

Évaluation de la mesure de l’empreinte environnementale urbaine en fonction de la capacité de charge de la Terre

par

Marie Vigier

MÉMOIRE PAR ARTICLES PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE
SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE
AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT
M. Sc. A.

MONTREAL, LE 2 MAI 2022

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Marie Vigier, 2022



Cette licence Creative Commons signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette oeuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'oeuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CETTE THÈSE A ÉTÉ ÉVALUÉE

PAR UN JURY COMPOSÉ DE:

Mme. Claudiane Ouellet-Plamondon, directrice de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Frédéric Monette, président du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Mathias Glaus, membre du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

ELLE A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE "1^{ER} AVRIL 2022"

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

AVANT-PROPOS

Ce projet s'inscrit dans le courant de recherche relatif à la notion de capacité de charge de la Terre (CCT) et découle d'un travail de synthèse des connaissances sur la période 2010 - 2020 pour le thème «Vivre et organiser la vie en fonction de la capacité limite de la Terre à l'échelle urbaine». Il est le fruit d'une collaboration pancanadienne entre les universités de l'Institut Technologique de Colombie Britannique (*British Columbia Institute of Technology*) et de l'École de Technologie Supérieure et a été subventionné par les organismes nationaux du Conseil de Recherches en Sciences Humaines (CRSH), des Instituts de Recherche en Santé du Canada (IRSC) et du Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie (CRNSG).

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout particulièrement Jennie Moore, Christina Olsen et Maria Spiliotopoulou avec qui j'ai eu la chance de travailler dans le cadre de ce projet de recherche. Leur partage d'expertise, leurs encouragements et leur bienveillance m'ont été de précieux soutiens pendant tout ce travail de recherche. Je remercie également ma directrice de mémoire Claudiane Ouellette-Plamondon, pour sa confiance dans les diverses opportunités de recherche qu'elle m'a confié. Ces projets aussi différents qu'enrichissants ont contribué à élargir mon horizon de compétences et m'ont permis de me développer professionnellement. Merci à Thomas Elliot, avec qui j'ai pu travailler sur le thème de la circularité dans le domaine de la construction. Sa pédagogie, sa gentillesse, son soutien et sa bonne humeur ont fait de cette collaboration un terrain d'apprentissage à bien des niveaux. Un grand merci aux professeurs Mathias Glaus et Frédéric Monette, pour leur disponibilité, leur expertise et leurs conseils toujours avisés, mais surtout pour avoir réussi à garder leurs cours ludiques et instructifs malgré les enjeux liés à la pandémie. Merci à William Rees dont les commentaires, toujours pertinents et justes, ont été d'une grande aide pour la finition de mon article de recherche. Je remercie aussi le CÉRIEC, et plus spécifiquement Hortense Montoux, pour leur confiance, leur soutien et leur appui financier qui m'ont permis de développer un projet de recherche d'actualité et d'application concrète. Je remercie également les organismes nationaux du Conseil de recherches en sciences humaines (CRSH), des Instituts de recherche en santé du Canada (IRSC) et du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie (CRNSG) pour leur soutien financier dans le cadre de mes travaux de recherche.

Je remercie bien chaleureusement mes amis et mes proches qui m'ont soutenue, relue, conseillée et encouragée pendant toute ma maîtrise. Je remercie également ma famille, que la distance n'aurait su éloigner et à qui je dois tant. Et enfin un merci tout particulier à mon Léo, pour son soutien indéfectible et son oreille attentive, ses critiques constructives et commentaires pertinents, sa poésie de verbes agiles, son humour et son amour.

Évaluation de la mesure de l'empreinte environnementale urbaine en fonction de la capacité de charge de la Terre

Marie Vigier

RÉSUMÉ

La demande globale en ressources de nos sociétés surpasse actuellement la capacité de charge de la Terre (CCT), définie comme la limite de pression anthropique que notre écosystème peut supporter dans le cadre de ses capacités de régénération et d'assimilation. Représentant une part significative des dégradations environnementales globales, les villes sont considérées comme pouvant catalyser une transition vers un réel état de soutenabilité. Cependant, pour pouvoir y arriver de manière efficiente, les décideurs urbains doivent pouvoir s'appuyer sur des outils de mesure systémiques qui correspondent à leurs réalités d'action et leur permettent d'orienter la mise en place de politiques publiques qui favorisent l'atteinte de l'objectif d'Une Planète (soit le respect de la CCT). Ce mémoire s'interroge donc sur les outils existants qui permettent ce lien entre théorie et pratique, sur le rôle qui est aujourd'hui accordé à la CCT par les planificateurs urbains, et sur l'état de durabilité environnementale des villes à hauts-revenus ayant le plus réduit leur impact, par rapport à la CCT. Dix cadres d'évaluation et quatre indicateurs de soutenabilité ont été identifiés comme compatibles avec l'objectif d'Une Planète et aptes à mesurer les principaux flux urbains. La soutenabilité est principalement considérée selon le prisme climatique à l'échelle urbaine, et les standards d'évaluation existants manquent de compréhensibilité, ce qui conduit à une sous-estimation de l'empreinte environnementale totale des villes. Pour sélectionner et analyser les villes cheffes de file en matière de réduction d'impact, les critères suivants ont été utilisés : l'atteinte d'une réduction absolue des émissions de GES supérieure à 15 % sur la période 1990-2020, et l'intention de réduction/engagement envers la durabilité au travers de l'appartenance active à des groupes de transfert de connaissances environnementaux spécifiques (comme le C40 ou le *Carbon Neutral Cities Alliance*). Vingt-quatre villes ont été identifiées, dont les réductions de GES depuis 1990 varient entre 24-49 %, ce qui est entre 2-4 fois inférieur à ce qui est requis par les villes à hauts-revenus d'ici 2050 pour pouvoir atteindre le respect de la CCT. Pour parvenir à une «vie selon une seule planète», les villes doivent faire face à leur surconsommation en utilisant des outils systémiques qui intègrent la notion de CCT et considèrent les émissions indirectes liées à la consommation urbaine. Différents freins à cette approche ont été identifiés, de caractère pratique, économique, culturel et géopolitique, et doivent être pris en compte pour favoriser la diffusion de la CCT comme critère ultime de soutenabilité. L'atteinte d'un état global respectueux de la CCT est l'affaire de tous. Ainsi, l'établissement d'objectifs spécifiques de réduction, basés sur des notions de collaboration et de partage d'effort, doit être encouragé afin de garantir une transition environnementalement efficace et socialement juste.

Mots-clés : Capacité de charge de la Terre, Soutenabilité urbaine, Indicateur de soutenabilité, Approche systémique, Limites planétaires

Evaluation of urban environmental footprint measurement in accordance with the Earth's carrying capacity

Marie Vigier

ABSTRACT

Our global demand for resources currently exceeds the Earth's carrying capacity (ECC), defined as the limit of anthropogenic pressure that our ecosystem can withstand within its regenerative and assimilative capacities. Representing a significant share of global environmental degradation, cities are seen as having the potential to catalyze a transition to a truly sustainable state in compliance with ECC. However, in order to do so, urban decision-makers must rely on robust measurement tools representing the complex dynamics of urban systems to guide their actions. This paper asks what tools exist to bridge this gap between theory and practice, what role urban planners are now giving to the ECC, and what the sustainability status of high-income reduction-leading cities is in relation to the ECC. Ten assessment frameworks and four sustainability indicators were identified as compatible with the One Planet goal and adapted to measure key urban flows. Sustainability is primarily considered through the lens of climate at the urban scale, and existing assessment standards lack comprehensibility, leading to an overall underestimation of cities' total environmental footprint. To select and analyze the leading cities in impact reduction, we used the following criteria : achievement of an absolute GHG emission reduction greater than 15 % over the period 1990-2020, and intentionality/commitment to sustainability through active membership in specific environmental knowledge transfer groups. Twenty-four cities were identified whose GHG reductions since 1990 range from 24-49 %, which is between 2-4 times lower than what is required by high-income cities by 2050 to reach the goal of living within ECC. To achieve a "one-planet life", cities must address their overconsumption using systemic tools that incorporate the notion of ECC and consider indirect emissions related to urban consumption. Various obstacles to this approach have been identified, of a practical, economic, cultural and geopolitical nature, and must be taken into account in order to promote the wider use of ECC as the ultimate goal of sustainability. Achieving a global state that respects ECC is everyone's concern. Hence, the establishment of specific reduction targets, based on collaboration and effort-sharing approaches, must be promoted to ensure an environmentally efficient and socially just transition.

Keywords : Earth Carrying Capacity, Urban Sustainability, Sustainability Indicator, Systems Approach, Planetary Boundaries

TABLE DES MATIÈRES

Page

INTRODUCTION	1
0.1 Contexte global	1
0.2 Objectifs et définition de la problématique	3
0.3 Méthodologie et contribution originale	4
0.4 Plan du mémoire	6
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	11
1.1 Notions de durabilité et de soutenabilité	12
1.1.1 Développement durable et globalisation	13
1.1.2 Définir la durabilité à l'échelle urbaine	19
1.1.2.1 Concepts de soutenabilité forte et faible	19
1.1.2.2 Durabilité et vulnérabilité	22
1.1.2.3 Durabilité et circularité	25
1.1.3 Capacité de charge de la Terre à l'échelle urbaine	28
1.2 Les villes en chemin vers la durabilité	32
1.2.1 Définitions et caractérisation des villes	33
1.2.1.1 Les frontières du contexte urbain	33
1.2.1.2 Les villes comme systèmes ouverts complexes	34
1.2.2 La dualité des villes et leur influence sur l'environnement	36
1.2.2.1 Les villes comme épïcéntrés de changements environnementaux	36
1.2.2.2 Les villes comme catalyseurs de transition durable	38
1.2.3 Évaluation critique du potentiel de durabilité urbain	41
1.2.3.1 Gouvernance et périmètre d'action	42
1.2.3.2 Capacité d'exportation et biais de représentation	45
1.2.3.3 Facteurs sociaux et principes éthiques	47
1.3 Mesure de la soutenabilité urbaine	50
1.3.1 Approches et frontières d'évaluation	51
1.3.2 Méthodes d'évaluation d'impacts environnementaux	53
1.3.3 Mesure de la capacité de charge de la Terre	56
1.4 Synthèse de la revue de littérature	60
CHAPITRE 2 TO WHAT EXTENT IS SUSTAINABILITY ADDRESSED AT URBAN SCALE AND HOW COMPLIANT IS IT WITH EARTH S CARRYING CAPACITY ?	61
2.1 Introduction	62
2.1.1 Sustainability concepts : terms and definitions	63
2.1.2 Cities as complex systems and agent of change	64
2.1.3 Assessing sustainability at urban scale	65
2.2 Research methods	67

2.2.1	Sustainability assessment at urban scale	68
2.2.1.1	Sustainability frameworks and tools overview	68
2.2.1.2	Hollistic assessment and ECC compliance	68
2.2.2	Cities on the path towards sustainability	69
2.3	Results	71
2.3.1	Frameworks for achieving urban sustainability	71
2.3.2	Indicators and sustainability thresholds at urban scale	73
2.3.3	Cities reducing their footprint and sustainability assessments	77
2.3.3.1	Shortlisted high-income cities	79
2.4	Discussion and implications	83
2.4.1	Discrepancies in suitability and popularity of sustainability assessment frameworks and tools	83
2.4.2	Importance of systemic assessments	85
2.4.3	Limitations of the study	87
2.4.4	Global urban (un)sustainability and social justice	88
2.5	Conclusion	90
CHAPITRE 3	DISCUSSION	93
3.1	Retour sur les résultats	93
3.1.1	Réflexion sur les villes cheffes de file	94
3.1.2	Adoption d'une approche de la CCT à l'échelle urbaine	96
3.2	Approche systémique de la soutenabilité	98
3.2.1	Mesure de la soutenabilité	99
3.2.1.1	Indicateurs de suivi	100
3.2.1.2	Méthodes d'évaluation et standards	101
3.2.2	Facteurs de pression anthropique	105
3.2.3	Collaboration globale et approches alternatives	106
3.3	Enjeux économiques et implications géopolitiques de la CCT	109
3.4	Initiatives urbaines et collaborations internationales	112
3.5	Perspective d'application urbaine : cas de l'agglomération de Montréal	115
3.5.1	Contexte global d'application	115
3.5.2	Perspective méthodologique globale	116
3.5.2.1	Base préliminaire : MU du secteur de la construction montréalais	117
3.5.3	Potentiel et limites d'utilisation	119
3.6	Limites des travaux	120
CONCLUSION		123
RECOMMANDATIONS		125
ANNEXE I	REVUE DE LA LITTÉRATURE	127
ANNEXE II	ANNEXES DU CHAPITRE 2	133

ANNEXE III	BASE DE DONNÉES D'EMPREINTES ÉCOLOGIQUES	
	URBAINES	137
LISTE DE RÉFÉRENCES		149

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 2.1 Accounting Scopes for impact assessment and their coverage	66
Tableau 2.2 Environmental sustainability indicators' characteristics reviewed for their relevance to urban decision makers and compliance to ECC management	76
Tableau 2.3 EF Analysis reviewed through bottom-up literature research	78
Tableau 2.4 Shortlisted cities's CF reductions, CF accounting methods and EF assessments	80
Tableau 2.5 The CF accounting standards and protocols used by the shortlisted cities and their compliance to a consumption-based (CB) approach	81
Tableau 2.6 Accounting method used by shortlisted cities and their compliance with consumption-based assessment	86
Tableau 3.1 Villes cheffes de file (rangées par ordre alphabétique) selon leurs contextes d'émissions de GES, économiques, et démographiques	95
Tableau 3.2 Réductions depuis 1990 et émissions finales des villes cheffes de file en fonction de leurs émissions rapportées et leurs EBC approximées (<i>Voir</i> Tableau I-2)	104

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 0.1	Plan global du mémoire de recherche 6
Figure 1.1	Organisation de la revue de littérature en fonction de la problématique principale et des objectifs spécifiques 11
Figure 1.2	Différentes conceptions de la durabilité selon l'importance relative donnée aux trois "piliers" qui la composent 12
Figure 1.3	Schéma représentatif de la Courbe Environnementale de Kuznets 14
Figure 1.4	Schéma de la répartition des richesses et émissions globales de GES au sein de la population mondiale 18
Figure 1.5	Représentation des différents paradigmes de durabilité en économie selon le degré de substitution entre le capital d'origine humaine et les ressources naturelles 20
Figure 1.6	Schéma représentatif de la relation entre résilience, transformation et durabilité 23
Figure 1.7	Schéma des concepts d'Économie Circulaire et de Société Circulaire 27
Figure 1.8	Schéma de la soutenabilité : relation entre la capacité de charge d'un système et ses dynamiques démographiques internes 29
Figure 1.9	Représentation des facteurs de réussite pour une gouvernance environnementale urbaine efficiente 44
Figure 1.10	Schéma des différents transferts de connaissances pour une mise à l'échelle intégrée des politiques environnementales 46
Figure 1.11	Schéma des sources et frontières des différents impacts selon le GPC 52
Figure 1.12	Schéma du concept de l'économie du beignet 58
Figure 2.1	Scheme of different accounting approaches 66
Figure 2.2	Selection criteria for shortlisting most reducing cities 70
Figure 2.3	Sustainability frameworks compliant with ECC requirements and/or considering the five domains of consumption and their popularity 72

Figure 2.4	Overview of cities reducing their CF according to various levels of engagement between 2010 – 2020	77
Figure 2.5	Overview of cities' EF Analysis from single assessment to absolute reduction between 2010 - 2020	78
Figure 3.1	Représentation schématique de l'équilibre dynamique entre CCT et pressions anthropiques selon quatre limites biophysiques (<i>Voir</i> Tableau 2.2)	99
Figure 3.2	Approximations des émissions totales de GES de la ville de Toronto et projections pour un objectif de neutralité carbone (1990 - 2050)	103
Figure 3.3	Schéma des frontières du système d'analyse de l'agglomération de Montréal	117

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ABC	Approche Basée sur la Consommation
ABP	Approche Basée sur la Production
ACV	Analyse de Cycle de Vie
AEÉ	Analyse d'Empreinte Écologique
AEÉES	Analyse Environnementale Étendue d'Entrée-Sortie
AEC	Analyse d'Empreinte Carbone
AFM	Analyse des Flux de Matière
AT	Approche Territoriale
BC	<i>Biocapacity</i>
CCT	Capacité de Charge de la Terre
CDP	<i>Carbon Disclosure Project</i>
CEK	Courbe Environnementale de Kuznets
CF	<i>Carbon Footprint</i>
CNCA	<i>Carbon Neutral Cities Alliance</i>
DMC	<i>Domestic Material Consumption</i>
EC	Économie Circulaire
ECC	<i>Earth's Carrying Capacity</i>
EF	<i>Ecological Footprint</i>
GES	Gaz à Effet de Serre
GFN	Global Footprint Network
GIEC	Groupe International d'Experts sur le Climat
IDH	Indice de Développement Humain
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>

LCA	<i>Life Cycle Analysis</i>
LP	Limites Planétaires
MF	<i>Material Footprint</i>
MU	Métabolisme Urbain
ONÉ	Office National de l'Énergie
ONU	Organisation des Nations Unies
RÉQ	Régie de l'Énergie du Québec
SSE	Systèmes Socio-Écologiques
TES	Table d'Entrée Sortie
TMC	<i>Total Material Footprint</i>
WF	<i>Water Footprint</i>

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

gha	Hectares globaux
tCO ₂ e	Tonnes de CO ₂ équivalents
m ³	Mètres cubes

GLOSSAIRE

Anthropocène	Époque géologique actuelle, où les changements du systèmes terrestre sont principalement influencés par l'activité humaine.
Antroposystème	Ensemble interactif incluant les systèmes anthropiques et écosystèmes, mettant en avant l'imbrication des relations nature-société.
Biocapacité	Indicateur mesurant la quantité de ressources et de services que les écosystèmes sont capables de fournir chaque année, soit leur capacité à reconstituer leurs capitaux naturels et à absorber les déchets issus de leur consommation.
Biomimétisme	Procédé de fabrication qui consiste à s'inspirer des moyens élaborés par la nature (faune, flore, etc.) pour réaliser certaines fonctions, afin de développer des procédés similaires comme solutions d'innovation durables et efficaces .
Capacité de charge	Notion qui détermine en biologie la population limite pour une zone spécifique, en fonction du niveau de services naturels qu'elle possède (quantité d'eau, de nourriture, compétition entre les différents individus, etc.).
Capacité de charge de la Terre	(ou <i>Earth's Carrying Capacity</i>) Concept qui représente le niveau de pression anthropique que la Terre peut supporter, en fonction de ses capacités de régénération et d'assimilation (biocapacité), sans enclencher de dégradations significatives irréversibles. D'autres traductions peuvent utiliser le terme de «capacité limite de la Terre».

Capitaux naturels	Terme qui englobe les différents services et stocks de matériaux fournis par la nature (l'eau, les terres fertiles, les forêts, l'atmosphère, les métaux, la biodiversité, la productivité des sols, etc.).
Compromis écologique	Effet rebond qui peut survenir entre différents capitaux naturels ou services écosystémiques, où la réduction d'impacts environnementaux selon un aspect (soit la pollution atmosphérique) se fait au détriment d'un autre (soit la déplétion de matériaux ou assèchement de cours d'eau, etc.).
Dépassement écologique	État actuel où la demande globale en ressources de nos sociétés dépasse la capacité de charge de la Terre (CCT).
Écosystème de support	Ensemble des écosystèmes (au travers de leurs services naturels) qui permettent de subvenir aux différents besoins d'une population spécifique (nourriture, apports en eau, ressources, etc.), et qui s'étendent généralement au-delà de la zone qu'elle occupe.
Écocentrisme	Approche qui considère l'Homme comme faisant partie de la nature (et non comme deux systèmes distincts), et où les capitaux naturels doivent être préservés avant tout. L'écocentrisme s'associe au concept de soutenabilité forte.
Justice environnementale	Concept qui se rattache à différentes notions telles que la répartition équitable des coûts et avantages environnementaux, l'allocation des biens matériels, le droit à la prise de décision en matière environnementale, ou encore la reconnaissance des inégalités entre les différentes régions La justice environnementale vise donc à une certaine égalité entre les femmes et les hommes pour ce qui a trait

aux questions environnementales.

Limites biophysiques de la Terre	Limites à ne pas dépasser, qui définissent une zone sécuritaire dans laquelle l'humanité peut prospérer sans perturber l'équilibre du système terrestre. Ce dernier peut être vu comme un système complexe, régi par différents paramètres bio-géophysiques (cycles géologiques, lois physiques et autres facteurs biologiques) dont la perturbation pourrait se traduire en dérèglements environnementaux irréversibles et dangereux pour l'Humanité. Les neuf «limites planétaires» sont des limites biophysiques
Nord global	Notion utilisée pour regrouper les régions les plus riches, généralement situées dans l'hémisphère Nord. En se basant sur la «ligne de Brandt», le Nord global englobe alors l'Amérique du Nord, l'Europe, le Nord de l'Asie, l'Australie et la Nouvelle-Zélande.
Objectif d'«Une Planète»	Objectif visant à ce que l'ensemble de l'Humanité puisse vivre en respectant la capacité de charge de la Terre.
Pression anthropique	Ensemble des effets générés par les activités humaines sur les ressources naturelles et les écosystèmes.
Soutenabilité	Terme utilisé avec celui de «durabilité » comme traductions synonymes du mot anglais «sustainability». Dans le cadre de ce mémoire, le mot «soutenabilité » est utilisé pour faire spécifiquement référence à la durabilité environnementale, soit le respect des limites biophysiques de la Terre par les sociétés humaines.

Sud global	Notion utilisée pour regrouper les régions les plus pauvres, généralement situées dans l'hémisphère Sud. En se basant sur la «ligne de Brandt», le Sud global englobe alors l'Amérique Latine, l'Afrique et le Sud de l'Asie.
Système anthropique	Système englobant une population donnée ainsi que les activités et autres procédés qui se rattachent à son mode de vie.
Technocentrisme	Approche qui considère l'Humanité comme séparée de la nature, qui est seulement vue comme un réservoir de ressources nécessaires au développement des êtres humains. Le technocentrisme est liée au concept de soutenabilité faible, et la croissance économique continue ainsi que les avancements technologiques sont conçus comme les piliers permettant de réduire la pression anthropique.
Villes à hauts-revenus	Appellation utilisée pour se référer aux villes de type «consommatrices», généralement localisée dans les pays du Nord global.

INTRODUCTION

0.1 Contexte global

L'Humanité est actuellement dans un état de dépassement écologique. Cela signifie que la demande globale en ressources des sociétés actuelles dépasse la capacité de charge de la Terre (CCT) (ou *Earth's Carrying Capacity*), définie comme la limite de la pression anthropique que l'écosystème terrestre peut supporter sans déclencher de dégradation irréversible (Rees, 2020; Świąder *et al.*, 2020). Ce déséquilibre entre consommation anthropique et production des écosystèmes naturels marque un changement radical des relations entre les civilisations humaines avec la Terre. En effet, les impacts de l'activité humaine rivalisent désormais avec les forces géologiques concernant leur influence sur la trajectoire du système terrestre (Steffen *et al.*, 2018). Un nom a été donné à cette nouvelle époque géologique dominée par l'action humaine : l'Anthropocène (Lewis & Maslin, 2015). De nombreux changements environnementaux d'origine anthropique se sont manifestés au cours des dernières décennies, tels que la perte de biodiversité, l'érosion des sols, la dégradation des terres, ou encore la pollution de l'air, des sols et des océans. Devant la menace existentielle de ces effets en cascade qui pourraient faire basculer le système terrestre sur une trajectoire de «Terre-serre», les scientifiques ont déclaré l'urgence environnementale (Rees, 2020). Et pour cause, la survie de l'Humanité dépend directement des services et capitaux écosystémiques fournis par la Terre (Desing *et al.*, 2020). Les limites biophysiques du système terrestre représentent alors le cadre fondamental au développement des sociétés humaines, organisées autour de principes normatifs d'ordre économique et social. Dans cette optique, la CCT apparaît comme une condition *sine qua non* pour pouvoir parler de réelle durabilité.

