-4944(05)80184-7)
- Véron, J. (2008). Enjeux économiques, sociaux et environnementaux de l'urbanisation du monde. *Mondes en développement*, 142(2), 39-52. <https://doi.org/10.3917/med.142.0039>
- Ville de Dieppe. (s.d.). *La croissance se poursuit à Dieppe*. <https://www.dieppe.ca/fr/nouvelles/dieppe-poursuit-sa-croissance.aspx>

- Ville de Dieppe. (2014). *Plan d'adaptation aux changements climatiques. Risque de débordement de la rivière Petitcodiac dû aux changements climatiques* (56). https://www.dieppe.ca/fr/hotel-de-ville/ressources/Plan_d_adaptationauxchangementsclimatiquesFRFINAL.pdf
- Vossler, C. A., Ethier, R. G., Poe, G. L., et Welsh, M. J. (2003). Payment Certainty in Discrete Choice Contingent Valuation Responses: Results from a Field Validity Test. *Southern Economic Journal*, 69(4), 886. <https://doi.org/10.2307/1061656>
- Weisbrod, B. A. (1964). Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods. *The Quarterly Journal of Economics*, 78(3), 471-477. <https://doi.org/10.2307/1879478>
- Weissenberger, S., Noblet, M., Plante, S., Chouinard, O., Guillemot, J., Aubé, M., Meur-Férec, C., Michel-Guillou, É., Gaye, N., Kane, A., Kane, C., Niang, A., et Seck, A. (2016). Changements climatiques, changements du littoral et évolution de la vulnérabilité côtière au fil du temps : Comparaison de territoires français, canadien et sénégalais. *VertigO*, Volume 16 numéro 3. <https://doi.org/10.4000/vertigo.18050>
- Wilson, M., & Hoehn, J. (2006). Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics*, 60, 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.08.015>
- Wilson, S. J., Friends of the Greenbelt Foundation, et David Suzuki Foundation. (2008). *Ontario's Wealth, Canada's Future: Appreciating the Value of the Greenbelt's Eco-Services* (70 pages). David Suzuki Foundation. <https://david Suzuki.org/wp-content/uploads/2018/02/ontario-wealth-canada-future-value-greenbelt-eco-services.pdf>
- Winfrey, R., Bartomeus, I., et Cariveau, D. P. (2011). Native Pollinators in Anthropogenic Habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(Volume 42, 2011), 1–22. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145042>
- Wolf, K. L., Measells, M. K., Grado, S. C., et Robbins, A. S. T. (2015). Economic values of metro nature health benefits: A life course approach. *Urban Forestry et Urban Greening*, 14(3), 694-701. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.06.009>
- Wood, S.L.R., Dupras, J., Bergevin, C., Kermagoret, C. (2019), *La valeur économique des écosystèmes naturels et agricoles de la Communauté métropolitaine de Québec et de la Table de concertation régionale pour la gestion intégrée du Saint-Laurent*. Ouranos. 75 p.

- Xu, H., Chen, L., Zhao, B., Zhang, Q., et Cai, Y. (2016). Green stormwater infrastructure eco-planning and development on the regional scale: A case study of Shanghai Lingang New City, East China. *Frontiers of Earth Science*, 10(2), 366–377. <https://doi.org/10.1007/s11707-015-0516-5>
- Young, R., Zanders, J., Lieberknecht, K., et Fassman-Beck, E. (2014). A comprehensive typology for mainstreaming urban green infrastructure. *Journal of Hydrology*, 519, 2571–2583. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.048>
- Zedler, J. B., et Kercher, S. (2005). Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), 39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>
- Zhang, L., Yu, X., Jiang, M., Xue, Z., Lu, X., et Zou, Y. (2017). A consistent ecosystem services valuation method based on Total Economic Value and Equivalent Value Factors: A case study in the Sanjiang Plain, Northeast China. *Ecological Complexity*, 29, 40-48. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2016.12.008>
- Zhao, M., Kong, Z., Escobedo, F. J., et Gao, J. (2010). Impacts of urban forests on offsetting carbon emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management*, 91(4), 807813. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.10.010>

ANNEXE A

Méthode de valorisation monétaire : exemples de calculs

La valorisation monétaire des services écosystémiques rendus par les infrastructures vertes repose sur deux méthodes : le transfert des bénéfices et le coût de remplacement.

Formule générale utilisée :

Valeur monétaire (CAD/an) = Taux unitaire (CAD/km²) × Superficie (km²)

- Taux unitaire : Valeur attribuée par hectare, obtenue à partir de la littérature, puis convertit par kilomètre carré.
- Superficie : Étendue des infrastructures vertes étudiées, exprimée en kilomètres carrés.