L'Anthropocène correspond également à une période d'urbanisation mondiale. Plus de 55 % de la population globale vit actuellement dans des villes et cette tendance va se poursuivre dans les années à venir (UNDESAPD, 2019). En complément de cette forte densité de population, les

viles sont à l'origine de plus de 75 % des émissions de GES globales et des flux de consommation de ressources et d'énergie, imposant une charge significative sur l'environnement (Pincetl, 2017; Ghaemi & Smith, 2020; Hachaichi & Baouni, 2020; Swilling *et al.*, 2018; Harris, Weinzettel, Bigano & Källmén, 2020). Bien qu'instigatrices de ces divers impacts environnementaux, la forte densité des villes couplée à leur concentration d'activités leur octroient un certain «multiplicateur de durabilité urbaine». En effet, grâce à différentes économies d'échelle, les initiatives de durabilité seront moins coûteuses que sur des territoires moins denses, tout en ayant une plus grande portée d'application (Moore, Kissinger & Rees, 2013). De plus, la simple surconsommation matérielle et énergétique de plusieurs villes leur confèrent un fort potentiel de sauvegarde des ressources. Cette dualité d'être à la fois l'un des facteurs aggravants et une solution potentielle aux maux environnementaux semble ainsi placer les villes comme catalyseurs de transition environnementale, avec pour but d'amener l'Humanité à vivre dans les limites de la CCT (Baabou, Grunewald, Ouellet-Plamondon, Gressot & Galli, 2017; Lombardi, Laiola, Tricase & Rana, 2017; Moore & Rees, 2013). Cela explique l'intérêt grandissant accordé à l'analyse de leur mode de fonctionnement, leurs méthodes d'analyse ainsi que leurs politiques publiques dans la littérature scientifique au cours des deux dernières décennies (Moore *et al.*, 2013; Lombardi *et al.*, 2017; Baabou *et al.*, 2017; Van der Heijden, Patterson, Juhola & Wolfram, 2019).

Toutefois, pour que les villes puissent accéder à leur plein potentiel d'agents de transition, elles doivent pouvoir s'appuyer sur des outils qui leur permettent de tendre vers un état respectueux de la CCT, tout en étant adaptés aux contextes de travail des différents acteurs urbains. Il est donc essentiel d'identifier parmi la multitude d'outils et de cadres d'évaluation environnementaux ceux qui s'avèrent être les plus efficaces à cet effet ainsi que les indicateurs les plus à même d'assurer la mesure et le contrôle de la capacité de charge urbaine (Liu *et al.*, 2020; Świąder, 2018). Il sera alors possible de guider efficacement les villes vers un statut respectueux de la CCT, grâce aux transferts de connaissances et aux développements de capacités interurbains.

0.2 Objectifs et définition de la problématique

Pour pouvoir parler de durabilité sur le long terme, les activités humaines doivent avant tout respecter les restrictions biophysiques non-négociables qui régissent le système terrestre (Desing *et al.*, 2020). C'est pourquoi ce mémoire aborde principalement la question de durabilité sous l'angle environnemental. À des fins de clarté, bien qu'en français les mots «durabilité» et «soutenabilité» puissent être utilisés comme traductions synonymes du terme anglais «*sustainability*» (Boisvert, Carnoye & Petitimberty, 2019), lorsque le terme «soutenabilité» sera employé dans ce mémoire ce sera pour parler spécifiquement de durabilité environnementale. Le terme de durabilité, lui, sera utilisé en référence à une durabilité plus globale des civilisations humaines, soit qui prenne en compte les trois piliers économique, social et environnemental.

La notion de capacité de charge de la Terre (CCT), bien qu'encore émergente, est considérée par plusieurs chercheurs tels que Desing *et al.* (2020); Świąder (2018); Liu *et al.* (2020) ou encore Galli *et al.* (2020) comme une des composantes indispensables à un futur réellement durable. De nombreux outils d'évaluation de la durabilité environnementale urbaine ont été créés au cours des dernières décennies (Lombardi *et al.*, 2017; Tan *et al.*, 2017; Mauree *et al.*, 2019; Wang, Li, Liu & Zhang, 2020). Toutefois, ni leur degré de cohérence avec la notion de CCT, ni leur pertinence d'utilisation pour des décideurs urbains n'ont été établis. L'hypothèse posée est que si des outils cohérents avec la CCT existent à des niveaux nationaux, il doit en exister aussi à l'échelle urbaine, et qu'ils doivent à minima être utilisés par les villes pionnières en matière de durabilité environnementale. La question de recherche autour de laquelle est axée ce mémoire est la suivante : quel rôle occupe la capacité de charge de la Terre dans la quête de soutenabilité à l'échelle urbaine et comment la mesurer ?

Trois objectifs spécifiques ont été définis pour répondre à cette problématique de recherche :

1. Identifier les indicateurs et cadres d'évaluation adaptés aux enjeux urbains et permettant de mesurer une transition urbaine vers un état plus respectueux de la CCT ;

2. Déterminer l'importance accordée à la CCT dans l'évaluation de la durabilité environnementale à l'échelle urbaine ;
3. Évaluer l'état d'avancement des villes à hauts-revenus ayant le plus réduit leur impact, par rapport aux limites planétaires.

0.3 Méthodologie et contribution originale

Pour répondre à la problématique générale, différents cadres d'évaluation et indicateurs utilisés en durabilité environnementale ont été répertoriés. Ensuite, pour attester de leur potentiel d'aide à la décision pour les décideurs urbains vis-à-vis de stratégies de soutenabilité, la compatibilité de ces outils avec un objectif de CCT a été évaluée ainsi que leur aptitude à mesurer les cinq principaux domaines de consommation urbaine. Pour évaluer la place qu'occupe actuellement l'objectif d'Une Planète, soit le respect de la CCT dans les plans de soutenabilité urbaine, leur popularité a aussi été revue en fonction du nombre de villes les ayant utilisés. Pour ce faire, la base de donnée du *Carbon Disclosure Project* a été utilisée pour l'empreinte carbone, et une autre a été créée pour répertorier les analyses d'empreinte écologique urbaines, en l'absence de base de donnée globale existante pour cet indicateur (Tableau III-1 en Annexe III).

Cette revue des empreintes environnementales urbaines a par la suite permis une analyse en entonnoir. D'abord, une vision d'ensemble des villes qui ont réduit leurs émissions de gaz à effet de serre (GES) a été élaborée en fonction des différents degrés de compréhensibilité de leurs standards d'évaluation afin de ne pas pénaliser les villes avec le moins de données/moyens financiers. De même, une cartographie des villes ayant fait au moins une évaluation d'empreinte écologique a été tracée en identifiant celles ayant réduit leur empreinte entre 2010 et 2020. De cette première analyse englobante, des critères ont été ajoutés pour identifier un groupe de villes à hauts-revenus (soit des villes consommatrices) considérées comme cheffes de file de la réduction d'impacts environnementaux au sein de grands groupes de transfert de connaissances de durabilité urbaine. Ces critères étaient les suivants : l'atteinte d'une réduction absolue

supérieure à 15 % de leurs émissions de GES sur la période 1990-2020, et leur intention de réduction/engagement envers la soutenabilité au travers d'appartenance active à des groupes de transfert de connaissances environnementaux spécifiques. Leurs méthodologies d'évaluation d'impact ont été revues pour leur compréhensibilité, à savoir si elles permettaient de prendre en compte les émissions liées à la consommation des villes (part substantielle de leur impact global), et leurs réductions ont été comparées à celles nécessaires à l'atteinte d'un équilibre avec la CCT.

La contribution originale de ce mémoire tient dans la considération des aspects pratiques d'application de la CCT à l'échelle urbaine. À cet effet, dix cadres d'évaluation et quatre indicateurs de mesure ont été identifiés comme permettant de faire le lien entre la théorie et la pratique. En effet, non seulement ces derniers ont le potentiel de permettre une meilleure gestion des flux sous le contrôle d'élus municipaux et acteurs urbains, mais en plus ils peuvent être comparés à la CCT et ainsi renseigner l'élaboration de stratégies pour tendre vers l'objectif d'Une Planète. Par ailleurs, ce mémoire explore la conceptualisation qui est faite de la durabilité environnementale à l'échelle urbaine, la place qu'y occupe la CCT, et où se situent les villes championnes de réduction par rapport à l'objectif d'Une Planète. Vingt-trois villes à hauts-revenus considérées comme cheffes de file en termes de réduction d'impacts ont été identifiées. Une analyse de leurs méthodes d'évaluation a par la suite permis d'analyser plus en détails sur la manière dont la soutenabilité est conçue et communiquée au plus grand nombre. Il s'agit d'une information importante concernant la place de la CCT dans la pratique actuelle de la durabilité urbaine. En outre, afin d'élaborer sur la composante «pratique» des outils identifiés comme compatibles avec la CCT à l'échelle urbaine, une perspective d'application est proposée. Les prémisses méthodologiques pour l'évaluation du métabolisme urbain (MU) du secteur de la construction à Montréal y sont décrites, et le potentiel d'aide à la décision qu'un outil dynamique de MU pourrait avoir pour aider les décideurs urbains lors de la mise en place de stratégies d'économie circulaire efficaces.

0.4 Plan du mémoire

Le plan d'organisation de ce mémoire de recherche est schématisé à la Figure 0.1, qui identifie les trois grands chapitres qui le composent ainsi que les sujets principaux qui y sont abordés.

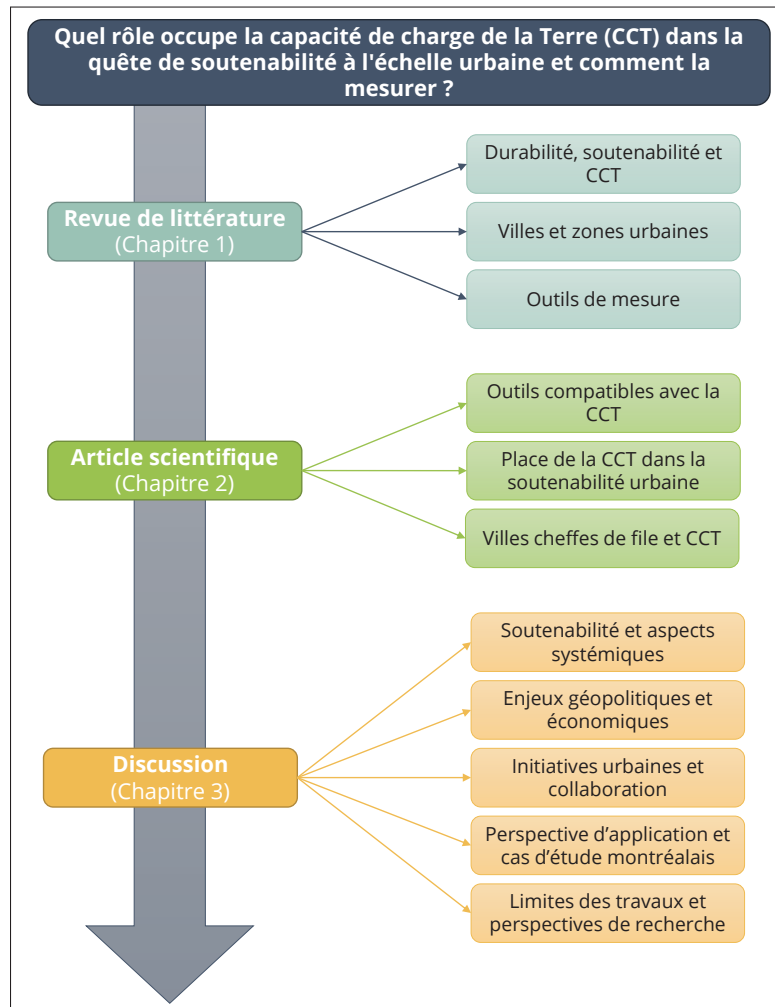


Figure 0.1 Plan global du mémoire de recherche

Le **Chapitre 1** présente la revue de la littérature pertinente à la compréhension globale de la problématique « Quel rôle occupe la capacité de charge de la Terre dans la quête de soutenabilité à l'échelle urbaine et comment la mesurer ? ». La Figure 1.1 explicite de manière plus détaillée la manière dont les recherches ont été organisées.

Le **Chapitre 2**, soit l'article *To what extent is sustainability addressed at urban scale and how compliant is it with Earth's carrying capacity?*, représente le corps du document et les principaux résultats obtenus pour répondre aux trois objectifs spécifiques. Les cadres d'évaluation et indicateurs de suivi les plus à même d'orienter les décideurs urbains sur des questions de soutenabilité y sont identifiés. Pour ce faire, deux aspects sont considérés : leur cohérence avec un objectif de CCT et leur adaptation aux réalités pratiques des décideurs urbains. Les critères associés sont donc que, d'une part, les outils doivent explicitement identifier la CCT comme un objectif de soutenabilité et être comparables à des limites biophysiques de la Terre. D'autre part, ces outils doivent prendre en compte les cinq domaines de consommation représentant les principaux flux urbains, à savoir : (a) les biens de consommation et les déchets ; (b) les bâtiments ; (c) l'alimentation ; (d) les transports ; et (e) l'eau. Dix cadres d'évaluation et quatre empreintes environnementales sont alors identifiés comme les plus à même de permettre une gestion efficace des flux urbains tout en permettant la comparaison entre les impacts des villes avec les limites biophysiques de la Terre. Ensuite, pour évaluer la manière dont la plupart des villes conçoivent la durabilité environnementale et la place qu'elles accordent à la CCT, la popularité des différents cadres d'évaluation est analysée (en fonction de leurs réseaux d'adhésion et du nombre de villes ayant utilisé au moins une fois lesdits cadres d'évaluation), et deux des quatre empreintes (celle carbone et celle environnementale) sont utilisées pour cartographier les villes ayant réduit leur impact, ainsi que les standards qu'elles utilisent. Cette cartographie permet d'une part de réfléchir sur l'extensivité avec laquelle la soutenabilité est aujourd'hui conçue et mesurée à l'échelle urbaine, et d'autre part donne un aperçu global des villes ayant réduit leur pression sur l'environnement. Finalement, une liste des villes à haut revenu/consommatrices ayant le plus réduit leurs émissions de GES est constituée et leurs émissions historiques sont recherchées pour comparer leur état d'avancement en termes de diminution d'impact. Leurs méthodes d'évaluation d'impact sont analysés pour leur compréhensibilité et leurs réductions d'impact sont comparées à ce que l'atteinte de la CCT préconiserait. La plupart des villes sélectionnées sont

perçues comme les «championnes» de durabilité de grands groupes de transfert de connaissances mondiaux. Ainsi, l'analyse de leurs méthodes de mesure et leur état d'avancement dans la quête de soutenabilité est représentative des bonnes pratiques et modèles d'exemple qui sont partagés dans le monde.

Le **Chapitre 3** analyse les différents résultats obtenus et discute de leurs implications par rapport aux objectifs spécifiques initiaux. La question de la soutenabilité urbaine vue sous le prisme de la CCT y est plus approfondie, notamment pour ce qui a trait à l'approche systémique qu'elle nécessite. Les paramètres à considérer à cet effet sont explorés, tels que la mesure des impacts dans leur entièreté, l'utilisation de divers indicateurs d'impacts environnementaux pour éviter les compromis écologiques, ou encore le développement de l'utilisation d'indicateurs relatifs au capital naturel local. Tous ces points servent à garantir la compréhensibilité des évaluations d'impacts environnementaux, toujours en gardant à l'esprit les enjeux réels des décideurs urbains. Afin de favoriser la translation de la CCT du monde académique, vers celui pratique, il convient en outre de se pencher sur les freins liés à son adoption. Les enjeux économiques, géopolitiques et culturels y sont alors abordés, et certaines failles relatives à l'approche individualiste qui a été adoptée pour résoudre certains problèmes globaux y sont aussi relevées. Pour mettre en perspective le rôle des villes en tant que catalyseurs d'une transition environnementale, les initiatives urbaines ambitieuses et autres groupes internationaux d'action environnementale y sont listés. Ensuite, pour rebondir sur les outils identifiés dans le Chapitre 2 et projeter leur potentiel d'applicabilité à l'échelle urbaine, une perspective de cas d'étude concrète est proposée. Les prémisses d'une méthodologie de construction d'outil d'aide à la décision pour les décideurs urbains sont alors présentées. Cette dernière est axée sur le secteur de la construction de Montréal, et vise à orienter les acteurs urbains pour la mise en oeuvre de stratégies d'économie circulaire permettant de réduire l'impact environnemental de ce domaine. Enfin, les limites auxquelles cette étude a été soumise sont développées, notamment pour ce qui a trait à l'accessibilité des

données, et hypothèses de recherche, et des pistes de réflexion et des recommandations pour la recherche future sont proposées.

La **Conclusion** revient sur les trois objectifs spécifiques de ce mémoire et répond à la problématique générale. Un bilan des grands thèmes abordés tout au long de ce mémoire y est aussi synthétisé. Parmi ces derniers, il y a la promotion d'une approche systémique (cohérente avec l'objectif d'Une Planète) pour la réalisation d'évaluations d'impacts environnementaux à l'échelle urbaine, ainsi que l'identification des potentiels freins (de nature culturelle, économique ou géopolitique) au déploiement de la CCT comme objectif ultime de la durabilité. Les **Recommandations** font ensuite l'état des prochaines recherches qu'il faudrait mener pour compléter les connaissances de la CCT à l'échelle urbaine.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

Pour répondre à la problématique de ce mémoire, une recherche extensive de la littérature a été effectuée, orientée selon trois questions majeures et leurs sujets connexes comme schématisé à la Figure 1.1. Les principales notions nécessaires à l'étude de l'évaluation de la l'empreinte

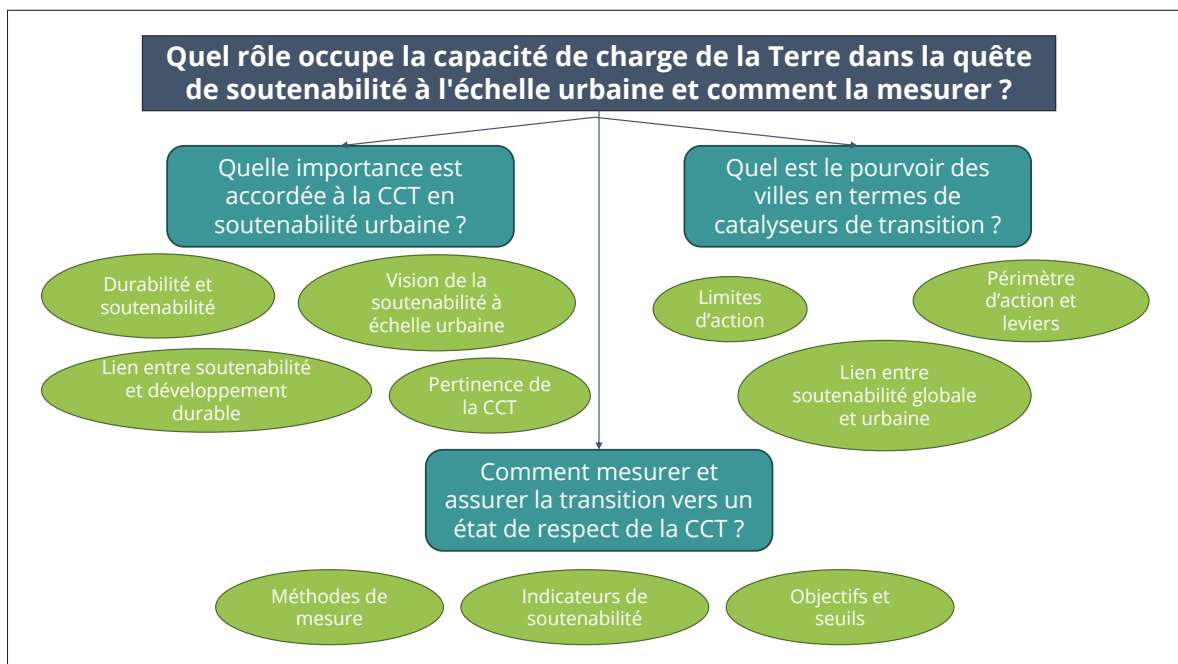


Figure 1.1 Organisation de la revue de littérature en fonction de la problématique principale et des objectifs spécifiques

environnementale urbaine selon capacité de charge de la Terre (CCT) ont ensuite été synthétisées. Ces notions ont été organisées en trois grands axes d'intérêt : 1) le rapport entre durabilité et soutenabilité, les différents concepts qui s'y rattachent et finalement la notion de CCT, qui reflète les limites biophysiques du système terrestre ; 2) les caractéristiques des villes en tant qu'agents de changement, systèmes dynamiques ouverts et leur potentiel de mitigation dans un cheminement vers la durabilité environnementale ; 3) les différents outils et leviers permettant aux décideurs urbains de mesurer et contrôler leurs réductions d'impact, ainsi que leurs limites d'action.

1.1 Notions de durabilité et de soutenabilité

Quel que soit l'indicateur physique de durabilité environnementale analysé, qu'il soit basé sur le climat, l'utilisation des terres, la consommation d'eau, ou encore le stock mondial des ressources, tous indiquent une hausse globale de l'impact anthropique - soit l'ensemble des impacts générés par l'activité humaine - sur les écosystèmes pour les décennies à venir (Spratt, Dunlop & Taylor, 2020; Moore, Cranston, Reed & Galli, 2012; OCDE, 2012; Swilling *et al.*, 2018). Il convient alors de se demander d'où provient ce décalage, qu'est ce que le terme de durabilité comprend et comment l'aborder à l'échelle urbaine .

Dans son interprétation dominante, la durabilité est généralement représentée par l'intersection de trois cercles : l'économie, l'environnement et la société, schématisée à gauche de la Figure 1.2 (Purvis, Mao & Robinson, 2019). Toutefois, cette représentation ne permet pas de tenir compte de la hiérarchie entre les différents «piliers» de la durabilité (Purvis *et al.*, 2019).

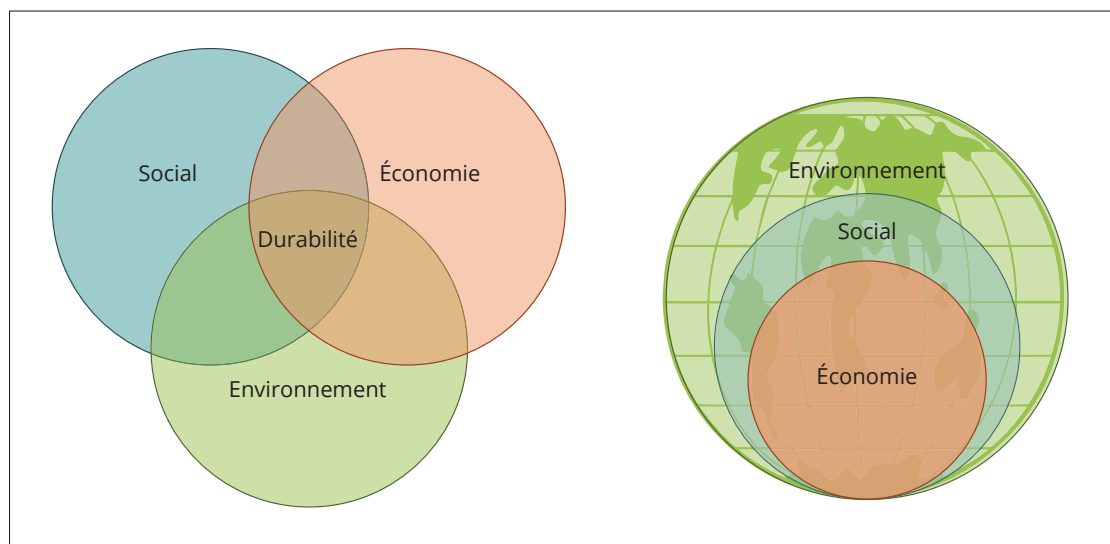


Figure 1.2 Différentes conceptions de la durabilité selon l'importance relative donnée aux trois «piliers» qui la composent
Adapté de Purvis *et al.* (2019)

En effet, les services et capitaux écosystémiques produits par la Terre sont vitaux au développement des sociétés Humaines, et contrairement aux aspects sociétaux et économiques qui

sont des constructions normatives, l'environnement est lui régi par des lois biophysiques non négociables (Desing *et al.*, 2020). C'est pourquoi le schéma à droite de la Figure 1.2 donne une représentation plus complète de ce qu'est la durabilité, soit que l'atteinte d'un réel état de durabilité passe nécessairement par la soutenabilité, ici définie comme le respect des limites biophysiques de la Terre (Desing *et al.*, 2020; Purvis *et al.*, 2019).

Dans le but de mieux cerner ce qu'englobe la notion de durabilité dans l'ère de l'Anthropocène, la genèse du terme de développement durable et de son implication vis-à-vis de la perception de la durabilité sera revue. Ensuite, l'approche urbaine avec laquelle la durabilité environnementale est conçue sera explorée. Ses sujets d'application seront alors revus, oscillant entre une vision écocentrée et technocentrée. En outre, deux approches conceptuelles fréquemment utilisées comme approches de la durabilité dans la gouvernance des villes, soit la résilience et la circularité, seront analysées (Elmqvist *et al.*, 2019; Williams, 2019). Finalement, la notion de capacité de charge environnementale sera explorée comme limite biophysique de la durabilité, reflétant les interconnexions entre actions locales et impacts globaux.

1.1.1 Développement durable et globalisation

L'émergence du concept de développement durable coïncide avec le début présumé de l'Anthropocène, période définie comme la nouvelle ère géologique où les changements climatiques et environnementaux sont principalement influencés par l'activité humaine (Lewis & Maslin, 2015; Ruggerio, 2021). C'est à partir de 1987, avec le rapport *Our Common Future*, que le terme de développement durable, défini tel qu' «un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs» (WCED, 1987), entre dans le langage courant (Rees, 1989; Ruggerio, 2021; Waas, Hugé, Verbruggen & Wright, 2011). Il met en avant le besoin d'une reconnaissance politique des injustices économiques et l'importance cruciale d'avoir un mode de vie respectueux de l'environnement.

Toutefois, dans le rapport Brundtland, le *World Commission on Environment and Development* (WCED) prône aussi une idée que Rees (1989) qualifie de «paradoxe», soit qu'une

«croissance économique plus rapide dans les pays industrialisés et en voie de développement» puisse aider ces derniers à se développer et réduire leur impact sur l'environnement rural, au travers d'une plus grande productivité et d'une amélioration de leurs standards de consommation. C'est notamment cet apparenté entre croissance économique continue et développement durable qui fait débat entre les différents courants de pensées (Ruggerio, 2021).

Certains mettent de l'avant l'importance que revêt le libre échange pour répondre aux besoins de tous, et notamment réduire la pauvreté en améliorant les facteurs de productivité et la création de richesses (Rees, 1989; Ruggerio, 2021). La pauvreté est alors vue comme l'un des facteurs majeurs participant à la dégradation environnementale, et à laquelle la globalisation permettrait de remédier (WCED, 1987).

L'exploitation globale des ressources induite par le système de libre échange est alors perçue comme un facteur qui, à terme, favoriserait l'émergence de technologies et de standards plus respectueux de l'environnement, notamment au travers d'avancées technologiques (Perman, Ma, McGilvray & Common, 2003). Ainsi, ce paradigme de «croissance verte» reprend l'hypothèse de la Courbe Environnementale de Kuznets (CEK) (Voir Figure 1.3) et relie la dégradation environnementale au PIB par capita (Perman *et al.*, 2003). La CEK prend alors la forme

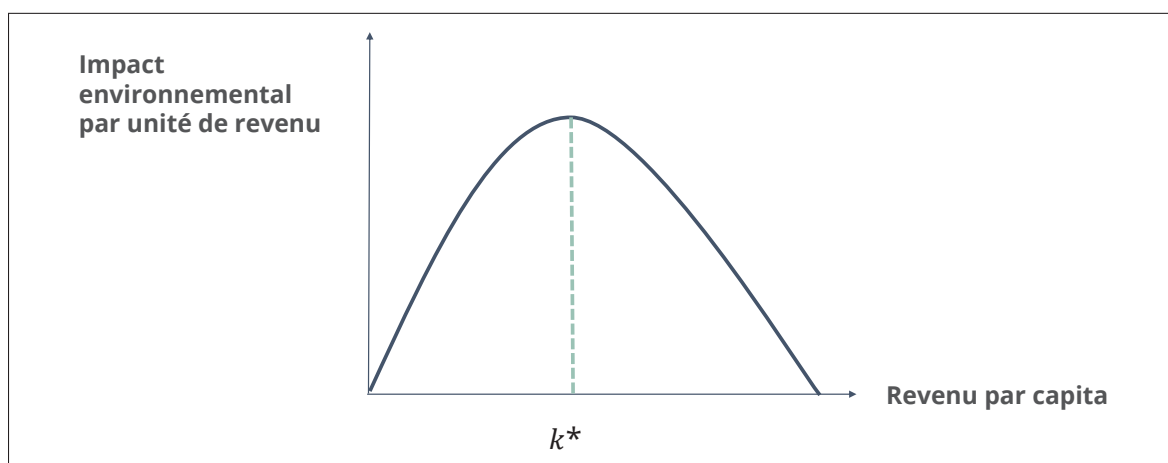


Figure 1.3 Schéma représentatif de la Courbe Environnementale de Kuznets

d'un U inversé, en faisant l'hypothèse qu'à partir d'un certain revenu par personne (k^*), une

société commencerait à réduire l'impact environnemental de son activité. Panayotou (1993) base ce changement sur une réforme structurelle de la société, qui détournerait son économie du secteur primaire (activités agricoles et extraction de ressources), pour se concentrer sur le secteur tertiaire (services et information). Il prévoit ensuite que cette transformation serait accompagnée d'un accroissement du degré de conscience environnementale à plusieurs niveaux de la société (lois de protection de l'environnement, plus de dépenses en sauvegarde de l'environnement). Couplés à une amélioration des technologies, ces changements sociétaux entraîneraient alors une réduction de la dégradation environnementale globale. Bien que cette hypothèse ait été validée par différentes études empiriques (Destek & Sarkodie, 2019; Ulucak & Bilgili, 2018; Tian & Sun, 2018), des simulations ont démontré que pour une croissance économique continue, ce n'est que selon des conditions très spécifiques que, sur le long terme, la relation entre revenu et impact environnemental ne reste pas positive (Perman *et al.*, 2003; Meadows, Meadows, Randers & Behrens, 1972). En effet, même si les dégâts environnementaux par unité de revenu baissent jusqu'à une faible valeur, le niveau total d'impact cumulé continuerait d'augmenter, bien qu'à un moindre taux. Par ailleurs, il faut noter que les théories basées sur l'efficacité technologique pour réduire les impacts environnementaux possèdent une limite, mise en avant par le paradoxe de Jevon (Calisto Friant, Vermeulen & Salomone, 2020; Rees, 2010). Cet effet rebond stipule qu'une augmentation de l'éco-efficacité d'un produit, soit la baisse matériaux nécessaires à la fabrication d'un produit, peut éventuellement en réduire le prix d'achat, occasionnant un surplus pour ses consommateurs. Les économies ainsi réalisées pourraient alors soit participer à l'augmentation de la demande de l'éco-produit, soit se répercuter dans d'autres secteurs de consommation dont l'éco-efficacité pourrait être moindre. La résultante serait alors une plus grande consommation globale de ressources, allant à l'encontre de l'objectif initial de réduction de la pression environnementale.

Pour les détracteurs de la pensée liée à la «croissance verte», le principal argument est lié à la seconde loi de la thermodynamique (Ruggerio, 2021). Cette dernière explique que dans un système fermé, chaque échange spontané interne va participer à accroître l'entropie du système (soit son degré de désordre ou encore son énergie non-utilisable) (Rees, 2012; Merriam-

Webster, s.d.). La Terre peut être considérée comme un système fermé. Ainsi tout procédé, événement ou interaction qui se passe dans la Nature augmente inexorablement l'entropie de l'écosystème et donc la quantité d'énergie non-utilisable (Schrödinger, 1958; Rees, 2012). Cela infère que l'énergie et la matière, dans un système fermé, ne cessent de se dégrader, d'où l'impossibilité physique de conserver une croissance continue dans un monde de ressources finies et décroissantes (Ruggerio, 2021; Rees, 2020; Moore, 2013; Ortega-Montoya & Johari, 2020).

Ne pouvant se justifier par des bases biophysiques, plusieurs scientifiques soutiennent que la popularité du terme de développement durable prend racine dans l'ambiguïté de sa définition (Naredo, 2004). Qualifiant le concept d'oxymore, à cause de son affiliation au terme de croissance verte, certains déplorent son utilisation commune, considérant qu'elle favorise le maintien du statu quo en déguisant l'inhérent conflit entre l'ensemble des activités anthropiques et l'écosystème qui le supporte (Spaiser, Ranganathan, Swain & Sumpter, 2017; Calisto Friant *et al.*, 2020; Waas *et al.*, 2011). Abondant dans le même sens, Rees (2010) s'interroge sur les mécanismes de mise en place d'un déni collectif, face à la réticence qu'ont les sociétés à répondre de manière cohérente aux preuves (de plus en plus nombreuses) que certains modes de vies entrent en collision avec la réalité physique. En effet, les études de neuroscience indiquent que le cerveau humain est modelé par des biais sociaux, culturels et expérientiels (Cossell *et al.*, 2015; Rees, 2020). La répétition de différentes expériences et normes culturelles influe sur la structure des cortex en renforçant les réseaux synaptiques les plus stimulés. Une fois enracinées, ces structures auront tendance à agir comme des filtres sur les nouvelles informations reçues, en favorisant celles qui viendraient renforcer les liens déjà établis (soit dans le sens des pensées et concepts dominants). À l'inverse, des informations contraires aux structures préétablies auraient tendance à être discréditées, niées, voire oubliées. Ainsi, le subconscient de l'Homme serait plus enclin à vouloir croire en l'illusion d'un monde de prospérité matérielle infinie, soutenue par le progrès technologique (correspondant au paradigme dominant les discours économiques et politiques), que de se résoudre à envisager une contraction des modes de consommation avec les contraintes qui y sont associées (qui représenterait une rupture avec son expérience) (Rees, 2010,

2020; Princen, 2010). De plus, ce mécanisme de déconnexion avec la réalité s'est vu renforcé avec l'interconnexion croissante des sociétés. En effet, la globalisation eut pour effet d'augmenter la distance physique entre les populations et les impacts de leurs modes de consommation, tout en renforçant l'interdépendance entre les territoires, rendant la durabilité environnementale d'une région directement tributaire de celle de ses homologues (Kissinger & Rees, 2010). Cette isolation aux retombées environnementales dues à leur comportement a eu pour effet de réduire le sentiment de responsabilité des consommateurs (vérifiant l'adage «loin des yeux, loin du coeur»), favorisant de la sorte des transferts de dégradation environnementale depuis les régions développées vers celles en voie de développement (Ortega-Montoya & Johari, 2020; Petersen, Stuart & Gunderson, 2019; Kissinger, Rees & Timmer, 2011).

En se référant au bilan des dernières années, l'argument selon lequel la croissance économique permettrait d'éradiquer la pauvreté dans le monde tout en préservant l'environnement apparaît infondé (Moore, 2013). En effet, au cours des dernières décennies, les inégalités entre régions du Nord global et du Sud global (populations les plus riches et les plus pauvres, qui peuvent être séparées géographiquement par la ligne de Brandt (Lees, 2021)) n'ont fait que de s'accroître, que ce soit en termes de conséquences environnementales ou de partage des richesses. Surnommé l'«effet de coupe de champagne», le graphique présenté à la Figure 1.4 met en avant, non sans une pointe d'ironie, la disparité de répartition des richesses dans le monde (Champkin, 2014). En effet, les 1,1 % des plus riches partageaient en 2021 presque la moitié des richesses mondiales, tandis que 55 % de la population la plus pauvre n'en possédait que 1,3 % (Credit Suisse Research Institute, 2021). Ces inégalités monétaires sont en outre renforcées par l'impact des changements environnementaux. Bien que 10 % des plus riches sont responsables d'au moins 48 % des émissions mondiales et que 50 % des plus pauvres représentent seulement 7 % de ces dernières (Barrau, 2019), les conséquences des dégradations environnementales vont principalement toucher les pays en voie de développement (IPCC, 2021; Fuhr, 2021). Moore (2013) met en avant le fait que des décennies d'application de l'idéologie dominante d'une croissance verte n'a pas permis de remédier aux problèmes de pauvreté et d'inégalité, au

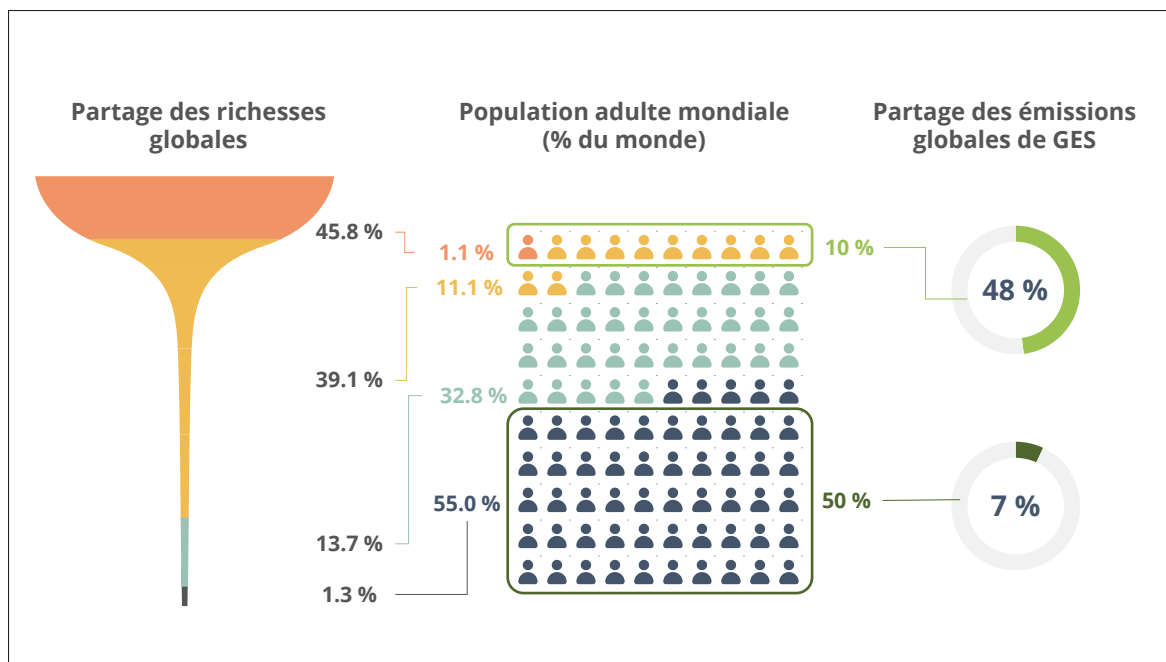


Figure 1.4 Schéma de la répartition des richesses et émissions globales de GES au sein de la population mondiale
Adapté de Deshmukh (2021) et Barrau (2019)

contraire. Elle souligne en outre le fait que ce paradigme présente une barrière à l'émergence de nouvelles solutions de rupture dont les sociétés actuelles auraient besoin.

Les mots sont importants (Princen, 2010; Waas *et al.*, 2011), et c'est la raison pour laquelle l'amalgame qui a été fait entre le développement durable (et l'idée de croissance verte qui s'y rattache), avec le terme de durabilité porte directement préjudice à l'atteinte d'un réel état respectueux de l'environnement. Ainsi, pour engager la transition systémique et culturelle nécessaire pour que les villes transitionnent vers un statut respectueux des limites biophysiques de la Terre, une définition claire et équivoque de ce qu'est la durabilité environnementale à l'échelle urbaine doit être définie et employée par les décideurs politiques.

1.1.2 Définir la durabilité à l'échelle urbaine

Cette section vise à explorer les principaux sujets, conceptualisations et limites de la durabilité pour des systèmes sociaux écologiques (SSE) urbains. Premièrement, les sujets de la durabilité environnementale sont revus, oscillant au sein d'un spectre entre deux positions antagonistes, allant d'une vision écocentrée mettant la préservation du capital naturel comme objectif principal de la durabilité (soutenabilité forte), à une vision technocentrée, plaçant l'accent sur le maintien du système économique en reléguant la nature à un simple rôle de fournisseur de ressources (soutenabilité faible) (Ruggerio, 2021). Ensuite, deux approches conceptuelles populaires à l'échelle urbaine et souvent assimilées à la durabilité sont analysées, soit la résilience et la circularité. Souvent confondues, bien que distinctes, les deux approches sont définies selon leur rapport à la durabilité, en termes de recoupement et de divergences (Calisto Friant *et al.*, 2020; Corvellec, Stowell & Johansson, 2021; Genovese & Pansera, 2021). Finalement, la quantification de la soutenabilité au travers de la notion de capacité de charge environnementale est définie. Soulignant l'importance de la spatialité considérée dans un monde globalisé (Chambers, Allen & Cushman, 2019; Kissinger & Rees, 2010; Elmqvist *et al.*, 2019), la pertinence de différentes échelles de mesure (locale, régionale, globale, etc.) est discutée. L'adage «agir localement penser globalement» est alors exploité en présentant la CCT comme indicateur permettant une approche socialement juste et environnementalement fiable de la durabilité (Kissinger *et al.*, 2011; Kissinger & Rees, 2010; Waas *et al.*, 2011; Galli *et al.*, 2020).

1.1.2.1 Concepts de soutenabilité forte et faible

Cette section se penche sur ce que la soutenabilité comprend, entre deux points de vue antagonistes : la soutenabilité forte et la soutenabilité faible. Ces deux concepts proviennent de recherches économiques sur les conditions nécessaires à l'atteinte de la durabilité, traduite par les économistes comme une consommation continue et non déclinante dans le temps, où les ressources sont gérées dans le but de pouvoir garantir des opportunités de production dans le futur (Perman *et al.*, 2003).

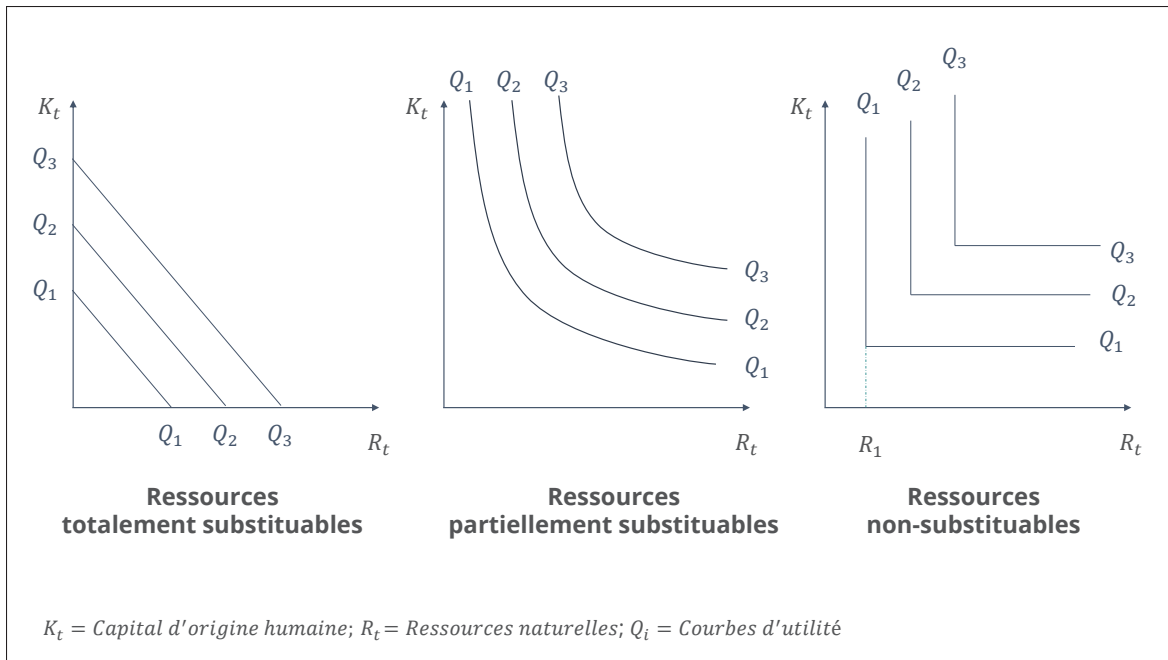


Figure 1.5 Représentation des différents paradigmes de durabilité en économie selon le degré de substitution entre le capital d'origine humaine et les ressources naturelles

Adaptée de Perman *et al.* (2003)

Comme présenté à la Figure 1.5, différentes fonctions de production (Q_i) peuvent s'exprimer en fonction de deux capitaux :

- **Le capital d'origine humaine (K_t)** : Soit la somme des capitaux physiques (comme les stocks d'équipements ou encore les infrastructures technologiques), humains (soit les compétences acquises par des individus leur permettant d'améliorer leur potentiel de productivité), et intellectuels (soit les connaissances et capacités utiles d'une société en termes de productivité, comme une partie de la culture d'une société plutôt que détenues par des individus spécifiques).
- **Le capital naturel (R_t)** : Soit l'ensemble des ressources d'origine naturelle, comme les terres productives, les forêts, la biomasse, les réserves d'eau et autres services naturels.

Ensuite, dépendamment du paradigme utilisé, les deux paramètres peuvent être considérés comme totalement substituables (soutenabilité faible), ou comme non-substituables (soutenabilité forte). Ainsi, la principale différence entre les notions faibles et fortes de la soutenabilité se

trouve dans la possibilité de substitution entre capital d'origine humaine (K_t) et des ressources naturelles (R_t). Ces considérations économiques présentent alors le spectre de définitions pour la soutenabilité. D'un côté, une durabilité environnementale perçue selon une vision écocentrique où la nature est placée au centre du débat et ses attributs sont considérés comme non-remplaçables par du capital humain ou la technologie (soutenabilité forte) (Whyte & Lamberton, 2020). De l'autre, une vision dite technocentrique ou anthropocentrique (Whyte & Lamberton, 2020; Calisto Friant *et al.*, 2020; Corvellec *et al.*, 2021), selon laquelle les technologies sont conçues comme les solutions aux divers problèmes environnementaux et d'extraction de ressources, permettant de maintenir le système économique des sociétés ainsi qu'une croissance économique soutenue (soutenabilité faible) (Perman *et al.*, 2003; Acott & McGibbon, 2007; Ruggerio, 2021).

Pour les adhérents d'une soutenabilité faible, la théorie économique néoclassique sert de base conceptuelle. Cette dernière stipule que les flux matériels et énergétiques sont illimités, circulant en boucle fermée dans un système dont la capacité d'assimilation des déchets est infinie (Ruggerio, 2021). La nature y est alors perçue comme un simple réservoir de ressources à disposition des êtres humains. Le progrès technologique y est primordial, car il permet une plus grande productivité du capital naturel, ainsi qu'une plus grande élasticité de substitution entre capital humain et ressources naturelles (Dietz & Neumayer, 2007). Ce paradigme économique avance que la loi de l'offre et la demande permettrait de parvenir à un équilibre global, dans le cas où les externalités négatives liées aux dégradations environnementales seraient internalisées dans les prix, notamment par le biais d'une monétisation des services environnementaux (Ruggerio, 2021). Cette vision renforce une position anthropocentrique des sociétés, en considérant l'Humanité comme étant distincte de son écosystème (Acott & McGibbon, 2007). Il s'agit d'une version simplifiée de la réalité, qui ne considère pas la difficulté d'établir la valeur du capital naturel, ou encore les limites de pressions biophysiques pouvant être endurées par les écosystèmes et au-delà desquelles ses fonctions naturelles ne pourraient pas être restaurées (Ruggerio, 2021; Perman *et al.*, 2003).

La notion d'une soutenabilité forte a été mise en avant par des voies de développement alternatives, où la conservation des capitaux naturels sont considérés comme primordiaux

et non-substituables aux capitaux d'origine humaine (Dietz & Neumayer, 2007; Ruggerio, 2021). Parmi les raisons pour lesquelles certains scientifiques défendent une vision forte de la soutenabilité, se trouve le fait que certaines pertes de capital naturel pourraient être irréversibles, et que le risque d'incertitudes sur le long terme concernant la perturbation de cycles naturels et autres actions d'épuisement des ressources est considérable (Dietz & Neumayer, 2007). Un principe de précaution prévalant sur la logique économique de la théorie néoclassique est alors mis de l'avant (Ruggerio, 2021; Dietz & Neumayer, 2007). Outre des avis divergents sur le sujet que la soutenabilité devrait adopter entre écocentrisme et technocentrisme, diverses approches sont examinées pour leur potentiel de transition vers un état de plus grande durabilité.

1.1.2.2 Durabilité et vulnérabilité

Avec une urbanisation croissante et l'essor de menaces environnementales, désormais inévitables, auxquelles les villes sont particulièrement exposées (telles que les ouragans, les feux de forêt, les tremblements de Terre ou encore les inondations), un intérêt grandissant a été donné à la notion de vulnérabilité urbaine (ICLEI, 2019; Marchese *et al.*, 2018; UNEP, 2017). Pour Proag (2014), le concept de vulnérabilité implique une forme de risques, par exemple reliés à l'environnement et à ses perturbations (perte de faune et de flore, changement climatique, etc.), et il représente la capacité d'un système à faire face aux répercussions de ces derniers. Il définit alors la vulnérabilité comme le degré de réaction «négative» qu'un système peut avoir lors de l'occurrence d'un évènement à risque. Ce sont les objectifs de développement poursuivis qui déterminent alors les fonctionnalités qui doivent être maintenues au sein d'un système spécifique, et par conséquent qui déterminent aussi la nature «positive» ou «négative» des réactions de ce dernier (Elmqvist *et al.*, 2019). Ce sont eux aussi qui orientent les stratégies de résilience (Elmqvist *et al.*, 2019). Une des définitions données à la résilience urbaine est établie comme «la capacité d'un système à absorber les perturbations, se réorganiser et maintenir les mêmes fonctions essentielles et boucles de rétroactions au cours du temps, en continuant à se développer le long d'une trajectoire particulière» (Elmqvist *et al.*, 2019). Cette définition fait appel à une certaine notion de continuité, tout en soulignant le caractère évolutif des systèmes urbains.