Exemple 1 : Calcul pour les forêts (section 5.2.1)

Dans cette section, la méthode de valorisation monétaire utilisée est le transfert des bénéfices, comme précisé dans la page 56, ligne 4 du document principal.

Le tableau 6 présenté dans la section 5.2.1 inclut les éléments suivants :

- Services rendus par les forêts : Liste des services écosystémiques fournis.
- Taux des unités (CAD/ha) : Valeur monétaire unitaire par hectare.
- Taux des unités (CAD/km²) : Conversion en valeur monétaire par kilomètre carré.
- Multiplicateur : Superficie totale des forêts (en km²).
- Valeur monétaire (CAD/an) : Résultat final.

Exemple de calcul pour un service spécifique :

Service rendu : séquestration du carbone.

Taux unitaire : 1 232 CAD/ha.

Conversion en CAD/km² : $1\,232 \text{ CAD/ha} \times 100 \text{ ha/km}^2 = 123\,200 \text{ CAD/km}^2$

Superficie des forêts : 44 km².

Calcul de la valeur monétaire = $123\,200 \text{ CAD/km}^2 \times 44 \text{ km}^2 = 5\,420\,800 \text{ CAD/an}$.

Valeur monétaire estimée : 5,4 M CAD/an.

Exemple 2 : Calcul pour les milieux humides (section 5.2.2)

La méthode utilisée dans cette section combine le coût de remplacement et le transfert des bénéfices, comme indiqué à la page 58, lignes 5 et 6.

Le calcul est réparti en deux tableaux (Tableaux 7 et 8) :

- Tableau 7 : Méthodes et références associées pour chaque service écosystémique des milieux humides.
- Tableau 8 : Calcul détaillé pour chaque service, incluant les colonnes suivantes :
 - Services rendus par les milieux humides.
 - Taux unitaire (CAD/ha).
 - Taux unitaire (CAD/km²).
 - Multiplicateur : Superficie des milieux humides (en km²).
 - Valeur monétaire en CAD/an (2023).

Exemple de calcul pour un service spécifique :

- Service rendu : Valeur esthétique.
- Taux unitaire : 4 465 CAD/ha.
- Conversion en CAD/km² : $4\,465 \text{ CAD/ha} \times 100 \text{ ha/km}^2 = 446\,500 \text{ CAD/km}^2$
- Superficie des milieux humides : 12 km².
- **Calcul de la valeur monétaire = $446\,500 \text{ CAD/km}^2 \times 12 \text{ km}^2 = 5\,358\,000 \text{ CAD/an}$.**
- **Valeur monétaire estimée : 5,4 M CAD/an.**

ANNEXE B

Analyse comparative des études de Dupras et al.

Méthodologie

L'étude de Dupras et al. (2016) présente des similarités méthodologiques avec cette étude, puisqu'elle utilise également le transfert de bénéfices et l'évaluation par coûts de remplacement. Toutefois, des distinctions méritent d'être soulignées :

- **Temporalité des données** : L'étude de Dupras et al. (2016) s'appuie sur une revue de la littérature couvrant la période 1990-2016. En comparaison, cette étude utilise principalement des données actualisées de 2023, ce qui offre une meilleure représentation des conditions socio-économiques et écologiques actuelles.
- **Résultats chiffrés¹⁸** :
 - Forêts : Cette étude évalue leur valeur à 1 004 800 CAD/km²/an, contre 935 200 CAD/km²/an dans l'étude de Dupras et al. (2016).
 - Milieux humides : Les valeurs divergent, avec 3 321 034 CAD/km²/an dans cette étude, contre 5 939 400 CAD/km²/an chez Dupras et al. (2016).

Et enfin, tout comme cette étude, l'étude de Dupras et al. (2015) utilise la méthode de transfert de bénéfices, mais elle ne prend pas en compte l'évaluation par coûts de remplacement. De plus, cette étude issue de ce travail inclut une évaluation plus inclusive des valeurs des services écosystémiques. Ainsi, cette différence méthodologique et exclusion de quelques valeurs des services écosystémiques influence la portée des résultats. L'absence de l'évaluation par coûts de remplacement pourrait sous-estimer la valeur totale des services écosystémiques fournis par les