Toutefois, bien que souvent utilisés de manière interchangeable, il est important de noter que les termes de durabilité et de résilience ne sont pas synonymes (Marchese *et al.*, 2018; Elmqvist *et al.*, 2019). En effet, contrairement à la durabilité, la résilience n'est pas un terme normatif, c'est-à-dire qu'une forte résilience n'est pas nécessairement désirable. Plusieurs exemples de systèmes résilients, et bloqués dans des configurations socialement inégales ou environnementalement néfastes peuvent effectivement être cités (tels que les systèmes dictatoriaux, sociétés patriarcales, les modèle de surconsommation dégradant l'environnement, le paradigme de la croissance, etc.) (Elmqvist *et al.*, 2019; Carpenter, Walker, Anderies & Abel, 2001; Moore, 2013). Un autre aspect divergent entre les deux notions tient dans leur caractère temporel : la durabilité se concentre sur l'atteinte de finalités désirables (long terme), tandis que la résilience est plutôt liée à des procédés (court terme) (Marchese *et al.*, 2018). Ainsi, comme schématisé à la Figure 1.6, l'atteinte d'un objectif de durabilité pour un système urbain peut être considérée selon trois attributs : la résilience, l'adaptation et la transformation (Ruggerio, 2021).

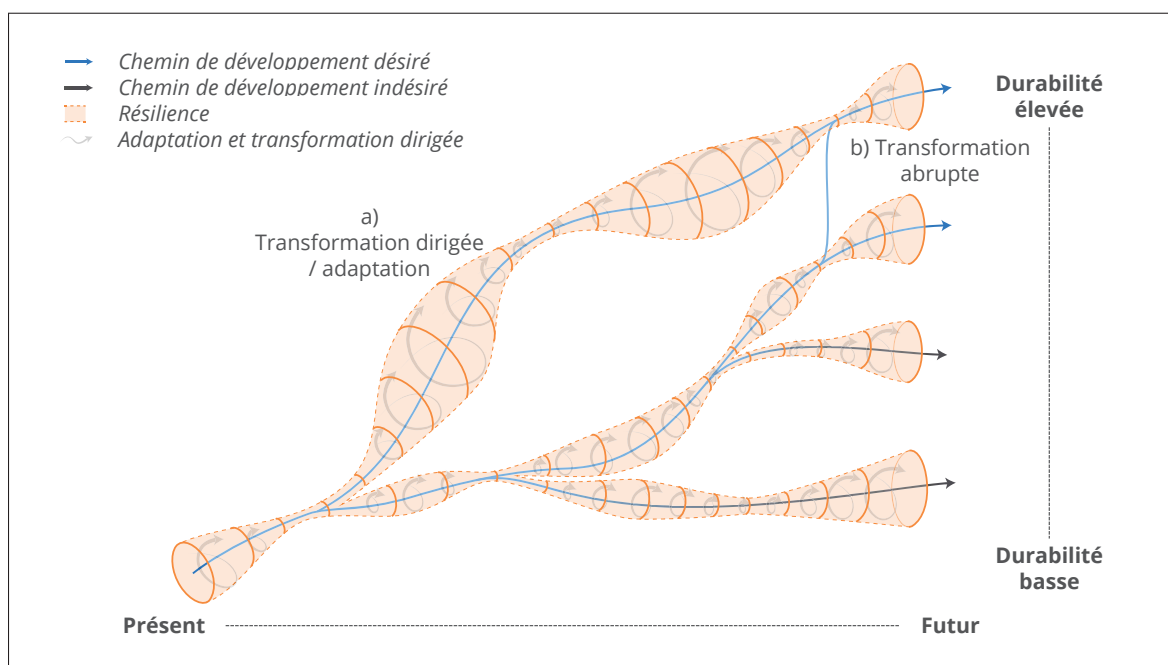


Figure 1.6 Schéma représentatif de la relation entre résilience, transformation et durabilité

Adapté de Elmqvist *et al.* (2019)

Plusieurs chemins de développement peuvent alors exister, menant à des états plus ou moins durables (flèches noires et bleues à la Figure 1.6). La résilience est définie comme la capacité d'un système à adhérer à une trajectoire donnée, schématisée comme un tunnel entourant les chemins de développement, dont la largeur représente le potentiel d'absorption de différentes perturbations, erreurs et incertitudes (Elmqvist *et al.*, 2019; Ruggerio, 2021). Le degré de résilience du système dépend ensuite de sa capacité d'adaptation, soit de sa réaction aux événements extérieurs, ou encore de transformation dirigée, soit son caractère proactif à agir pour permettre de maintenir son chemin de développement. Les transformations dirigées (a) font référence à des changements d'infrastructures du système, lui permettant d'assurer sa fonction première ainsi que de remplir de nouvelles demandes, tandis que les transformations abruptes (b), sont des changements plus fondamentaux davantage basés sur des transitions structurelles (Elmqvist *et al.*, 2019). Par exemple, dans un système urbain, il pourrait s'agir de la gestion de la mobilité, où une transformation dirigée pourrait être de transformer une partie des routes existantes en pistes cyclables, tandis qu'une transition abrupte serait de l'ordre de transformer le système de transport automobile terrestre en un système téléphérique ou totalement magnétique. Les transitions abruptes sont souvent influencées et peuvent influencer en retour différentes échelles géographiques (locales, régionales, mondiales, etc.) (Elmqvist *et al.*, 2019). Par ailleurs, le rôle de la société civile a été identifié par différentes études empiriques comme majeur pour parvenir à une gouvernance socialement plus responsable et environnementalement soutenable, notamment au travers de normes sociales, de proposition de services alternatifs, de processus démocratiques ou encore de l'adoption de nouvelles institutions (Frantzeskaki *et al.*, 2016).

La résilience ne s'adresse pas à éliminer les sources de changements, mais plutôt à renforcer la capacité d'un système à composer avec (Ruggerio, 2021). Ainsi, pour favoriser des chemins de développement désirés, il est nécessaire que les transformations sur lesquelles repose la résilience urbaine prennent en compte des aspects d'ordre social (équité, qualité de vie), ainsi que les dynamiques d'interaction et de rétroaction entre le système anthropique et son écosystème de support (Elmqvist *et al.*, 2019; Marchese *et al.*, 2018).

1.1.2.3 Durabilité et circularité

De nombreux défis socio-écologiques caractéristiques de l'époque actuelle (perte de biodiversité, surconsommation, raréfaction des ressources, gestion des déchets, etc.) sont liés au modèle économique actuel dit linéaire et aux flux de consommation et production de type «*take-make-dispose*» qui y sont associés (Bolger & Doyon, 2019; Williams, 2019; Circle Economy, 2021a; Ellen MacArthur Foundation, 2017). Les populations actuelles consomment davantage de ressources naturelles que leurs prédécesseurs, à la fois de manière globale et normalisée (Kissinger *et al.*, 2011). Environ 70-75 % de cette consommation provient des zones urbaines, engendrant ainsi différentes externalités négatives (environnementales, gestion des déchets, approvisionnement alimentaire, monétaires) sur les villes et par-delà leurs frontières (Ellen MacArthur Foundation, 2017; UNEP, 2017). Le paradigme d'économie circulaire (EC) s'apparente à des concepts d'optimisation matérielle tels que l'écologie industrielle, l'économie environnementale, l'écocfficacité, le biomimétisme, et le *cradle to cradle* (C2C) (Bolger & Doyon, 2019; Lonca, Muggéo, Imbeault-Tétreault, Bernard & Margni, 2018; Genovese & Pansera, 2021), et propose une alternative au modèle économique linéaire actuel (Bolger & Doyon, 2019; Calisto Friant *et al.*, 2020; Genovese & Pansera, 2021).

Promouvant des actions concrètes telles que la réduction de consommation, la réutilisation, le recyclage ou la valorisation (3R-V) des produits, l'EC est devenu un des nouveaux mots à la mode pour parler de durabilité (Corvellec *et al.*, 2021; Genovese & Pansera, 2021), et s'est imposée dans les différents discours des entreprises et gouvernements, comme une manière de découpler la croissance économique des dégradations environnementales (Ellen MacArthur Foundation, 2017). Toutefois, Corvellec *et al.* (2021), Genovese & Pansera (2021) et Schröder *et al.* (2019) mettent en garde contre la possibilité que le manque de fondations théoriques de l'EC ainsi que les limites diffuses de ce «concept parapluie», ne génèrent une nouvelle forme de *green washing*, empêchant alors l'atteinte d'un état respectueux de l'environnement.

Parmi ces limites et lacunes de l'EC, Calisto Friant *et al.* (2020) en identifient cinq de majeures :

- la non prise en compte des lois de la thermodynamique qui masque l'impossibilité de découpler la croissance caractéristique du modèle économique actuel avec les dégradations environnementales qui s'y rattachent ;
- l'absence de considération du lien entre l'énergie, les matières premières et la biodiversité qui risque de provoquer des compromis écologiques («*environmental trade-offs*», soit qu'en raison des importantes synergies et interdépendances dans l'environnement, des actions visant à réduire la pression sur certains capitaux naturels, se fassent au détriment des autres) ;
- le manque d'évaluation globale des différentes retombées de l'EC et des potentiels effets rebonds qu'elle peut engendrer ;
- l'omission des aspects de gouvernance, de justice sociale et de changement culturel qui sont pourtant fortement reliés à la mise en place de stratégies circulaires (gestion des déchets principalement effectuée par les pays du Sud (global), inégalités intra-territoriales, etc.) ;
- le manque de visibilité pour les approches alternatives à la circularité, par exemple des concepts de décroissance ou de vie simple («*simple living*»), ou encore d'autres approches provenant de communautés autochtones ou de pays du Sud, comme le «*buen vivir*», l'«*ubuntu*» ou le «*Buddhist middle path*», qui sont aussi basés sur la restauration des cycles naturels de la Terre.

Ainsi, pour faire de l'EC un paradigme synonyme de durabilité urbaine, deux implications majeures ressortent. D'une part la circularité avec ses limites physiques et incertitudes conceptuelles n'est pas nécessairement synonyme de réduction des impacts environnementaux (Lonca *et al.*, 2018; Elia, Gnoni & Tornese, 2017). Il est alors nécessaire de mesurer les impacts des stratégies circulaires et éventuels compromis écologiques à l'aide d'indicateurs d'impacts environnementaux pour en assurer l'efficacité. D'autre part, en fonction de son niveau de complexité, le statut du paradigme de circularité peut évoluer d'une solution économique technocratique qui reste de pair avec l'actuel système économique capitaliste, vers une révolution éco-sociétale en rupture avec ce dernier (Genovese & Pansera, 2021; Corvellec *et al.*, 2021). Calisto Friant *et al.* (2020). font la distinction entre ces deux catégories en les rebaptisant respectivement «économie circulaire» et «société circulaire» (Voir Figure 1.7).

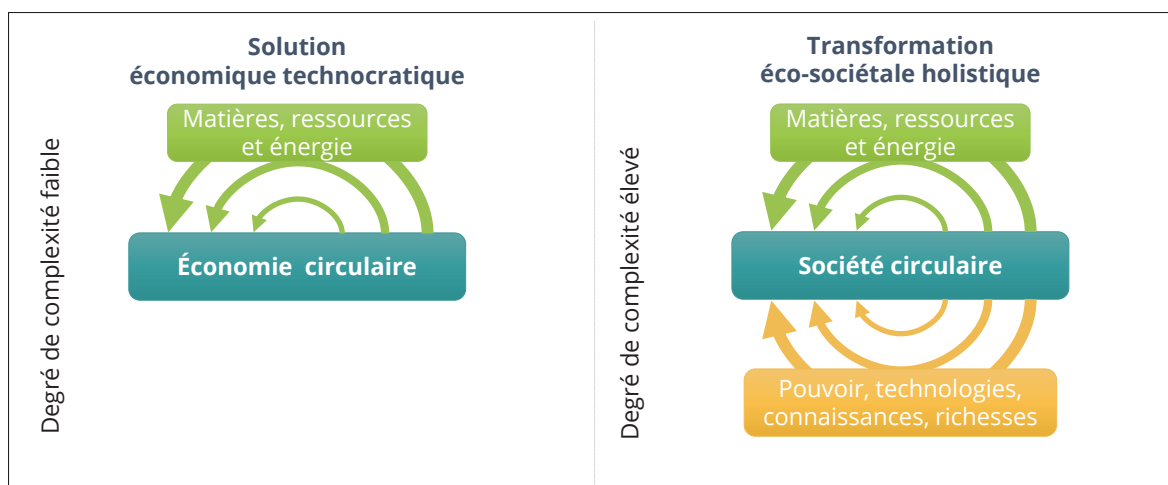


Figure 1.7 Schéma des concepts d'Économie Circulaire et de Société Circulaire
Adapté de Calisto Friant *et al.* (2020)

L'EC revêt l'avantage de donner des directives concrètes, pouvant être bénéfiques pour une application à l'échelle micro (produits ou entreprises) (Desing *et al.*, 2020). Ces stratégies doivent toutefois être accompagnées de différents indicateurs de suivi : des métriques de circularité à l'échelle micro pour la mise en oeuvre d'une transition circulaire, et des indicateurs environnementaux à l'échelle micro et macro afin d'évaluer les dégradations environnementales dans leur ensemble, et éviter tout effet rebond ou éventuels compromis écologiques (Lonca *et al.*, 2018). Une notion d'échelle d'application est donc importante pour rester objectif dans l'évaluation des retombées systémiques de l'EC, étant donné que la réduction d'impact d'une unité de production n'est pas nécessairement synonyme de réduction d'impact pour toute l'économie (Desing *et al.*, 2020). Ensuite, un certain degré de complexité doit être pris en compte pour définir un futur socialement désirable et écologiquement soutenable. En effet, la version dépolitisée de la circularité, qui ne considère ni les aspects macroéconomiques ni sociétaux, est considérée comme une vision tronquée de la réalité et comme un frein majeur à la durabilité, empêchant l'atteinte d'une «circularité authentique» (Desing *et al.*, 2020; Corvellec *et al.*, 2021). C'est la raison pour laquelle Calisto Friant *et al.* (2020) ont mis en avant le terme de société circulaire (Voir Figure 1.7), faisant référence à une circularité synonyme de transition holistique, prenant en compte des notions de protection du capital naturel et d'équité sociale,

plutôt qu’une solution limitée aux seules considérations d’efficacité écologique ou matérielle. Cette distinction permettrait alors de considérer réellement les trois piliers de la durabilité, et d’amener une solution en rupture avec le système capitaliste actuel, en considérant les inégalités systémiques qui y sont reliées et ont été mises en avant à la section 1.1.2 (Corvellec *et al.*, 2021; Genovese & Pansera, 2021; Calisto Friant *et al.*, 2020). C’est notamment selon cette perspective que l’économiste Piketty (2019) propose une EC qui redistribue les ressources et les capitaux pour davantage d’égalité sociétale, et lutter contre les disparités causées par ce système néo-libéral. Pour Corvellec *et al.* (2021) et Genovese & Pansera (2021), le paradigme circulaire ne peut déclarer des objectifs d’écocentricité tant qu’il reste attaché à un système économique anthropocentrique et néocolonialiste.

Le paradigme d’EC est devenu une notion centrale des discours gouvernementaux ou corporatifs, pour la possibilité d’un futur durable, socialement juste, économiquement profitable et résilient qu’il laisse entrevoir (Calisto Friant *et al.*, 2020; Desing *et al.*, 2020). Toutefois, si la circularité n’est envisagée qu’à petite échelle sans un caractère disruptif du modèle actuel de consommation croissante, le modèle échouera à rester dans les capacité biophysique du système terrestre (Bolger & Doyon, 2019; Steffen *et al.*, 2015).

1.1.3 Capacité de charge de la Terre à l’échelle urbaine

Après avoir exploré la notion de durabilité à l’échelle urbaine de manière conceptuelle, il convient d’aborder la question d’une manière plus appliquée, non pas sur la base de paradigmes à même de conduire vers un état de durabilité globale au sein des villes, mais sur les conditions de soutenabilité à respecter à l’échelle urbaine pour tendre vers un état de stabilité qui respecte les limites de l’environnement. Une façon de considérer ces aspects est d’utiliser la théorie des systèmes, soit en concevant les populations et leurs activités comme des systèmes ouverts (qu’on qualifiera de systèmes anthropiques), caractérisés par des échanges de flux de matières, d’énergie et d’informations avec leur écosystème de support (Ruggerio, 2021; Bolger & Doyon, 2019). L’ensemble incluant ces deux systèmes en interaction porte le nom d’anthroposystème et met en avant l’imbrication des relations nature-société (Lévêque & Muxard, 2004).

Sous cette perspective, la viabilité de l'anthroposystème sur le long terme est tributaire d'une activité anthropique qui respecte la capacité de charge de son écosystème, définie comme la pression anthropique maximale que l'écosystème en question peut supporter sans enclencher des dégradation environnementales trop importantes et des changements irréversibles (Wang *et al.*, 2020; Świąder *et al.*, 2020; Desing *et al.*, 2020).

La définition de la durabilité environnementale devient alors explicite, soit un état d'équilibre dynamique entre le système anthropique et son écosystème, de sorte que la population puisse se développer de manière prospère sans que ses activités ne produisent d'effets négatifs et irréversibles sur la capacité de charge de l'environnement dont elle dépend (Ben-Eli, 2018; Fang, Heijungs, Duan & De Snoo, 2015). La Figure 1.8 représente ces interactions entre la population et la capacité de charge en mettant l'accent sur les principaux leviers de stabilité d'un tel système.

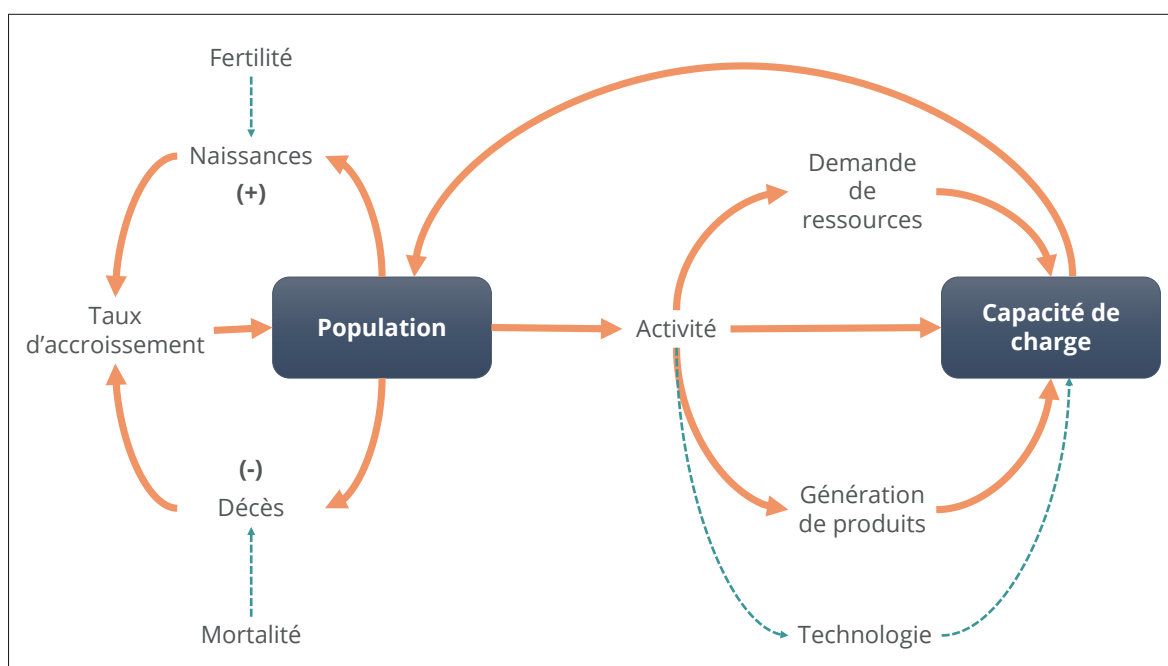


Figure 1.8 Schéma de la soutenabilité : relation entre la capacité de charge d'un système et ses dynamiques démographiques internes
Adapté de Ben-Eli (2018)

Parmi ces derniers, se trouvent les paramètres démographiques de la population et l'intensité de ses activités, qui ont un impact direct sur la capacité de charge de l'écosystème (Ben-Eli, 2018). Cette dernière s'apparente à la notion de biocapacité, soit l'aptitude d'un milieu à renouveler son capital naturel et absorber les déchets de l'activité humaine (Bergeron-Verville, 2013).

Cette capacité de charge détermine ensuite une population limite pour une zone spécifique, en fonction du niveau de services naturels qu'elle possède (quantité d'eau, de nourriture, compétition entre les différents individus, etc.) (Hui, 2006). C'est sur cet aspect qu'intervient le levier technologique. Ce dernier va permettre d'agir sur le point d'équilibre du système, en rendant possible une augmentation de la population maximale que le milieu peut accueillir, soit par l'augmentation de sa capacité de charge environnementale (augmentation des terres arables, augmentation de la productivité des terres, etc.) soit par la réduction des impacts de l'activité anthropique (technologie de capture carbone, création de substituts aux ressources vierges, etc.) (Ben-Eli, 2018). C'est notamment ce facteur technologique qui explique la croissance démographique exponentielle qui a eu lieu depuis le 19^e siècle, avec le début de l'utilisation des énergies fossiles (Rees, 2020).

Dans une optique de gouvernance urbaine, utiliser la capacité de charge environnementale pour définir la durabilité environnementale possède plusieurs avantages. D'une part, elle permet l'utilisation de différents indicateurs environnementaux comme paramètres de suivi quantifiables (empreinte écologique, émissions de CO₂, ressources hydriques, limites planétaires («*planetary boundaries*»), etc.), de l'autre, elle permet la prise en compte de différents niveaux géographiques permettant de mesurer l'impact étendu des villes de manière holistique (local, régional, mondial, etc.) (Steffen *et al.*, 2015; Galli *et al.*, 2020; Galli *et al.*, 2012; Kissinger & Rees, 2010; Sala, Crenna, Secchi & Sanyé-Mengual, 2020). Ainsi, la capacité de charge environnementale permet de mettre en place des lignes directrices claires, basées sur les seuils d'indicateurs environnementaux dynamiques et donnant lieu à des objectifs quantifiables correspondant à une vision forte de la soutenabilité (Ben-Eli, 2018; Hachaichi & Baouni, 2020; Li *et al.*, 2020; Hachaichi & Baouni, 2020). Wu, Wei, Lam, Liu & Li (2019) utilisent justement cette approche pour définir les avenues de développement durable pour la ville de Tianjin.

Leur cheminement se base sur l'évaluation d'une population optimum pour la municipalité, en fonction de la biocapacité du territoire et de sa situation économique, comparée à la population réelle entre les années 1994 et 2014.

L'approche utilisée est originale car elle utilise la population comme une variable d'équilibre (Wu *et al.*, 2019). Ce faisant, elle se rapproche du concept de biorégionalisme, qui considère que les caractéristiques d'un écosystème spécifique déterminent le niveau de population humaine qu'il peut supporter (Wahl, 2016). En considérant ce levier démographique, cette approche sort du paradigme technocratique dominant qui mise avant tout sur la création de ressources au travers de la croissance économique et de l'innovation technologique pour couvrir les besoins des populations humaines (Rees, 2020). Bien que la population soit reconnue comme l'un des facteurs majeurs participant à la dégradation environnementale, elle est peu traitée comme un levier d'équilibre (IPBES, 2019; Pincetl, 2017; Almiron & Xifra, 2020). Il s'agit pourtant d'un facteur prépondérant pour la mise en place d'une gestion pérenne des ressources qui soit environnementalement soutenable, compte tenu des projections de la croissance démographique globale (Rees, 2020; Wu *et al.*, 2019; Masson-Delmotte & Larrouturou, 2021; UNDESAPD, 2019).

Pour ce qui est du niveau géographique à traiter, il est important de considérer différentes échelles selon le mode de fonctionnement du système ainsi que les objectifs de l'analyse (Princen, 2010; Lonca *et al.*, 2018; Chambers *et al.*, 2019). En effet, pour la gestion de ressources locales, il conviendrait de mesurer la biocapacité du milieu afin de favoriser une exploitation responsable des ressources et appuyer des politiques de gouvernance durables (Świąder *et al.*, 2018). Toutefois, comme discuté à la Section 1.1.1, la globalisation a augmenté l'interconnexion des différentes régions du monde, où les activités d'une localité peuvent provoquer des externalités négatives dans une autre et même avoir des retombées globales. En considérant que parmi les droits de l'homme, se trouve le «droit à des conditions de vie équitables dans un environnement de qualité qui permette une vie de dignité et de bien-être» (United Nations, 1972), et que les régions du monde ne sont pas équivalentes ni en termes de biocapacité, ni de perturbations environnementales à venir (IPCC, 2021; Ortega-Montoya & Johari, 2020), il convient donc

de considérer la CCT ainsi que la population mondiale pour assurer une équité inter et intra générationnelle qui respecte les limites d'une seule planète (Desing *et al.*, 2020; Galli *et al.*, 2020). Quelle que soit l'échelle spatiale utilisée, une plus grande quantité de recherches et d'évaluations des capitaux naturels, et de la biocapacité des milieux à des niveaux locaux ou régionaux seraient nécessaires pour la prise en compte de la capacité de charge environnementale comme indicateur de suivi de la durabilité environnementale, et la mise en oeuvre d'initiatives plus soutenables (Galli *et al.*, 2020; Pierce *et al.*, 2020).

L'objectif d'«Une Planète» - soit la vie dans le respect des limites biophysique de la Terre - n'est pas un simple objectif pour l'ensemble des sociétés, c'est le contexte dans lequel l'Humanité évolue et doit respecter pour que les générations futures puissent vivre et s'épanouir (Galli *et al.*, 2020). Pour comprendre le rôle que les villes peuvent jouer dans l'atteinte de cet objectif, il convient d'analyser leur mode de fonctionnement, leur potentiel de mitigation et leurs limites d'actions afin d'identifier ce à quoi correspond une ville en chemin vers la durabilité.

1.2 Les villes en chemin vers la durabilité

Bien que les villes ne couvrent que 1 % des terres habitables de la planète (Ritchie, 2020), la superficie de terres productives nécessaires à soutenir leur fonctionnement a été évaluée de 30 à 200 fois supérieures à cette surface (Moore & Rees, 2013; d'Amour *et al.*, 2017; Folke, Jansson, Larsson & Costanza, 1997). La forte urbanisation des années à venir suggère une pression croissante exercée par les villes sur les actifs naturels, engendrant alors des impacts environnementaux à l'échelle globale (Musango, Currie & Robinson, 2017). C'est notamment cette concentration de dégradations environnementales qui a amené une forte attention sur les villes pour le potentiel de mitigation d'impacts environnementaux qu'elles représentent. Il convient alors de définir ce que sont les systèmes urbains, notamment au travers de la définition des termes d'«urbain», de «villes» et de l'analyse de leurs limites, et de leurs modes de fonctionnement. Par la suite, l'analyse du rôle des villes à la fois en tant que perpétratrices de changements environnementaux que comme catalyseurs de transition plus soutenable permet de situer les systèmes urbains dans le contexte environnemental. Finalement, pour avoir une

idée réaliste du potentiel des villes à pouvoir réduire les impacts environnementaux de manière efficiente, une analyse critique de leur portée ainsi que de leurs limites d'action est effectuée.

1.2.1 Définitions et caractérisation des villes

Les villes sont des systèmes complexes, dont les dynamiques et processus internes doivent être considérés afin d'évaluer de manière complète l'étendue de l'impact qu'elles génèrent sur leur écosystème (Mirabella, Allacker & Sala, 2019; Moore, 2013). Mais qu'est-ce qui constitue une ville dans l'ère de l'Anthropocène ? Dans un premier temps, il convient de définir ce que constituent les termes de «ville», ou d'«urbain», et leurs délimitations physiques. Optant pour une approche de théorie des systèmes, le mode de fonctionnement des villes peut ensuite être étudié grâce aux lois de la thermodynamique.

1.2.1.1 Les frontières du contexte urbain

Pour pouvoir étudier les villes, une première étape consiste à définir explicitement leurs délimitations spatiales. Il n'existe toutefois pas de consensus sur ce qui constitue une ville, car différentes définitions représentent différentes perspectives, et le choix de la plus appropriée dépend du contexte et des objectifs recherchés (Mirabella & Allacker, 2021; Albertí, Balaguera, Brodhag & Fullana-i Palmer, 2017; Balouktsi, 2020). Dans le chapitre dédié aux habitats, infrastructures et planifications spatiales des zones anthropiques urbaines, Seto *et al.* (2014) identifient trois grandes catégories de délimitation pour les villes :

- les **frontières administratives** : il s'agit de la zone sur laquelle une ville a un pouvoir juridictionnel. Ce type de délimitation a l'avantage d'être répertorié pour n'importe quel pays, et ce à différentes échelles. Cela en fait alors un choix pertinent pour les applications pratiques de théories scientifiques (Alvioli, 2020);
- les **frontières fonctionnelles** : l'approche fonctionnelle délimite les aires métropolitaines en fonction de leur zone d'influence, soit le territoire sur lequel habitent les personnes qui ont recours aux services urbains (transports en commun, écoles, hôpitaux, emplois,

etc.) (Moreno-Monroy, Schiavina & Veneri, 2021). Des facteurs tels que les déplacements domicile-travail, revenus par habitant ou les activités économiques peuvent alors être utilisés à des fins de délimitation. Cette approche peut être utile pour des urbanistes dans le cadre d'aménagements urbains. Toutefois, il faut noter un manque de ce type de données dans de nombreux pays, limitant ainsi une délimitation globale et cohérente selon cette approche ;

- les **frontières morphologiques** : cette approche se base avant tout sur l'aspect physique du territoire, l'occupation du sol ou la forme du bâti. Il s'agit de l'approche dominante lorsque les images satellites sont utilisées pour délimiter les zones urbaines (Seto *et al.*, 2014).

Le choix des frontières peut avoir un effet substantiel sur les résultats obtenus au cours d'une analyse. Ainsi, la nécessité d'homogénéiser ce que représentent la «ville» ainsi que l'«urbain» dans un contexte de soutenabilité est nécessaire pour pouvoir analyser de manière complète et cohérente les impacts environnementaux qui s'y rapportent (Pincetl, 2017).

1.2.1.2 Les villes comme systèmes ouverts complexes

Les villes sont souvent décrites comme des systèmes complexes ouverts, dont les flux d'approvisionnement proviennent en grande partie de régions situées en dehors de leurs frontières physiques (Tan, Arbabi, Brockway, Densley Tingley & Mayfield, 2019; Moore, 2013; Rees, 2012; Pincetl, 2017). Qualifiées de structures dissipatives auto-organisées, les villes maintiennent leur fonction interne en extrayant l'énergie et la matière disponibles sous forme de biens consommables depuis leur environnement (néguentropie), et y rejettent ensuite les déchets énergétiques et matériaux dégradés (entropie) (Rees, 2012; Bihouix, 2019). En résumé, les systèmes urbains n'arrivent à soutenir leur niveau d'organisation local qu'au détriment d'une entropie globale croissante (Rees, 2012; Moore, 2013). Cette conceptualisation des villes comme organismes ou écosystèmes (Cui, 2018; Ruggerio, 2021; Sanches & Bento, 2020; Musango *et al.*, 2017), reposant sur les lois fondamentales de la thermodynamique, ramène donc à la définition de la soutenabilité comme énoncée à la Section 1.1.3, soit à l'équilibre entre les impacts de l'ensemble des actions anthropiques avec la capacité de charge de leur écosystème de support.

Avec la globalisation caractéristique à l'ère de l'Anthropocène, une transformation structurelle des villes postindustrielles s'opère, rattachée à un processus de désindustrialisation (Moore, 2013). Les villes se complexifient alors, en développant des réseaux supra-urbains allant jusqu'à l'échelle mondiale, leur permettant d'attirer toujours plus de ressources vers leurs centres pour soutenir leur accroissement (Moore, 2013). Le concept de villes consommatrices émerge alors, reflétant leur caractère expansionniste, induit par leur croissance continue, et occasionnant ainsi des externalités environnementales négatives sur des écosystèmes toujours plus vastes et éloignés (Moore, 2013; Ortega-Montoya & Johari, 2020; Galli *et al.*, 2020; Kissinger & Rees, 2010). Considérant la nature finie des ressources naturelles, un éventuel effondrement de ces systèmes urbains complexes est présagé de la part de différents scientifiques, et corroborées par le rapport du Club de Rome (Moore, 2013; Meadows *et al.*, 1972; Tan *et al.*, 2019; Rees, 2012).

Pour faciliter une transition vers des modes de fonctionnement plus soutenables, il est nécessaire de remettre en question le paradigme de croissance infinie (Rees, 2020), et de comprendre les dynamiques intrinsèques des villes pour faire évoluer leur métabolisme linéaire non-durable vers une forme plus circulaire, pourvue d'un système de rétroaction et de cycles de récupération, similaires à ceux d'écosystèmes naturels (Cui, 2018; Hachaichi & Baouni, 2020; Sanches & Bento, 2020; Musango *et al.*, 2017). Différentes stratégies pourraient appuyer ce développement, telles que la réintégration des villes au sein des régions qui les entourent directement, notamment par le biais de consommations plus faibles, plus locales et de saison. Ensuite, pour accroître leur biocapacité locale, il serait pertinent de développer les espaces verts et autres zones d'agriculture urbaine. Enfin, pour favoriser la sauvegarde de matières vierges, les villes pourraient se tourner vers des pratiques de consommation plus circulaires (comme le recyclage, la réutilisation de matériaux ou le partage des ressources) (Moore, 2013). Ce type de transformation permettrait de stimuler de nouvelles trajectoires d'évolution plus soutenables à l'échelle urbaine (Moore, 2013; Meadows *et al.*, 1972).

1.2.2 La dualité des villes et leur influence sur l'environnement

Depuis les deux dernières décennies, le rôle des villes dans la lutte contre les dégradations environnementales globales a gagné en importance, autant dans la littérature scientifique, que dans la multiplication du nombre d'organisations de collaboration internationale à l'échelle urbaine (Van der Heijden *et al.*, 2019; Hachaichi & Baouni, 2020; Mauree *et al.*, 2019; Tan *et al.*, 2017). À la base de cet engouement se trouve la dualité des villes à être à la fois perpétratrices d'importantes dégradations environnementales, en raison de leur nature vorace et de la vaste portée géographique de leurs impacts, et potentielles accélératrices de transition durable, grâce à leur capacité d'innovation et d'économies d'échelle leur permettant une meilleure gestion des ressources (Moore *et al.*, 2013; Pincetl, 2017; Moore, 2015).

1.2.2.1 Les villes comme épicentres de changements environnementaux

Les villes consomment aujourd'hui plus de 75 % des ressources matérielles (Ritchie, 2020; Sanches & Bento, 2020), émettent approximativement 75-80 % des émissions de GES mondiales (Ghaemi & Smith, 2020; Lombardi *et al.*, 2017), et représentent 80 % de la consommation globale en énergie (Harris *et al.*, 2020).

De plus, plusieurs des facteurs urbains participant à ces dégradations environnementales sont prévus d'augmenter dans les années à venir. Parmi ceux-ci, se retrouvent notamment la population urbaine ainsi que le nombre et la taille des villes (UNDESAPD, 2019). Cette forte urbanisation du territoire laisse présager des pressions additionnelles sur différents capitaux naturels, avec une augmentation de la production de nourriture évaluée à 70 % entre 2010 - 2050 (Hachaichi & Baouni, 2020), la conversion de 290 000 km² d'habitats naturels en zones urbaines entre 2000 - 2030 (McDonald *et al.*, 2020), et l'augmentation significative du nombre de citoyens urbains sujets à des pénuries d'eau, passant de 933 millions en 2016 à 1.693–2.373 milliards en 2050 (He *et al.*, 2021).

Le contexte dans lequel l'urbanisation future se produira est aussi un paramètre important à considérer. En effet, il est prévu que d'ici à 2050, 90 % de l'accroissement démographique urbain

va se dérouler sur les continents d'Asie et d'Afrique (UNDESAPD, 2019) dont les territoires sont faiblement urbanisés comparé à leurs voisins occidentaux et dont une forte part de la population urbaine réside dans des bidonvilles (UN-Habitat, 2014; Ritchie & Roser, 2018). Cela implique qu'une partie importante de ces populations n'a pas un accès privilégié à différents services de première nécessité tels qu'à un accès à de l'eau potable, un service d'assainissement amélioré, ou encore un accès aux soins de santé, à l'éducation ou à des logements suffisamment grands et salubres (Ritchie & Roser, 2018). Ainsi, des investissements pour l'amélioration de la condition de vie de ces populations urbaines du Sud sont à prévoir, et du fait de la faible urbanisation de leurs territoires, ils seront associés à une forte demande en ressources naturelles (Pincetl, 2017; Swilling *et al.*, 2018). Ce constat fait écho à ce qui a été mentionné à la Section 1.2.1.2, soit qu'en grandissant les villes génèrent de plus grandes pressions environnementales, et est corroboré par les prédictions faites par Swilling *et al.* (2018) sur la période de 2010 à 2050. En effet, le développement d'infrastructures dans les villes du Sud global à un niveau similaire à celles existantes dans les villes du Nord a été évalué comme équivalent à l'émission de 226 Gt de CO₂ d'ici à 2050 (Nagendra, Bai, Brondizio & Lwasa, 2018). Cela représenterait plus de la moitié du budget carbone, établi à 400 Gt de CO₂ par le GIEC (IPCC), sur la même période et pour une élévation de température de 1.5°C à un niveau de probabilité de 83 % (IPCC, 2021).

Lorsque les villes grossissent, elles ont tendance à générer de plus importants revenus par habitant (Swilling *et al.*, 2018), qui se traduit souvent en une augmentation de la consommation, elle-même fortement corrélée avec l'augmentation de pressions environnementales. McKinsey & Company (2016) prévoit qu'entre 2015 et 2030, 75 % de l'augmentation de la consommation globale sera entraînée par une hausse du pouvoir d'achat, contre seulement 25 % provenant de l'accroissement démographique, renversant alors les tendances des dernières décennies. Alors que pour certaines régions moins développées, une augmentation de la consommation est directement corrélée à une amélioration de la qualité de vie (régimes plus variés et de quantité suffisante, meilleur accès à de l'eau potable, etc.), ce n'est plus le cas pour des régions plus riches, où une plus grande consommation signifie avant tout des impacts environnementaux plus

importants (Moore, 2015). Il est alors primordial de trouver un équilibre entre amélioration des conditions de vie des populations et surconsommation néfaste à l'équilibre de l'anthroposystème.

1.2.2.2 Les villes comme catalyseurs de transition durable

En vertu de leur statut de centre de dégradation globale et de leur surconsommation intrinsèque, les villes ont le potentiel de réduire substantiellement les impacts environnementaux, notamment au travers d'une utilisation plus efficace de leurs ressources (Moore *et al.*, 2013; UNEP, 2017). Cette amélioration logistique est facilitée par certains attributs caractéristiques des villes telles que leur densité, leur proximité ou encore leur diversité (UNEP, 2017). Ces attributs permettent différentes économies d'échelles, qui, dans un contexte de transition durable, pourraient se traduire en un «multiplicateur urbain de durabilité» (Moore *et al.*, 2013; Hachaichi & Baouni, 2020). En effet, le développement d'infrastructures collectives (transports en commun, institutions publiques, services de chauffage urbain ou de traitement de l'eau) ne sont rentables qu'au-delà d'une certaine densité de population. D'une part, ces économies d'échelle permettent de réduire la pression environnementale des villes par rapport à des alternatives décentralisées. D'autre part, cette optimisation des ressources génère des gains monétaires, qui peuvent se traduire en opportunités sociales et économiques pour les résidents urbains (répercussion des gains économiques sur les citoyens), par exemple en rendant les différents services et biens municipaux plus abordables (UNEP, 2017; Pincetl, 2017). Ainsi, bien que l'impact absolu des villes soit plus élevé que celui des campagnes, lorsque normalisé, un citoyen urbain a une empreinte environnementale moins importante que son homologue rural (occupation de l'espace, émission de pollution, consommation de matériaux, etc.), tout en ayant un meilleur accès à différentes infrastructures publiques et services (Angelo & Wachsmuth, 2020; Pincetl, 2017). C'est notamment à partir de ce constat que l'idée de «villes compactes» a émergé, et dont le principe phare de densification est actuellement soutenu pour le développement plus durable de différentes municipalités (Angelo & Wachsmuth, 2020; Hassan & Lee, 2015).

Pour soutenir ce type d'actions tournées vers une meilleure considération environnementale, différents outils économiques tels que l'accès à des fonds publics (fonds verts, banques de

développement nationales et régionales, etc.) ou à des sources de financement plus novatrices (mesures écofiscales, obligations vertes, crédits renouvelables, etc.) ont été développés, et sont notamment encouragés pour les municipalités québécoises (Lemire Gaumont, 2017; Tremblay-Racicot, Prémont, Jobidon & Déry, 2020; Whitmore & Pineau, 2020; Van der Heijden, 2019). Cette plus grande autonomie financière permet alors aux villes de plus grandes libertés d'actions environnementales.

Plusieurs articles décrivent les zones urbaines comme un terrain fertile à l'expérimentation de nouveaux concepts, comme la mise en application de nouveaux procédés théoriques de gouvernance climatique ou encore l'instauration d'innovations socio-technologiques (Fuhr, Hickmann & Kern, 2018; Pincetl, 2017). De plus, leur fort degré de connectivité permet par la suite aux villes d'exporter les innovations locales prometteuses à de différentes échelles (Fuhr *et al.*, 2018; Pincetl, 2017). Dans ce contexte, le terme d'exportation «*scaling-up*» réfère à une progression des initiatives urbaines vers des niveaux spatiaux (superficie d'application), quantitatifs (nombre de villes touchées) ou hiérarchiques (gouvernements régionaux ou nationaux) supérieurs et implique alors un mécanisme de transfert et d'adaptation de ces expérimentations (van Doren, Driessen, Runhaar & Giezen, 2018). Ce rôle de «*living lab*» et la flexibilité permise par leur plus petite structure leur a donc permis de se démarquer dans la lutte contre le réchauffement climatique, instaurant parfois des objectifs plus audacieux que ceux de leur pays d'appartenance (Fuhr *et al.*, 2018; Van der Heijden *et al.*, 2019). Ce faisant, la portée de leurs actions locales surpasse leurs frontières physiques pour trouver écho dans d'autres villes, mobilisant de la sorte des échelles plus hautes d'un point de vue hiérarchique et géographique. Ce rôle de catalyseur de changements multi-échelles a par ailleurs fortement été encouragé par l'essor du nombre d'organismes environnementaux transnationaux au cours des dernières années (Frantzeskaki, Buchel, Spork, Ludwig & Kok, 2019; Acuto, 2013; Fuhr *et al.*, 2018). Leur objectif est de favoriser la collaboration et le développement de capacités entre les villes en termes de durabilité urbaine. Parmi les plus importants de ces groupes, il y a notamment le *C40 Cities Climate Leadership Group* (C40) (C40 Cities & ARUP, 2016), l'*International Council for Local Environmental* (ICLEI) (ICLEI, 2019), les *Eurocities*, le *Carbon Neutral*

Cities Alliance (CNCA) (Pincetl, 2017), ou encore le *Covenant of Mayors* (Global Covenant of Mayors, s.d.).

Ces organismes transnationaux cherchent à développer la durabilité urbaine en occupant trois rôles majeurs :

- **le rôle d'éducateur** : rassembler les différentes connaissances des villes partenaires, participer à l'éducation des décideurs politiques au regard des nouvelles pratiques environnementales et à l'intégration de nouveaux procédés, sont partie intégrante du mandat de ces organismes. Cette translation du savoir repose sur la mise en relation transversale entre les acteurs du domaine scientifique et ceux de terrain. Elle permet alors de réduire le fossé existant entre ces deux mondes en proposant des solutions concrètes basées sur des données scientifiques (C40 Cities & ARUP, 2016; Institute for Global Environment Strategies, Aalto University & D-mat ltd., 2019). Considérant la complexification des différents outils de mesure et d'aide à la décision dans le domaine environnemental, cet aspect de développement des capacités est vu comme un point critique à la réussite des actions de durabilité urbaine (Frantzeskaki *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2020; Frantzeskaki, 2019);
- **le rôle de disrupteurs** : ils travaillent à faciliter l'émergence de nouvelles pratiques et systèmes de gouvernance correspondant aux besoins et enjeux actuels, en sortant de la norme et en innovant. Cette étape repose sur «l'apprentissage par la pratique» et permet non seulement de remettre en cause les méthodes conventionnelles mais s'appuie en outre sur l'approche locale ascendante qui permet aux villes des expérimentations pionnières porteuses de nouvelles pratiques pour les agendas urbains et à plus grande échelle (Frantzeskaki *et al.*, 2019; Doughnut Economics Action Lab, Biomimicry 3.8, C40 Cities & Circle Economy, 2020);
- **le rôle de médiateur** : ces organismes mettent en relation les villes de différents pays et favorisent une gouvernance urbaine en réseaux (Davidson, Coenen, Acuto & Gleeson, 2019). En outre, ils encouragent de multiples interventions collaboratives à l'échelle locale impliquant différentes parties prenantes comme les ONG, les citoyens, les entreprises et les municipalités. Ce rôle prend en outre tout son sens lors de la coordination entre les différents

niveaux hiérarchiques des gouvernements. Ainsi, les transferts de connaissances se veulent bi-directionnels, et transfrontaliers, afin de promouvoir la prospérité globale. Ces nouveaux organismes transnationaux favorisent alors l'expansion de nouvelles méthodologies à plus grande échelle en créant un contexte de partage et d'entraide et en offrant une direction de développement à ses adhérents (Frantzeskaki *et al.*, 2019; Van der Heijden, 2019).

La période actuelle est charnière concernant l'avenir des changements environnementaux, et les réductions nécessaires au maintien d'une température compatible avec la survie de l'humanité ne pourront se faire sans l'implication cruciale des villes, dont les actions ont le potentiel de contribuer à plus de la moitié de ces réductions globales (C40 Cities & ARUP, 2016). Toutefois, plusieurs scientifiques appellent à la modération, et émettent la possibilité d'une surestimation de la place accordée aux villes face aux perturbations environnementales globales (Van der Heijden *et al.*, 2019; Fuhr *et al.*, 2018).

1.2.3 Évaluation critique du potentiel de durabilité urbain

Bien que les villes soient aujourd'hui perçues dans l'imaginaire collectif comme l'un des meilleurs espoirs pour sauver la planète (Angelo & Wachsmuth, 2020), il convient de s'intéresser aux différentes limites d'une telle affirmation. Le fait que le futur des zones urbaines soit intimement lié à celui plus global de l'environnement n'est pas remis en question, mais une analyse critique du potentiel réel des villes dans la lutte environnementale est jugée nécessaire pour en déterminer l'ampleur (Van der Heijden *et al.*, 2019; Pincetl, 2017). Ainsi, il est pertinent d'étudier l'étendue du périmètre d'action des villes, à la fois en termes d'autonomie de gouvernance et de portée géographique. Afin que l'action locale s'accompagne de résultats globaux, la propension des villes à exporter leurs initiatives, leçons et expérimentations fructueuses doit elle aussi être revue. Finalement, la durabilité urbaine étant intimement liée aux paramètres d'ordre social, l'exploration des différentes inégalités liées à l'urbanisation et des facteurs d'un développement socialement juste et environnementalement viable sont explorées.

1.2.3.1 Gouvernance et périmètre d'action

Bien que perçues par certains comme indépendantes et plus actives que leurs gouvernements d'attache dans la lutte contre les dégradations environnementales, le périmètre d'action des villes doit être redéfini avec pragmatisme (Van der Heijden *et al.*, 2019). Tout d'abord, les villes n'ont que peu de pouvoir direct vis-à-vis des secteurs les plus polluants de l'économie (aviation, production d'énergie, etc.) (Fuhr *et al.*, 2018), et sont soumises à différentes contraintes géopolitiques et géo-économiques pour la mise en place de politiques environnementales (Pincetl, 2017; Van der Heijden *et al.*, 2019).

Le secteur de l'énergie illustre bien cette situation. En effet, dans le cadre de l'utilisation d'énergies fossiles, l'action environnementale urbaine risque se heurter aux objectifs divergents de grandes multinationales détentrices de pétrole, de gaz ou d'électricité, ou à ceux de gouvernements et institutions oeuvrant selon différentes échelles géographiques (Pincetl, 2017). Aux États-Unis comme au Canada, les réseaux de distribution d'électricité sont effectivement régulés et opérés à plusieurs niveaux selon un chevauchement complexe d'institutions et organismes (Pincetl, 2017). Si l'on prend l'exemple du Québec, l'exploitation et la production d'énergie est assurée par différentes sociétés comme le groupe Énergir, GNL Québec - Énergie Saguenay, ou encore la société d'État Hydro-Québec (qui produit et détient près de 90 % de l'hydro-électricité québécoise) (Whitmore & Pineau, 2021). Ces sociétés représentent un poids économique non-négligeable pour la province en contribuant significativement à son PIB (Whitmore & Pineau, 2021; Hydro-Québec, 2020). La distribution de l'énergie (hydro-électricité, gaz naturel, produits pétroliers, etc.) est réglementée par la Régie de l'énergie du Québec (RÉQ) au sein de la province, qui en fixe les tarifs et conditions d'exploitation (Énergir, s.d.). La RÉQ doit en outre assurer un approvisionnement suffisant en énergie, approuver les projets d'investissement majeurs dans le secteur et veiller au respect des normes édictées par l'Office national de l'énergie (ONÉ) sur son territoire. L'ONÉ est aussi responsable des infrastructures de distribution de l'énergie à travers tout le Canada (oléoducs, gazoducs, etc.), de la valorisation du secteur énergétique du pays sur l'échelle mondiale ainsi que de la publication de données sur le secteur. Enfin, le Conseil de coordination de l'électricité de l'Ouest (*Western Electricity Coordinating Council (WECC)*)

assure la fiabilité du réseau électrique de masse dans la zone d'interconnexion occidentale, en équilibrant les apports énergétiques provenant de différents fournisseurs régionaux (barrages hydrauliques, centrales électriques, etc.) (Pincetl, 2017). Ainsi, entre l'imbrication complexe de ces différents acteurs et de leurs objectifs propres, et la dépendance envers des infrastructures déjà existantes, (Pincetl, 2017) constate que dans certains secteurs, les villes se trouvent dans un système verrouillé où elles ont peu de pouvoir décisionnel direct. Il met aussi en avant les profonds changements légaux et systémiques qui seraient nécessaires pour renforcer l'efficacité d'actions urbaines dans ce contexte et leur nécessité d'impliquer les parties prenantes. D'autres secteurs d'action tels que le domaine des transports collectifs, celui de la construction, la gestion des matières résiduelles, la gestion des eaux et eaux usées ou encore le domaine de l'alimentation sont plus propices à l'action urbaine comme tombant dans la catégorie de leurs pouvoirs juridictionnels directs (UNEP, 2017; Goodwin, Wiedmann, Chen & Teh, 2021).