¹⁸ Les valeurs initiales rapportées par Dupras et al. étaient exprimées en termes de valeur totale pour chaque infrastructure verte, en CAD/ha/an. Afin d'assurer une comparabilité directe avec les résultats de cette étude, ces données ont été converties en CAD/km²/an. Cette conversion a été réalisée en divisant les valeurs par 100 (1 ha = 0,01 km²). Par la suite, les valeurs pour chaque infrastructure verte ont été divisées par la superficie totale correspondante en km², pour cette étude comme pour les données converties de Dupras et al., afin d'obtenir des valeurs spécifiques exprimées en CAD/km²/an.

infrastructures vertes. De plus, l'inclusion plus restreinte des valeurs dans l'étude de Dupras et al. (2015) par rapport à l'approche plus inclusive de cette étude peut entraîner une évaluation moins complète des bénéfices environnementaux, ce qui limite la capacité à capturer l'ensemble des services rendus par ces écosystèmes. Par conséquent, les résultats de cette étude ont une portée plus large et plus représentative, car ils intègrent davantage de dimensions des services écosystémiques, ce qui permet une estimation plus complète et réaliste de leur valeur.

Tableau 12. Résultats comparatifs des services écosystémiques des milieux humides avec Dupras et al., (2015).

Services redus par les milieux humides	Dupras et al., (2015)	Cette étude
Régulation climatique	Non spécifiée	260 900 CAD
Provision en eau	3 200 CAD	Non spécifiée
Traitement des déchets	237 700 CAD	Non spécifiée
Habitat de biodiversité	194 600 CAD	155 600 CAD
Prévention des perturbations	273 200 CAD	Non spécifiée
Esthétique	Non spécifiée	446 500 CAD
Loisirs/récréation	68 200 CAD	427 800 CAD
Valeur de préservation des inondations	Non spécifiée	558 572 CAD
Valeur de la séquestration du carbone	Non spécifiée	102 900 CAD
Valeur du cycle des nutriments	Non spécifiée	339 800 CAD
Valeur de purification d'eau	Non spécifiée	304 900 CAD
Valeur du patrimoine culturel	Non spécifiée	559 300 CAD

Méthodes et unités de comparaison

Voici les étapes qui ont été considérées pour garantir une comparaison entre ces études:

1. **Conversion des valeurs** : Toutes les données ont été converties en unités homogènes (à savoir CAD/km²/an).

2. **Choix des deux principales infrastructures vertes** : L'analyse s'est concentrée sur les forêts et les milieux humides pour permettre cette comparaison.

Tableau 13. Résumé comparatif des méthodes, données utilisées et résultats avec les études de Dupras et al. (2015) et Dupras et al. (2016).

Critères	Dupras et al., 2015	Dupras et al., 2016	Cette étude
Méthode de valorisation monétaire utilisée	Méthode de transfert des bénéfices	Méthode du transfert des bénéfices et méthode du coût de remplacement	Méthode du transfert des bénéfices et méthode du coût de remplacement
Année de l'étude	2015	2016	2022-2023
Origine des données (dates)	Revue de la littérature (entre 2001 et 2013)	Revue de la littérature (1990-2016)	Données récentes (une seule référence de 2015 et majoritairement des données de 2023)
Origine des données (lieux)	Provenant de de l'Amérique du Nord et de l'Europe	Majoritairement des États-Unis puis du Canada et de divers pays européens (Italie, France, Finlande, Suède, Autriche, Royaume-Uni, Irlande)	Canada
Forêts (CAD/km²/an)	1 117 000 CAD	935 200 CAD	1 004 800 CAD
Milieux humides (CAD/km²/an)	528 400 CAD	5 939 400 CAD	3 321 034 CAD

Cette comparaison met en lumière l'importance d'une évaluation inclusive des services écosystémiques, intégrant des aspects tels que la régulation climatique, l'esthétique et la séquestration du carbone, qui sont absents de l'étude de Dupras et al. (2015). En conséquence, la valeur totale des services évalués dans cette étude offre un portrait plus inclusif et actualisé des

contributions des milieux humides. Il est essentiel de procéder à une valorisation monétaire inclusive afin de refléter toute la diversité des services fournis par les infrastructures vertes. Une telle démarche permet d'éviter leur sous-estimation et de mieux reconnaître leur importance écologique, sociale et économique.

Ainsi, l'analyse comparative révèle que cette étude fournit une évaluation plus récente et inclusive des services écosystémiques, en particulier pour les milieux humides. L'actualisation des données, l'utilisation de méthodes combinées et la considération d'un plus grand nombre de services permettent de mieux appréhender la valeur économique et écologique des écosystèmes étudiés.