Bien que le niveau d'action local des villes soit perçu par plusieurs comme bénéficiant d'une flexibilité d'opération, il ne leur permet pas nécessairement de s'affranchir de leur dépendance aux niveaux régionaux supérieurs (Fuhr *et al.*, 2018). Les décideurs locaux dépendent alors de ces niveaux hiérarchiques et des incitatifs qu'ils déploient pour la mise en place de stratégies de mitigation d'impacts environnementaux à l'échelle urbaine (Fuhr *et al.*, 2018). La capacité des villes à avoir des impacts substantiels sur les changements environnementaux est alors fortement liée à leur degré d'autonomie vis-à-vis de leurs entités supérieures (Van der Heijden, 2019) et de leur contexte légal, eux-mêmes dépendant de leur structure de gouvernance et pouvant varier d'un pays à l'autre (Pincetl, 2017).

En résumé, Van der Heijden (2019) identifie sept facteurs de réussite pour une gouvernance environnementale efficiente. Ceux-ci sont schématisés à la Figure 1.9. En complément des contextes légaux et de l'autonomie d'action des villes s'ajoutent l'accès à des fonds monétaires suffisants et l'implication dans un réseau transnational de développement des capacités, qui ont été développés dans la Section 1.2.2.2. De plus, les coordinations autant verticales (soit entre les différents niveaux hiérarchiques municipaux, régionaux et nationaux) qu'horizontales (par exemple entre les différents départements ou services au sein d'une ville) sont identifiées comme



Figure 1.9 Représentation des facteurs de réussite pour une gouvernance environnementale urbaine efficiente
Adaptée de Van der Heijden (2019)

des facteurs clefs pour assurer une gouvernance environnementale fructueuse (Van der Heijden, 2019). Les différents services municipaux étant généralement organisés en silo, plusieurs villes ont eu recours à des organismes pour aider leurs différents départements à travailler en synergie et faciliter les transitions technologiques et sociétales urbaines (par exemple l'agence Parisienne du Climat (Agence Parisienne du Climat, 2017), ou encore le New York City Office of Environmental Coordination (New York City Office of Environmental Coordination, s.d.)).

En outre, l'implication de parties prenantes revêt une grande importance, notamment en raison du pouvoir de certaines entreprises, comme illustré plus haut dans le domaine de l'énergie. Van der Heijden *et al.* (2019) identifient toutefois une limite à ce processus, soit la différence de pouvoir d'influence entre les différentes entreprises pouvant mener à des décisions non optimales pour l'environnement. Finalement, la présence d'un «leader local» est reconnu comme un atout majeur pour mener à bien des stratégies environnementales urbaines. En effet, le charisme et l'expérience d'un décideur politique peut permettre de développer des liens avec d'autres villes

ou encore de rejoindre des réseaux de transfert de connaissances ayant une portée supérieure à celle de la ville en tant que telle (Van der Heijden, 2019).

1.2.3.2 Capacité d'exportation et biais de représentation

Bien que certaines grandes villes comme Copenhague, Portland, Vancouver, New York, Paris ou Yokohama développent de plus en plus de mesures en termes de mitigation environnementales, la plupart des petites et moyennes villes n'ont pour le moment pas de stratégie de mitigation adaptée Fuhr *et al.* (2018). Dans le but de pallier à ce retard, Fuhr *et al.* (2018) développent le concept de «mise à l'échelle intégrée» («*embedded upscaling*»), soit des échanges et collaborations à plusieurs niveaux composés de trois sortes de transferts de connaissances (Voir Figure 1.10) :

- **la mise à l'échelle hiérarchique** : ce processus suit une approche descendante dont l'application est basée sur des contraintes légales. Les objectifs globaux sont alors fixés, et adaptés aux échelles inférieures, jusqu'à celle locale des villes et municipalités au travers de normes et règles juridiques. Par ailleurs, le «Nouveau Programme pour les Villes» rédigé après la conférence Habitat III des Nations Unies à Quito peut être considéré comme un premier pas vers l'adoption d'un standard universel pour l'action urbaine (Nations Unies, 2017). En attendant, pour amener les villes retardataires à s'engager plus activement dans la préservation de l'environnement, Fuhr *et al.* (2018) considèrent qu'une mise en place de normes minimales de réduction serait une solution indispensable pour parvenir à réduire substantiellement les impacts environnementaux globaux des zones urbaines ;
- **la mise à l'échelle verticale** : cette opération comprend d'une part la dépendance que les villes ont vis-à-vis de l'engagement de leurs supérieurs hiérarchiques (gouvernements régionaux, nationaux) pour ce qui est de l'établissement de politiques environnementales. En effet, pour la plupart des villes, plus les stratégies environnementales nationales et régionales seront développées (au travers de programmes de financement nationaux, et autres institutions comme des agences régionales de l'énergie), plus les villes et municipalités seront appuyées dans leurs démarches environnementales et auront les moyens de mettre en

oeuvre et appliquer des politiques de mitigation efficaces. D'autre part, la mise à l'échelle verticale représente les changements structurels et institutionnels découlant de valeurs, d'idées et de leçons apprises par les villes et transmises à des niveaux administratifs et organisationnels supérieurs (van Doren *et al.*, 2018). Ces institutions peuvent avoir différentes portées géographiques ou politiques, allant de gouvernements régionaux ou nationaux, à des autorités internationales ;

- **la mise à l'échelle horizontale** : ce concept correspond à la duplication spatiale d'initiatives ou politiques locales. Il s'agit alors soit de l'accroissement spatial de l'échelle d'application d'une initiative au sein d'une même ville (allant d'une ville à un quartier, ou à la ville entière) ou alors de leur diffusion ou réplique chez ses homologues dans un même pays ou à l'international (van Doren *et al.*, 2018; Fuhr *et al.*, 2018).

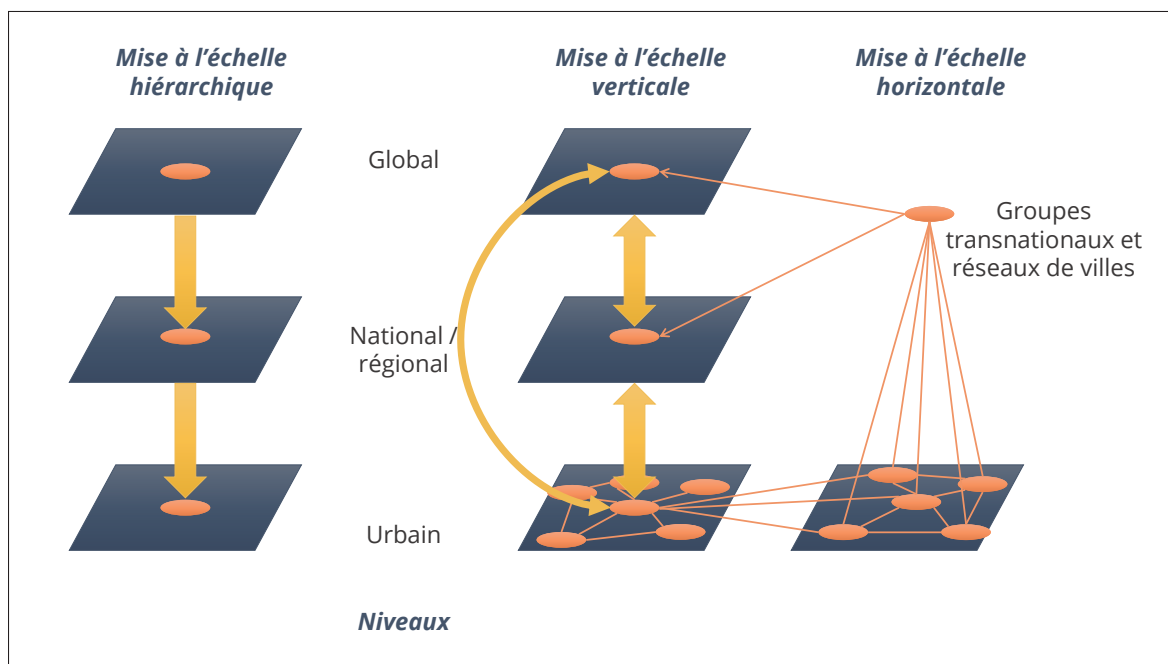


Figure 1.10 Schéma des différents transferts de connaissances pour une mise à l'échelle intégrée des politiques environnementales
Adapté de Fuhr *et al.* (2018)

Toutefois, comme Van der Heijden (2018) le souligne, certaines limites s'appliquent et la réplique d'initiatives environnementales prouvées bénéfiques pour une certaine ville n'est pas nécessairement pertinente pour une autre (Van der Heijden, 2018). Il se sert notamment

du concept de «paradoxe des chefs de file» (*«frontrunner paradox»*) pour mettre en avant l'opposition entre le fait de demander à des villes «chef de file» d'expérimenter des politiques environnementales novatrices et le fait que les leçons ainsi apprises par ces villes ne résonnent pas avec les préoccupations et les contextes de la majorité. Pour éviter ce paradoxe, il est alors primordial de considérer les différents contextes urbains entre les villes ayant expérimenté et identifié les meilleures initiatives de politiques environnementales et celles choisies pour une réplique de ces actions (van Doren *et al.*, 2018). Dans le cas contraire, les transferts de connaissances pourraient se révéler inefficaces à améliorer le potentiel de mitigation de villes lambda, et la perception du réel potentiel d'action des villes, dans leur majorité, serait faussée (Van der Heijden, 2018; van Doren *et al.*, 2018; Van der Heijden, 2019). Et pour cause, il apparaît que la littérature actuelle de gouvernance environnementale urbaine continue de perpétuer ces décalages entre théorie et réalité, en faisant une généralisation des cas les plus performants et en ne considérant souvent qu'un seul sens au transfert de savoir, freinant ainsi le développement de ce domaine de connaissances. En effet, la prépondérance des études basées sur les villes du Nord, quand bien même les villes du Sud soient la scène des prochains enjeux urbains majeurs, crée un biais dans le monde scientifique (Nagendra *et al.*, 2018). Ainsi, la projection de solutions occidentales sur ces villes n'est bien souvent ni appropriée à leur réalité, ni ne permet d'accréditer ou développer les solutions déjà existantes qui s'y déroulent (Van der Heijden, 2019; Nagendra *et al.*, 2018; Hachaichi & Baouni, 2020).

1.2.3.3 Facteurs sociaux et principes éthiques

De manière générale, la durabilité urbaine est principalement présentée d'un point de vue environnemental (Ruggerio, 2021). Cependant, elle ne saurait exister sans l'établissement préalable d'une société durable (Moore, 2013; Tonne *et al.*, 2021). Les villes sont considérées comme améliorant la qualité de vie de leurs habitants (Pincetl, 2017). Toutefois, la tendance à l'urbanisation de ces dernières années s'est surtout accompagnée de pressions accrues sur l'environnement, d'un nombre croissant de citoyens urbains touchés par la pauvreté et de fortes disparités socio-économiques et spatiales (UNEP, 2013; Credit Suisse Research Institute, 2021;

United Nations, 2020). Il est donc primordial de trouver équilibre entre l'amélioration de la qualité de vie des habitants et la mitigation des dégradations environnementales.

Selon le dernier rapport des Nations unies sur le sujet, les inégalités renforcées par le processus d'urbanisation peuvent prendre plusieurs formes (United Nations, 2020) :

- **disparités entre zones urbaines et zones rurales** : l'accès à différents services de santé, d'éducation, ou encore de transport est facilité en ville, et les opportunités d'emplois y sont plus nombreuses. Cela se traduit en une meilleure qualité de vie pour les résidents urbains, corroboré par le fait que 80 % de la population vivant sous le seuil de pauvreté réside en zone rurale (United Nations, 2020) ;
- **disparités à l'intérieur des villes** : les inégalités peuvent cohabiter de manière rapprochée à l'intérieur de villes (Bulkeley, Edwards & Fuller, 2014). Ces inégalités spatiales sont bien illustrées par la situation de Brasilia, soit la capitale la plus inégalitaire d'Amérique latine où les 10 % des habitants les plus riches gagnent en moyenne 87 fois plus que les 10 % les plus pauvres (United Nations, 2020). Ces inégalités tendent à être plus marquées dans les grandes villes que dans les petites, bien que de plus petites villes possèdent généralement une plus grande partie de leur population sujette à la pauvreté ;
- **disparités entre les différentes villes** : les inégalités entre zones rurales et urbaines sont plus marquées dans les régions du Sud que celles du Nord. La présence de meilleures infrastructures routières permettant aux personnes de bénéficier des avantages urbains sans avoir à y résider explique la réduction de ces inégalités. Le niveau de pauvreté est aussi plus marqué dans les pays du Sud global, notamment avec un plus grand nombre de personnes vivant dans des bidonvilles et n'ayant qu'un accès restreint aux différents services de base (United Nations, 2020).

Ces inégalités sociales et économiques sont en outre renforcées par une plus grande vulnérabilité des régions du Sud global face aux changements environnementaux, due à l'urbanisation moins importante de leurs territoires, la présence plus importante de bidonvilles et la plus grande exposition à différents phénomènes climatiques tels que les vagues de chaleur ou les

sécheresses (UNEP, 2021; IPCC, 2021; Pincetl, 2017; United Nations, 2020; Kareem *et al.*, 2020).

Bien qu'inégale, la responsabilité envers l'environnement est commune. En effet, les changements environnementaux des années à venir sont de portée globale, même si la dégradation des différents capitaux naturels est principalement imputable aux modes de consommation des villes et personnes les plus riches (Barrau, 2019; Ortega-Montoya & Johari, 2020; Piketty, 2019). C'est pourquoi la justice climatique est un aspect essentiel pour le développement pérenne des villes dans l'Anthropocène, et qu'une collaboration mondiale devrait s'orienter vers un principe de «socio-matérialité», soit la promotion d'une distribution équitable des droits et responsabilités, les procédures de participation et d'accès pour tous, et la reconnaissance des différentes formes d'inégalité et la façon dont l'action environnementale peut participer à les mitiger (Pincetl, 2017; Bulkeley *et al.*, 2014).

L'accroissement urbain des prochaines années va principalement se produire dans des régions du Sud global moins urbanisées (UNDESAPD, 2019). Le processus d'optimisation des ressources qui en découle permettrait aux villes des gains monétaires qui pourraient se traduire en opportunités sociales et économiques pour leurs résidents (répercussion des gains économiques sur les citoyens), par exemple en rendant les différents services et biens municipaux plus abordables, et en développant différentes infrastructures de santé, de transport, d'accès à l'eau potable ou d'éducation (UNEP, 2017; Nagendra *et al.*, 2018; Currie & Musango, 2017). Toutefois, la vie urbaine s'accompagne de schémas de consommation plus néfastes pour l'environnement. Il est alors primordial d'étudier des cheminements de développement alternatifs à ceux occidentaux pour les villes de pays en voie de développement, afin que des progrès sociaux ne soient pas au détriment de l'environnement (Swilling *et al.*, 2018; Ortega-Montoya & Johari, 2020). En complément, il est nécessaire de changer les habitudes de consommation urbaine des pays développés pour qu'elles soient plus respectueuses de l'environnement (Ortega-Montoya & Johari, 2020). Pour ce faire, Sampson (2017) ont démontré que la participation civile était un paramètre crucial, et que ce dernier était facilité par des contextes urbains plus équitables socialement.

Ainsi, bien que les questions d'infrastructure, d'utilisation des sols, de logistique de transports, et des réseaux énergétiques soient des éléments clefs d'un développement urbain plus durable, les questions institutionnelles, socioculturelles, relatives à l'éthique, à l'égalité, à la collaboration internationale, à la place de l'homme au sein de son écosystème de support, et finalement au rôle même des villes à l'ère de l'Anthropocène sont des questionnements majeurs qu'il ne faut pas négliger (Pincetl, 2017; Moore, 2013; Sampson, 2017).

En résumé, les villes ont le potentiel de pouvoir porter une transition vers un état de réelle durabilité, notamment par le biais d'une meilleure gestion de leurs ressources. Pour ce faire, il est primordial de comprendre leur métabolisme et les différents paramètres à même de favoriser ce rôle de catalyseurs de soutenabilité. Toutefois, il convient de garder à l'esprit les différentes limites auxquelles les villes sont soumises en ce qui a trait à leur périmètre d'action, leurs capacités d'exportation de bonnes pratiques et l'équilibre auquel elles doivent faire face entre enjeux sociétaux et ceux environnementaux. Ce n'est qu'en évaluant avec réalisme le potentiel de mitigation environnemental des villes que l'objectif d'Une Planète pourra être atteint.

1.3 Mesure de la soutenabilité urbaine

Considérant le contexte actuel de dépassement écologique global, il est nécessaire que les villes disposent d'outils leur permettant d'évaluer leur empreinte environnementale dans leur entièreté afin de pouvoir mettre en place les actions de mitigation les plus efficaces (Global Footprint Network, 2020; Lombardi *et al.*, 2017; Wiedmann *et al.*, 2020; Ghaemi & Smith, 2020; Galli *et al.*, 2020). À l'instar de leur rôle de gouvernance dont la portée dépasse aujourd'hui les limites physiques des villes, la charge environnementale urbaine ne saurait se réduire à celle limitée par leurs frontières territoriales (C40 Cities, 2017; Świąder *et al.*, 2020; Yu *et al.*, 2019; Ortega-Montoya & Johari, 2020).

Ainsi, la présente section expose les approches existantes pour évaluer l'impact environnemental urbain - en termes de frontières physiques et d'attribution d'impact -, sur les principales méthodes

d'évaluation compatibles avec le concept de métabolisme urbain et finalement sur celles en rapport avec la CCT.

1.3.1 Approches et frontières d'évaluation

Pour mesurer les impacts environnementaux de systèmes urbains, il convient d'établir les frontières physiques d'analyse ainsi que l'approche conceptuelle à utiliser. Les frontières physiques déterminent la surface géographique associée au système urbain dont l'impact environnemental sera étudié. En fonction des objectifs de l'analyse, les limites peuvent s'étendre d'une partie spécifique de la ville (quartier, arrondissement, etc.) à son territoire entier voir aux zones adjacentes (*Voir* Section 1.2.1.1) (Albertí *et al.*, 2017). Par exemple, dans leurs travaux, Trigaux, Allacker & Troyer (2016) mettent en avant le rôle des quartiers pour la mise en place de politiques de durabilité du point de vue des planificateurs urbains et autres acteurs de la construction. Ils se placent donc à cette échelle pour faire l'analyse de divers enjeux de durabilité environnementale liés à l'énergie, aux matériaux, ou encore à la consommation d'eau. Świąder *et al.* (2020) optent pour une autre approche et se concentrent sur l'échelle urbaine pour évaluer les impacts de la consommation des résidents de la ville de Wrocław selon différentes catégories : la nourriture, le logement, la mobilité et les biens et services. L'approche conceptuelle détermine ensuite la méthode d'attribution des impacts environnementaux associés au système étudié. Pour standardiser la catégorisation des impacts, les organismes WRI, C40 Cities & ICLEI (2014) les ont désagrégés selon trois frontières - ou «*scopes*» - dans leur standard d'évaluation appelé *Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories* (GPC). Ces dernières sont schématisées à la Figure 1.11

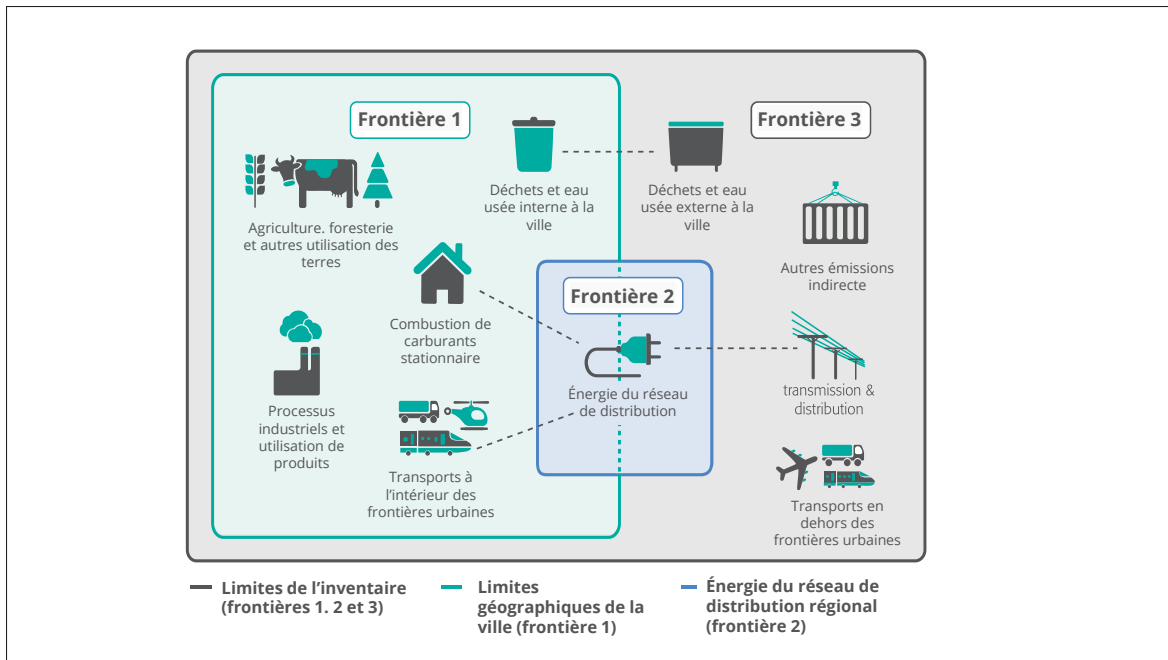


Figure 1.11 Schéma des sources et frontières des différents impacts selon le GPC
Adapté de WRI *et al.* (2014)

Quatre approches existent pour définir les impacts environnementaux reliés à un système :

- l' **approche territoriale (AT)** se contraint aux frontières physiques du système étudié et ne considère donc que les émissions se produisant sur son territoire, soit les frontières 1 et 2 (Lombardi *et al.*, 2017) ;
- l'**approche basée sur la production (ABP)** inclut la globalité des émissions liées aux activités économiques de compagnies et industries situées sur le territoire étudié. L'ABP prend en considération les émissions intrinsèques relatives à l'exportation des produits et activités de ces industries et repose sur les frontières 1, 2 et 3 (Lombardi *et al.*, 2017; Wiedmann *et al.*, 2020) ;
- l'**approche basée sur la consommation (ABC)** comprend tous les produits et services consommés à l'intérieur du système étudié, indépendamment de leur provenance (couvre les produits importés en dehors des frontières). Les émissions intrinsèques sont alors intégrées au sein des produits et services importés et l'ABC considère donc les frontières 1, 2 et 3 ;

- **l'approche combinée (AC)** vise l'intégration globale de tout type d'émissions liées aux activités du système, qu'il s'agisse de production ou de consommation. Elle prend en compte les émissions de GES à l'intérieur de ses frontières, les émissions indirectes provenant des diverses infrastructures (transport, réseau énergétique, réseau d'eau potable et d'eaux usées) ainsi que des différentes chaînes d'approvisionnement (Lombardi *et al.*, 2017; Wiedmann, Chen & Barrett, 2016). Cette approche prend donc en considération les frontières 1, 2 et 3.

Considérant que la plupart des impacts provoqués par les villes proviennent de leur consommation, les approches ABC et AC sont considérées par plusieurs chercheurs comme les plus cohérentes pour calculer l'impact environnemental urbain (Wiedmann *et al.*, 2020; Dubois *et al.*, 2019; Institute for Global Environment Strategies *et al.*, 2019; C40 Cities, 2019).

1.3.2 Méthodes d'évaluation d'impacts environnementaux

Comme développé dans la Section 1.2.1.2, les villes sont souvent décrites comme des systèmes complexes ouverts, caractérisés par divers flux entrants et sortants. Ainsi, plusieurs chercheurs reconnaissent le métabolisme urbain (MU) comme méthode adéquate pour évaluer et modéliser l'état de la soutenabilité environnementale des systèmes socio-écologiques urbains (Beloïn-Saint-Pierre *et al.*, 2017; Tan *et al.*, 2019; Musango *et al.*, 2017). Premièrement développé en 1965 par Wolman (1965), le MU est ensuite défini tel que la somme totale des processus techniques et socio-économiques qui ont lieu au sein d'une ville, impliquant les activités anthropiques (comme les transports, la consommation d'énergie ou de matières) et les infrastructures urbaines (routes, bâtiments, etc.) (Beloïn-Saint-Pierre *et al.*, 2017; Kennedy, Cuddihy & Engel-Yan, 2007). Différentes méthodes ont été identifiées comme compatibles avec le concept de MU et reflétant les impacts interrégionaux caractéristiques des villes (Musango *et al.*, 2017; Kissinger & Rees, 2010) :

- **l'Analyse de Cycle de Vie (ACV)** : méthode ascendante qui évalue les impacts associés à un produit ou un service tout au long de leur chaîne de valeur jusqu'à leur fin de vie (Lombardi *et al.*, 2017). Cette prise en compte globale des impacts de chaque étape de la vie de ces

biens et services permet l'identification de points de dégradation environnementale et permet l'amélioration des processus de fabrication (Kissinger & Rees, 2010; Dong *et al.*, 2016). Un intérêt grandissant pour l'application de l'ACV à l'échelle urbaine dans la littérature a pu être observé, notamment en raison du caractère holistique de son analyse (Mirabella *et al.*, 2019; Albertí *et al.*, 2017; Ghaemi & Smith, 2020). Toutefois, la quantité importante de données que cette méthode requiert, le fait que son analyse dépend de scénarios et hypothèses qui peuvent varier ainsi que son caractère chronophage en sont des défauts majeurs. Ces aspects nuisent en effet à la comparabilité des études et sont autant de barrières à une plus large utilisation de l'ACV à l'échelle urbaine (Dong *et al.*, 2016; Musango *et al.*, 2017);

- **l'Analyse d'Empreinte Écologique (AEE)** : quantifie la charge biophysique induite par l'activité humaine sur son écosystème en fonction de six catégories soient l'empreinte carbone, les terrains construits, les forêts, les terres cultivables, les pâturages et les pêcheries (Global Footprint Network, s.d.b). Cette approche inventée en 1992 par William Rees se base sur des données de consommation d'énergie et de matériaux, de production de déchets et de la productivité des écosystèmes pour estimer la surface totale - en termes d'hectares globaux de surface productive (gha) - qui serait nécessaire pour supporter le mode de vie de la population du système étudié (Kissinger & Rees, 2010). Cette empreinte se compare directement à la biocapacité d'un milieu, soit sa propension à régénérer son capital naturel et absorber les déchets liés à l'activité humaine, et met en avant l'impact étendu des systèmes socio-écologiques urbains (Bergeron-Verville, 2013). L'organisme Global Footprint Network a en outre créé un «Calculateur d'Empreinte» basé sur l'AEE qui détermine l'empreinte d'un individu en fonction de son mode de vie et le communique en termes du nombre de planètes qui seraient nécessaires pour soutenir l'Humanité, si tous les habitants de la planète consommaient ainsi (Global Footprint Network, s.d.a). Il s'agit donc d'un outil de communication explicite quant au caractère fini des ressources terrestres qui peut s'avérer utile pour des décideurs politiques urbains (Galli *et al.*, 2020; Świąder *et al.*, 2020; Kissinger & Rees, 2010);
- **l'Analyse Environnementale Étendue d'Entrée-Sortie (AEEES)** : utilise les transactions monétaires transitant entre différents secteurs de production et de consommation d'une

économie, pour retracer les flux matériels associés (Musango *et al.*, 2017). Développée par Leontief en 1936, cette méthodologie s'est prouvée utile pour la quantification de ressources, de l'énergie, ou encore des émissions intrinsèques produites par les modes de consommation entre différents secteurs économiques d'un même pays ou selon des échanges commerciaux (Dong *et al.*, 2016; Lombardi *et al.*, 2017; Leontief, 1970). En prenant en compte la chaîne d'approvisionnement globale, elle évite la troncature engendrée par les méthodes ascendantes (comme celle de l'ACV). La limitation de l'AEÉES pour mesurer l'impact environnemental urbain provient d'un manque de disponibilité des tables économiques d'entrée-sortie à l'échelle des villes ainsi que le manque de discernement de l'intensité carbone entre l'intérieur et l'extérieur des frontières urbaines (Dong *et al.*, 2016; Wiedmann *et al.*, 2016). En outre, il est à noter que les flux physiques seraient normalement les plus appropriés pour l'évaluation des émissions intrinsèques. Toutefois, ces derniers sont rares et peu accessibles, raison pour laquelle ils ont été remplacés par des flux monétaires (Wiedmann *et al.*, 2016; Świąder *et al.*, 2020);

- **l'Analyse des Flux de Matière (AFM)** : comptabilise les flux et stocks de matériaux à l'intérieur d'un système défini sur une certaine période de temps (European Commission Statistical Office of the European Union, 2018). Cette approche fournit de l'information sur la consommation de matière ou les stocks restants et permet d'identifier en avance d'éventuels problèmes d'épuisement des ressources naturelles (Kissinger & Rees, 2010). L'AFM est en outre une approche populaire pour la mise en place de stratégies d'économie circulaire, et ce à plusieurs échelles. En effet, un nombre grandissant d'études ont été menées par des organisations, des villes ou même à l'échelle internationale, dans le but d'évaluer la circularité de leurs domaines d'activité ou encore du modèle économique global (Ribon, Badariotti & Kahn, 2018; Institut Paris Region, 2020; City of Toronto, Circle Economy & David Suzuki Fondation, 2021; Circle Economy, 2021b);
- **les Méthodes Hybrides (MH)** : visent à étendre la métaphore du MU en complétant les méthodes traditionnelles qui y sont liées pour favoriser la multidisciplinarité de l'outil (Musango *et al.*, 2017; Arioli, D'Agosto, Amaral & Cybis, 2020; Albertí *et al.*, 2017; Lombardi *et al.*, 2017). Différentes études ont alors inclus des indicateurs de bien-être social (Dijst *et al.*,

2018), ou ont ajouté des indicateurs environnementaux plus détaillés liés aux flux de matières pour en préciser l'analyse (Moore & Rees, 2013; Maranghi *et al.*, 2020; González-García, Caamaño, Moreira & Feijoo, 2021). De plus, les MH ont aussi permis d'explorer le lien entre flux de ressources et les activités humaines, et ainsi de cibler les interactions ayant le plus grand potentiel en termes de gestion efficace des ressources ou d'amélioration de la qualité de vie (Musango *et al.*, 2017).

Le choix de la méthode à adopter dépend ensuite des objectifs poursuivis par l'analyse (Voir Figure I-1). Beloin-Saint-Pierre *et al.* (2017) font la revue des études destinées aux décideurs urbains en fonction des méthodes utilisées. D'après leurs résultats, seulement 45 % des publications sont destinées aux décideurs politiques, la majorité étant destinée aux spécialistes et académiques. Cela met en avant le besoin qu'ont les villes de se référer à des comités d'experts et autres organismes environnementaux pour avoir accès à tous les outils pouvant les éclairer en matière de politiques environnementales efficaces (Beloin-Saint-Pierre *et al.*, 2017; Frantzeskaki *et al.*, 2019). En effet, nonobstant le fort potentiel d'aide à la décision de certaines méthodes de MU concernant la mise en place d'initiatives plus soutenables, adéquation et popularité ne sont pas toujours proportionnelles. C'est notamment ce que démontrent Liu *et al.* (2020) dans leurs travaux sur la capacité de charge de la ville de Chongqing, où les indicateurs les plus adaptés pour la représenter ne sont dans les faits que peu utilisés. Ils indiquent que ces indicateurs devraient être d'avantage pris en compte à la fois dans la pratique et dans la littérature pour étudier la capacité de charge urbaine de la ville de Chongqing. Néanmoins, ils soulignent que leur étude n'est concentrée que sur une seule ville, et que l'analyse d'autres zones urbaines permettrait de gagner en représentativité. Cela permettrait aussi d'identifier les indicateurs les plus efficaces pour mesurer la capacité de charge urbaine selon différents contextes urbains.

1.3.3 Mesure de la capacité de charge de la Terre

De nombreux cadres d'évaluation, de méthodologies d'inventaire et d'outils de mesure ont été créés pour évaluer la durabilité environnementale urbaine, mettant en avant la complexité du

domaine et générant une certaine confusion chez ses utilisateurs (Lombardi *et al.*, 2017; Tan *et al.*, 2017; Mauree *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2020). Pour ce qui est des cadres d'évaluation qui prennent en compte les limites biophysiques de la Terre, leur nombre est bien plus restreint. Le plus connu est le cadre des Limites Planétaires (LP) («*Planetary Boundary Framework*») développé en 2015 par Steffen *et al.* (2015). Il mesure l'empreinte anthropique en fonction de neuf grandes limites : le changement climatique, la perte de biodiversité, la perturbation des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore, les changements d'utilisation des sols, l'acidification des océans, l'utilisation mondiale d'eau douce, l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique, la pollution chimique, et l'augmentation des aérosols dans l'atmosphère. Toutefois, ce cadre d'évaluation est nouveau et est davantage adapté à des échelles globales, voire nationales, ce qui peut expliquer le faible nombre d'études d'application à l'échelle urbaine (Hachaichi & Baouni, 2020; Hoornweg, Hosseini, Kennedy & Behdadi, 2016).

L'économiste Kate Raworth (2017) a publié un ouvrage présentant son concept d'économie du beignet («*Doughnut Economics*»), schématisé à la Figure 1.12. Ce concept utilise la forme d'un beignet pour décrire une zone de durabilité où l'Humanité peut se développer de manière pérenne, entre les fondations de bien-être social (intérieur du beignet) et les limites environnementales (extérieur du beignet) reposant sur les LP. Toutefois, Fang *et al.* (2015) soulignent les limites d'utilisation du cadre des LP pour des échelles autres que globales, notamment en raison de certaines de leurs variables de contrôle inappropriées pour ces niveaux. D'après leurs travaux, les indicateurs qui composent les LP ne prennent pas en compte les disparités et autres dynamiques interrégionales essentielles à la compréhension et l'atteinte d'une réelle durabilité, et les données qu'elles nécessitent sont difficilement accessibles à des échelles inférieures à celle globale. En effet, Steffen *et al.* (2015) n'ont pas conçu le cadre des LP pour qu'il puisse être adapté à des échelles nationales, régionales ou urbaines. Ils reconnaissent toutefois l'interrelation entre les changements au sein de sous-systèmes avec le système terrestre global, et mettent en avant l'importance de développer une approche intégrée. Selon eux, la mise en place de limites environnementales à différents niveaux spatiaux, qui soient cohérentes

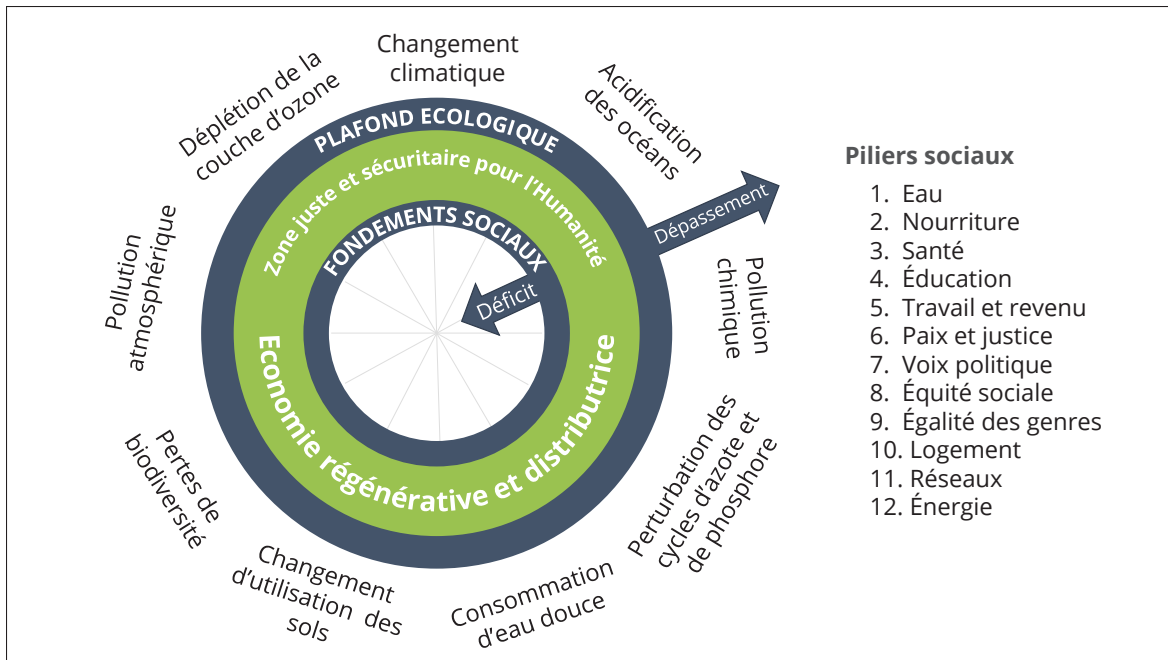


Figure 1.12 Schéma du concept de l'économie du beignet
Adapté de Raworth (2017)

avec les limites planétaires, permettraient une action politique qui respecte l'approche du cadre des LP, soit la prise en compte de la CCT.

Diverses études récentes portant sur l'intégration de la CCT dans l'évaluation de la soutenabilité à différentes échelles, démontrent l'importance grandissante du sujet dans l'état de dépassement écologique actuel. Sala *et al.* (2020) et Hachaichi & Baouni (2020) ont exploré l'adaptation des limites planétaires à des régions spécifiques. Par exemple, Sala *et al.* (2020) ont analysé quatre modèles d'adaptation des LP pour modéliser les impacts liés à la production et la consommation de l'union européenne en 2010 et les comparer avec les limites planétaires. De leur côté, Hachaichi & Baouni (2020) ont analysé l'impact environnemental des villes du Moyen-Orient et d'Afrique du Nord par rapport aux limites biophysiques de la Terre en adaptant le modèle des LP à l'échelle urbaine. D'autres chercheurs comme Desing *et al.* (2020) se sont basé sur la notion de CCT pour renforcer la définition de certains concepts comme l'économie circulaire. Ils reconnaissent que pour que cette dernière soit réellement durable, elle doit nécessairement prendre en compte les limites biophysiques de la Terre. Li, Wiedmann,

Fang & Hadjikakou (2021) se ont interrogés sur la prise en compte du cadre des LP dans les recherches sur la durabilité absolue, et ce à plusieurs échelles d'application. Ils ont aussi analysé comment un consensus sur la notion de durabilité absolue pourrait être atteint grâce à la standardisation et l'harmonisation du partage des espaces opérationnels sûrs alloués aux niveaux mondial et local. Enfin, Goodwin *et al.* (2021) ont exploré le degré de prise en compte de l'espace sécuritaire et juste (ESJ), entre fondements sociaux et limites écologiques, dans les cadres d'évaluations urbains et la place de cet ESJ dans les études de consommation urbaine.

D'autres exemples d'initiatives urbaines plus concrètes ont aussi émergé lors des dernières années. Parmi ces dernières, se trouve l'expérimentation par quelques villes pionnières comme Amsterdam du concept global de l'économie du beignet pour développer des stratégies de durabilité urbaine (Doughnut Economics Action Lab *et al.*, 2020). Les limites sociales et environnementales présentées à la Figure 1.12 y ont toutefois été remplacées par d'autres indicateurs pour mieux correspondre à une échelle d'application urbaine.

À l'instar de ces initiatives, il serait donc intéressant d'identifier les indicateurs et cadres de mesure qui permettent aux décideurs urbains de faire le suivi environnemental continu de leur ville, et ce, tout en étant cohérent avec l'objectif de vivre à l'intérieur des limites biophysiques de la planète (objectif d'Une Planète, «*One Planet Living*»).

1.4 Synthèse de la revue de littérature

Au travers de cette revue de littérature, il apparaît que les villes ont le potentiel de porter la transition systémique nécessaire au respect des limites planétaires, critère ultime pour pouvoir accéder à une réelle durabilité. Les recherches et initiatives sur la CCT sont en plein essor, démontrant l'intérêt pour ce sujet d'actualité, au vu du dépassement écologique dans lequel se l'Humanité dans son ensemble.

L'article de Goodwin *et al.* (2021) fait une bonne revue des cadres d'évaluation des villes en fonction de leur prise en compte des neuf limites planétaires et de 12 piliers sociaux (Voir Figure 1.12). Toutefois, l'article omet de considérer les réalités pratiques des décideurs urbains et l'inadéquation de certaines limites planétaires avec leur contexte. En effet, pour pouvoir atteindre leur plein potentiel d'agents de changement, les acteurs urbains doivent pouvoir se baser sur des outils d'évaluation compréhensibles qui leur permettent non seulement une meilleure gestion des flux sous leur juridiction, mais également d'éclairer leurs décisions pour tendre vers un statut qui respecte la CCT.

Il semblerait alors que cette adaptation pratique des limites planétaires (soit leur adéquation avec le contexte et les limites d'action des décideurs urbains) dans les outils d'aide à la décision de durabilité environnementale urbaine n'ait pas encore été examinée comme telle. Ce mémoire de recherche contribue donc à compléter les travaux scientifiques en se penchant sur cette barrière entre théorie et pratique et sur l'adoption concrète de la CCT à l'échelle urbaine.

CHAPITRE 2

TO WHAT EXTENT IS SUSTAINABILITY ADDRESSED AT URBAN SCALE AND HOW COMPLIANT IS IT WITH EARTH'S CARRYING CAPACITY ?

Marie Vigier^a , Claudiane Ouellet-Plamondon^b , Maria Spiliotopoulou^c , Jennie Moore ^d ,
William E. Rees ^e

^{a,b} Département de Génie de la construction, École de Technologie Supérieure,
1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3

^c School of Resource & Environmental Management , Simon Fraser University ,
8888 University Drive, Burnaby, Colombie Britannique, Canada V5A 1S6

^d Institute Sustainability, British Columbia Institute of Technology,
SW 3, White Ave, Burnaby, Vancouver, Colombie Britannique, Canada BC V5G 3H2

^e School of Community and Regional Planning at University of British Columbia,
433 - 6333 Memorial Road, Vancouver, Colombie Britannique, Canada BC V6T 1Z2

Article soumis à la revue Cities pour publication en février 2022

Version modifiée suite à la soutenance du mémoire

Highlights

- Earth's carrying capacity (ECC) represents the absolute goal for sustainability
- ECC aligned tools and frameworks exist, but few policy makers use them as targets
- Current focus on carbon footprint standards fails at covering a consumption-based approach.
- Identified leading cities' reduction are too low and too narrow to meet ECC goal
- Transnational groups could help ECC achievement through holistic tools promotion

Key Words

Earth's carrying capacity, sustainability frameworks, urban sustainability, sustainability indicators, one-planet living

Acknowledgements

This work was supported by the Canadian Social Sciences and Humanities Research Council (SSHRC), the Canadian Institutes of Health Research (CIHR) and the Natural Sciences and Engineering Research Council (NSERC) with their grant for research in the theme Living within the Earth's Carrying Capacity.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

2.1 Introduction

Humanity is in a state of global ecological overshoot, which means that annual demand for bio-resources to support human societies exceeds what Earth can produce on a yearly basis (Rees, 2020; Global Footprint Network, s.d.b). For the past several decades, the global scientific community has been calling for an absolute reduction of material throughput, energy use and environmental degradation in the global economy by up to 80 % or 90 % compared to 1990 level (Byrne, Glover & Martinez, s.d.; Meadows *et al.*, 1972; Ripple *et al.*, 2017; von Weizsäcker, Hargroves, Smith, Desha & Stasinopoulos, 2009).

In 2022, cities host almost 60 % of the human population, account for 80 % of global greenhouse gas (GHG) emissions, and 75 % of the planet's material resource consumption; these make them crucial actors for global environmental degradation and mitigation (Ghaemi & Smith, 2020; Ortega-Montoya & Johari, 2020; Swilling *et al.*, 2018). Globally, this rising pressure from urban regions derives from both per capita consumption growth (rising income) and increasing populations. High-income cities are mainly responsible, although some lower-income cities' environmental impacts have attained the scale of their wealthy counterparts' because of the combination of rapidly increasing population and growing affluence (Moran *et al.*, 2018).

This article discusses the role of the “One Planet” paradigm [learning to live within (ECC)] in current urban sustainability planning strategies. First, the state of the literature was examined. We define what sustainability entails, how cities can be catalysts for change and, through this lens, review the methods currently being applied in sustainability-oriented planning and assessments at the city scale. We explain the method used for researching relevant sustainability tools and frameworks that might empower cities to reach ECC as well as methods used to identify cities that are actually reducing their impact on Earth, and the leading-reduction high-income consumer ones. Finally, we discuss the findings and explore their implications for urban futures.

2.1.1 Sustainability concepts : terms and definitions

Although the popular meaning of “sustainable development” was set out in the 1987 Brundtland Report,- as the “development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs” (WCED, 1987), the subsequent literature on “sustainability” reveals several meanings which often conflict with each other and with actual practice – for example the concept of “green growth” which does not account for physical laws and is considered an oxymoron to sustainability by several researchers (Calisto Friant *et al.*, 2020; Eyong & Foy, 2006; Hassan & Lee, 2015; Moore *et al.*, 2013; Rees, 1989). This discrepancy between terms employed and practical realities highlights the need to use agreed-upon comprehensive, and accurate definitions to avoid incoherent action on urgent environmental matters. This could be by specifying goals for “strong sustainability”; an approach that acknowledges that ecosystem services are crucial for human survival and cannot generally be substituted by human-made capital (Hassan & Lee, 2015; Mirabella & Allacker, 2021; Neumayer, 2003; Pelenc, Ballet & Dedeurwaerdere, 2015).

Achieving sustainability will not be easy. With economic and population growth, increasing energy/material demand and rampant pollution, global biocapacity is decreasing. Demand for food is driving land-use change as agriculture—the most damaging of human technologies—displaces natural forests whereas deforestation directly reduces global carbon sinks and biodiversity,

amplifying global warming and imposing additional stress on land (IPCC, 2019; Moore *et al.*, 2012).

The concept of ECC represents the limit of anthropogenic pressure that our planet can sustain without triggering irreversible degradation and relies on the recognition of quantitative environmental limits or planetary boundaries (Steffen *et al.*, 2015; Świąder *et al.*, 2018). The goal of living within ECC (One Planet Living) is salient for decision makers, because it not only sets quantitative targets for global environmental protection, but also holds the promise of establishing specific thresholds for various material sectors under municipal authority, such as water stocks and flows and material flows associated with city building, infrastructure maintenance and even waste management (Galli *et al.*, 2020; Hachaichi & Baouni, 2020; Li *et al.*, 2020; Rees, 2012; Świąder *et al.*, 2018; Swilling *et al.*, 2018).

2.1.2 Cities as complex systems and agent of change

From a thermodynamic perspective, cities should be seen as complex open systems whose residents and economies are dissipative structures (Rees, 2012; Tan *et al.*, 2019). Cities are heavily dependent on flows of energy and material resources imported from their hinterlands to sustain their structural evolution and operations. With globalization, those interdependencies have increased and high-consuming cities have been able to impose substantial material burdens on distant ecosystems, burdens that remain invisible to conventional analysis (Kissinger & Rees, 2010). This increased reliance on other regions for food and natural resources highlights the pressure that cities generate on natural capital outside their political boundaries (Galli *et al.*, 2020; Kissinger & Rees, 2010; Ortega-Montoya & Johari, 2020). Historically, urban development and economics have largely ignored cities' biophysical connectivity and dependence on rural ecosystems (Rees, 1992).

Despite driving most environmental degradation, urban regions are simultaneously the loci for potential solutions for environmental degradation mitigation (Moore *et al.*, 2013). Indeed, because they concentrate important monetary, material and energy flows, cities are strategically

positioned to advance resource conservation and circular urban economies and could help catalyse a global sustainability transition (Hachaichi & Baouni, 2020; Moore *et al.*, 2013; UNEP, 2017). As a result, special attention has been given to them, and several transnational groups have emerged—such as ICLEI – Local Government for Sustainability, the C40 Cities, and the Carbon Neutral Cities Alliance (CNCA)—to boost capacity-building and guide cities to monitor and reduce their environmental impacts through tested frameworks, methodologies, and accounting standards (C40 Cities & ARUP, 2016; Frantzeskaki *et al.*, 2019; Fuhr *et al.*, 2018). Their member cities represent a significant share of environmental degradation and their actions and leadership towards impact reduction make them an important hope for mitigation (C40 Cities & ARUP, 2016; CNCA, 2018).

2.1.3 Assessing sustainability at urban scale

No single indicator can evaluate environmental urban impacts in their entirety, instead several proxies can be used (Baabou *et al.*, 2017; Galli *et al.*, 2012). Some cities monitor their energy and material flows, others monitor their impact on the environment through ecological footprint analysis, but most concentrate their efforts on GHG emissions and climate mitigation (Baabou *et al.*, 2017; Mirabella & Allacker, 2021; Musango *et al.*, 2017; Sanches & Bento, 2020). These emissions are generally categorized in terms of their physical sources (*see* Table 2.1). Scope 1 and Scope 2 categories describe the emissions occurring within a city's boundaries (direct emissions) and encompasses the different emissions considered in a production-based approach, whereas the Scope 3 category encompasses emissions occurring in distant 'elsewheres' and along external supply chains serving production and consumption within the city (indirect emissions).

For any urban sustainability assessment, a first step consists in clearly delineating the spatial area to be considered. There is a lack of consensus regarding what constitutes a 'city'; several perspective exist and choosing one over the others depends on the goals and objectives of the particular environmental assessment (Albertí *et al.*, 2017; Balouktsi, 2020). For urban decision makers, choosing administrative boundaries—the area over which the city administration has jurisdictional authority—would be the most relevant choice. These boundaries delimit the system

Tableau 2.1 Accounting Scopes for impact assessment and their coverage
From (World Resources Institute *et al.*, 2014)

Scope 1	GHG emissions from sources located within the city boundary.
Scope 2	GHG emissions occurring as a consequence of the use of grid-supplied electricity, heat, steam and/or cooling within the city boundary.
Scope 3	GHG emissions resulting from activities occurring outside the city’s boundaries but induced by activities within the city. It includes emissions from supply chains linked to production or consumption by the city’s inhabitants and industries. Scope 3 is often a significant part of high-income consumer cities’ total GHG emissions.

to be studied, and the accounting approach defines how the responsibility of the environmental impacts will be assigned - either to consumers, producers, or according to their geographical location, as shown in Figure 2.1.

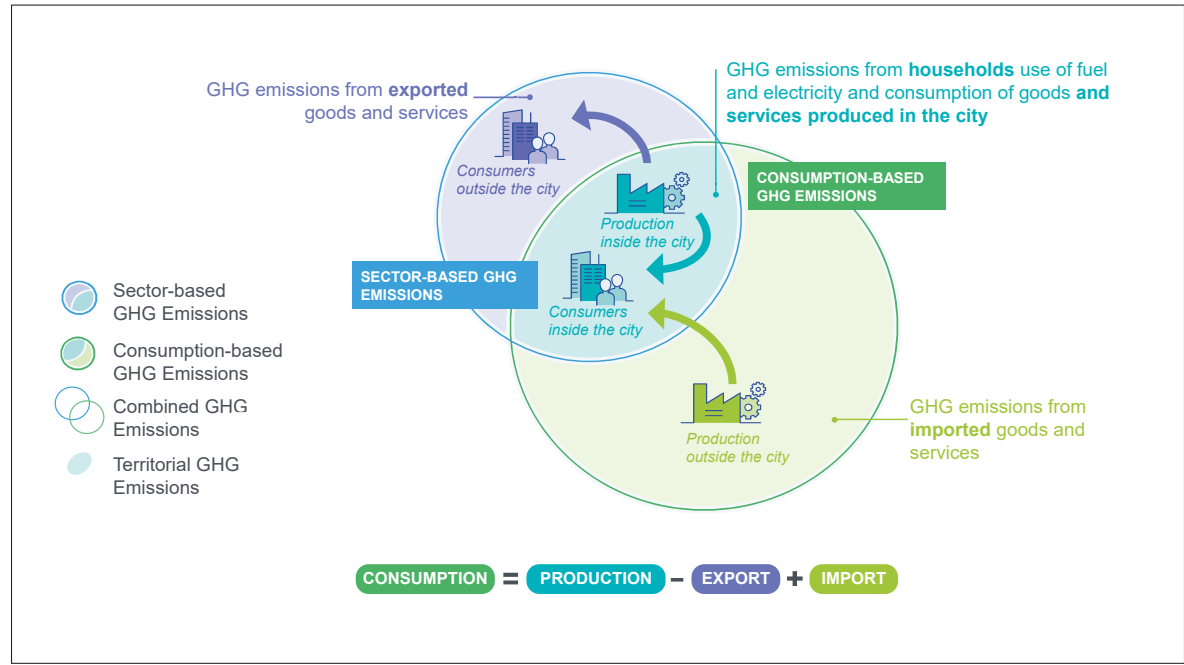


Figure 2.1 Scheme of different accounting approaches
Adapted from C40 Cities (2017)

A consumption-based approach estimates emissions attributable to consumption by the inhabitants of the city being studied, no matter where in the world those emissions occur. The production-

based approach estimates emissions occurring in the city from manufacturing, including emissions attributable to locally-produced goods exported for consumption by people somewhere else (C40 Cities, 2017; Ghaemi & Smith, 2020; Moran *et al.*, 2018; Wiedmann *et al.*, 2020). The choice of approaches depends on the purpose of the analysis. Either approach can be used for high-income or low-income cities depending on whether we are interested in the emissions generated in producing goods and services for local consumption or in locally generated emissions. These are quite different things, not alternatives.

These differing approaches help develop a more representative image of cities' contribution to overall environmental pressure and allow for a fairer attribution of the impacts by preventing any burden shifting (Balouktsi, 2020; Kissinger & Rees, 2010; Mirabella & Allacker, 2021; Swilling *et al.*, 2018). Keep in mind that, because of globalization and trade, (over)consumption in wealthier countries and cities translates directly into pollution, land degradation and resource depletion in less wealthy, developing parts of the world from which they import manufactured goods and agricultural products (Khalil & Al-Ahwal, 2020; Ortega-Montoya & Johari, 2020).

2.2 Research methods

The overall purpose of this paper is to determine the extent to which sustainability, and more especially, Earth's carrying capacity (ECC), is addressed by cities worldwide. This analysis was conducted following a funnel research method, a compound of four stages built on an iterative process. We first identified existing sustainability frameworks and indicators through reviews of the scientific and grey literature and then evaluated their comprehensiveness, popularity in use and compliance to an ECC target. Then, we mapped cities reducing their impact, using both carbon and ecological footprint indicators. Finally, we focused on active high-income cities leading the quest toward sustainability and assessed the comprehensiveness of their approach to sustainability.

2.2.1 Sustainability assessment at urban scale

2.2.1.1 Sustainability frameworks and tools overview

Our first step was to compile a list of the main sustainability frameworks used at the city scale based on our team members' previous research. The second step consisted of reviewing the most relevant and most cited pieces of scientific and grey literature published between 2010 and 2020 (inclusive). Within this literature, we looked at sustainability frameworks and tools used both by single cities and networks of cities. This phase of the research employed the following search platforms : Scopus, Web of Science, Google Scholar, Semantic Scholar, and Google. The keywords and phrases included : sustainability framework, sustainable development, global sustainability, urban sustainability, sustainable cities, ecological limits, urban metabolism, ecocities, carrying capacity, sustainability methods/tools/metrics, ecological sustainability, urban performance assessment, urban resilience, and material flows.

2.2.1.2 Hollistic assessment and ECC compliance

The third step was to evaluate whether the frameworks explicitly articulated a goal of living within ECC and included pathways to reach this goal using, for example, metrics to comprehensively measure progress. We recognized five domains of consumption representing the main urban energy and material flows : (a) consumables and waste ; (b) buildings ; (c) food ; (d) transportation ; and (e) water. We determined the popularity of the various frameworks by reviewing the number of cities using them – meaning cities were either certified, part of the framework's network or identified as case studies in the framework's website and publications. As a fourth step, we identified four indicators capable of monitoring these five domains of consumption at the city scale in a comprehensive way and that would be comparable to sustainability thresholds, hence be tailored to practically guide urban decision makers on governance and policies towards reaching ECC.

2.2.2 Cities on the path towards sustainability

To explore further how, and to what extent, sustainability is addressed at the urban scale, cities were classified according to the type of sustainability assessment they performed. Because global database were lacking for most indicators identified in the fourth step of Section 2.2.1.2 (*see* Table 2.2), we chose to use only two of them to balance between data availability and assessment completeness. We first carried out top-down selection from global databases of the ones reducing their carbon footprint (CF) - which is the most popular indicator - and constructed a database to perform a bottom-up identification of cities reducing their ecological footprint (EF) – which is the most complete indicator - , resulting in a wide representation of urban assessments.

To get an overview of cities reducing their environmental impact, the following criteria were used :

- Efforts must reveal an absolute reduction in total carbon footprint or ecological footprint (*absolute* – as opposed to *per capita* – reduction is more accurate as it reflects population growth); and
- Reductions must have taken place between 2010 and 2020 (inclusive), to be consistent with the temporal framing of this paper.

The main sources used for this selection were the : Carbon Disclosure Project (CDP) Database, Carbon Neutral Cities Alliance (CNCA), C40 Cities Climate Leadership Group, Global Footprint Network (GFN), and World-Wide Fund (WWF) studies.

For assessments involving the CF, we organized cities according to their levels of engagement represented by the Scope of emissions they were addressing (e.g. BASIC [Scope 1 and 2], BASIC+ [Scope 1 and 2 and part of Scope 3]), using one of the most common reporting standards for CF analysis at urban scale, the Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories (GPC). For EF assessments, in the absence of a global database, we undertook a broad literature review to gather the various studies and identify the longitudinal ones for the period of 2010-2020.

Then, because they represent a high potential for impact mitigation, and are often taken as examples for good practices, we decided to focus on the active high-income cities that most reduced their CF, by considering the following criteria for selection (*see* Figure 2.2) :

- **Intentionality** : the reductions must have resulted from planned urban management and not from natural hazards, economic cycles, or disrupting events such as the COVID-19 pandemic. We considered the active adherence to international knowledge-transfer networks as a proxy for intentionality, thus focused on cities that were either part of the Carbon Neutral Cities Alliance (CNCA), listed as peaking C40 Cities, or that received the award of the European Green Capital (linked to the ICLEI organization), as a proxy for intentionality ;
- **Greatest reductions** :we have narrowed down our selection to cities that possessed baseline emission data from before 2010 (inclusive) and selected the ones that reduced their CF by at least 15 % between 1990 and 2020.

Lastly, the accounting methods used by the shortlisted cities were reviewed for their consistency with a consumption-based approach, and if existing, their EF assessments were listed.

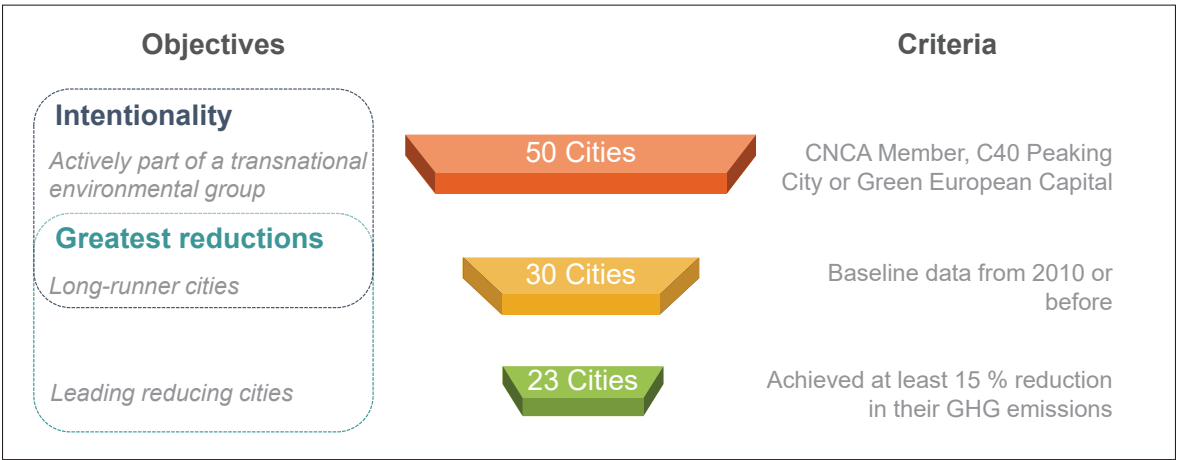


Figure 2.2 Selection criteria for shortlisting most reducing cities

2.3 Results

2.3.1 Frameworks for achieving urban sustainability

Our literature review identified 33 urban sustainability frameworks or tools used by single cities or by clusters of cities (e.g., the Global Footprint Network and the Resilient Cities Network). Twenty-one provided full coverage of the five main domains of consumption, 11 were fully ECC-aligned (i.e., living within the regenerative and assimilative capacities of Earth was an explicit target – see Figure 2.3), and only ten were covering both aspects. Nineteen additional frameworks were partially aligned with ECC meaning that the goal of One Planet was not clearly articulated and only parts of the target were addressed (*see* Table II-1 in Annex II).

Among the frameworks or city clusters identified as fully aligned with ECC, the Global Footprint Network (GFN), which champions a suite of tools led by the ecological footprint, ranks first in terms of popularity (i.e., number of cities the network is composed of or has worked with). It is followed by the approach adopted by the Living Cities Challenge and the frameworks or city clusters related to the Circular Economy concept.

Interestingly, most cities identified use frameworks such as LEED For Cities v4.1, ISO 37120, or the C40 Climate Action Planning Programme (and Framework) which do not clearly state the need to live within ECC. Also, even though fully ECC-aligned frameworks exist (e.g., Ecocity Standards and The Natural Step), for some of them, no evidence of actual use by cities was found. Lastly, while 55 cities are engaged in the popular Resilient Cities Network, built on the legacy of the Resilient Cities Index and Framework, this does not incorporate the goal of living within ECC.

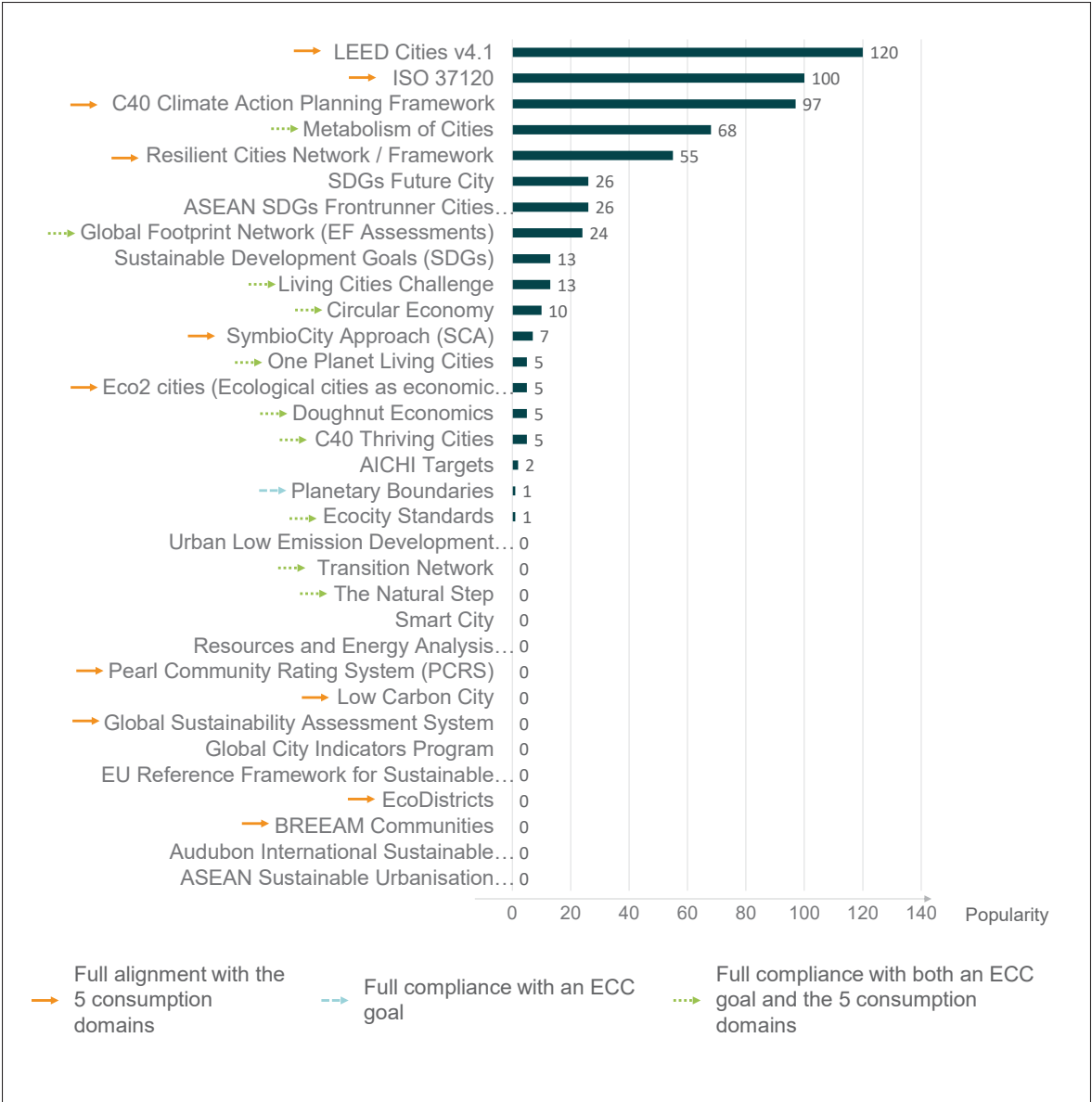


Figure 2.3 Sustainability frameworks compliant with ECC requirements and/or considering the five domains of consumption and their popularity – number of cities a network is composed of or has worked with (See details in Table II-1)

2.3.2 Indicators and sustainability thresholds at urban scale

Four proxies for environmental sustainability were selected for their ability to assess a city's status (represented by the five domains of consumption) against ECC and be readily comprehensible for urban actors. These are :

- **Carbon Footprint** : refers to the quantity of carbon dioxide and other greenhouse gases emitted directly or indirectly by a particular entity (Lombardi *et al.*, 2017; World Resources Institute *et al.*, 2014). A global carbon budget has been calculated with an upper threshold of 400 gigatons of CO₂e, standing for the cumulative amount of emissions society can produce by 2100 assuming a 67 % likelihood of remaining below the 1.5°C mean global warming limit (Institute for Global Environment Strategies *et al.*, 2019; IPCC, 2021). In a scenario where global society does not rely on carbon capture technologies, the emission target per capita would be 3.4 tCO₂e in 2030, gradually decreasing to 1.0 tCO₂e by 2050 (Institute for Global Environment Strategies *et al.*, 2019).
- **Ecological Footprint** : accounts for the demand a study population or organization imposes on the ecosphere expressed in terms of the total hectares of global average productive land and water ecosystems necessary to supply the bio-resources consumed by the population/organization and to assimilate its carbon wastes (Kissinger & Rees, 2010; Moore, 2015; Świąder *et al.*, 2018). The EF is usually disaggregated according to ecosystem type : cropland, grazing land, fishing grounds, built-up land, forest areas, and carbon sink area (Global Footprint Network, s.d.b). As for its thresholds, analysts can compare national or regional EFs to domestic or regional biocapacities (the total area of productive ecosystems within the study area) to determine whether a country/region is in overshoot, i.e., running an ecological deficit by living on imported ('borrowed') biocapacity. In addition, the average per capita EF of a study population can be compared to the Fair (or Equitable) Earth Share (Moore & Rees, 2013). The latter is a dynamic indicator obtained by dividing global biocapacity by the world population. In 2019, the Fair Earth Share was just 1.6 global hectares per capita (Global Footprint Network, s.d.b). Hence, EF analysis can help decision makers to reduce cities'

ecological demands holistically : it can represent various levels of decision-making by setting both local and global thresholds, highlight hot spots, and facilitate or limit trade-offs among different forms of natural capital (Galli *et al.*, 2020; Stoeglehner & Narodoslawsky, 2008).

- **Material Footprint** : is generally measured in terms of the Domestic Material Consumption (DMC), which represents quantity of raw materials (e.g., fossil fuels, metal ores, aggregate, etc.) extracted from nature to satisfy a country's consumptive demand (Swilling *et al.*, 2018). In their 2011 report, the United Nations Environment Programme (UNEP) proposed an upper threshold of 6 – 8 tonnes per capita per year, as a fair material share given global natural resource stocks and the current population (UNEP, 2011). The material footprint could serve decision makers as a target for economic decoupling efforts (Swilling *et al.*, 2018). However, because DMC omits the upstream impacts of resources consumption, - which once considered can increase the MF by up to 160 % (Södersten, Wood & Wiedmann, 2020) - this indicator is inadequate to measure the total impact (Baynes & Musango, 2018; Moore *et al.*, 2013). The Total Material Consumption (TMC) indicator bridges this gap by including indirect loads and breaks the material footprints into three main categories—namely biotic, abiotic, and raw materials, with corresponding thresholds respectively being 2, 6 – 12, and 3 - 6 tonnes per capita per year (Bringezu, 2015; Swilling *et al.*, 2018). This segregation could enable better management of natural resources at the urban scale and serve as a basis for reducing cities' environmental pressures in the five main categories of consumption (Bringezu, 2015; Sala *et al.*, 2020).
- **Water Footprint** : is the quantity of water 'embodied' in the production of goods and services and can be estimated for any population or territory based on that population's total consumption. WF entails three main categories : blue, green and grey water, based on the type of flow considered (Aldaya, 2012; Paterson *et al.*, 2015). Like the EF, the WF can be compared to both local or global water availability. All major cities and many whole countries are running massive water deficits, consuming far beyond local/domestic supplies. The planetary boundary corresponds to the amount of freshwater the global community can

consume (through domestic, industrial and agricultural consumption) without excessively perturbing the natural environmental flow in all river basins. This upper threshold has been evaluated at 2,800 km³/year (Gleeson *et al.*, 2020), hence for a global population of 7.8 billion people, the limit would be set to 359 m³/cap/year. Water is a prerequisite for life and cities often rely on distant sources to sustain their operations. Hence, a water sufficiency management policy, taking into account local and more distant flows, is a crucial step in sustainable urban planning for global water preservation (Li *et al.*, 2020; Noiva, Fernández & Wescoat, 2016; Parkinson, 2021) .

Table 2.2 summarizes characteristics of the above indicators, including methods, metrics, sustainability thresholds, main urban standard, and their relevance and limitations for urban decision makers. Except for the CF, the three other indicators are lacking a global urban database that gather cities' impact data over the years. As a result, although the four footprints are of relevant use for urban decision-makers, our selection of cities in the following section has only been performed using EF and CF indicators.

Tableau 2.2 Environmental sustainability indicators' characteristics reviewed for their relevance to urban decision makers and compliance to ECC management

	Carbon Footprint (Note 1)	Ecological Footprint (Note 2)	Material Footprint (Note 3)	Water Footprint (Note 4)
Methods	Carbon Footprint Analysis	Ecological Footprint Analysis	Material Flow Analysis	Water Footprint Analysis
Metric	tCO ₂ e/cap/year	gha/cap	tonne/cap/year	m ³ /cap/year
ECC compliance (sustainability threshold)	Carbon Budget: 3.4 (2030)* 1.0 (2050)*	Fair Earth-share: 1.6	DMC:6-8 TMC _{Abiotic} : 6 - 12 TMC _{Biotic} : 2 TMC _{Raw} : 3 - 6	Freshwater use: 359
Main community-wide urban Standard	- o GPC - o PAS 2070 - o Bilan Carbone - o IPCC - o US Community Protocol	o Ecological Footprint Standard	o Eurostat	- o Water Footprint Assessment Manual - o ISO 14046:2014 - o Eurostat
Advantages and relevance	- o Data availability - o Standardized methodologies at urban scale - o Enhanced comparability (international and multiscale)	- o Overarching and comprehensive indicator - o Several level of decision-making - o Natural trade-offs identification - o Readily comparable global biocapacity and Fair Earth share - o Powerful tool to communicate environmental overshoot	- o Monitoring relevant urban flows - o Direct comparison to resources' stocks - o Implementation of resources preservation strategies	- o Monitoring urban water consumption and intensity - o Direct comparison with water availability - o Implementation water preservation strategies while considering - o Link between (local) consumption and (global) appropriation
Limitations	- o Does not account for important natural features (e.g. biodiversity loss) - o Most urban standards are limited regarding consumption-based approach	- o Lack of urban data sets - o Data intensive - o Perceived as too complex to use - o Does not account for overuse (erosion) of ecosystems or depletion of specific resources	- o Lack of urban data sets - o DMC is limited and can lead to overburden on extracting territories - o TMC is time consuming and complex	- o Lack of urban data sets - o Does not cover important environmental impacts (e.g. biodiversity loss, resource depletion)

*In parenthesis, the year linked to the decreasing emission target

Notes : 1). Sources : ABC (2017); Chen et al. (2019); Institute for Global Environment Strategies et al. (2019); The British Standards Institution (2014)

2) Sources : (Galli, 2015; Vigier, Moore & Ouellet-Plamondon, 2021; Zhang, Dzakpasu, Chen & Wang, 2017)

3) Sources : (Baynes & Musango, 2018; Bringezu, 2015; European Commission Statistical Office of the European Union, 2018)

4) Sources : (Aldaya, 2012; Gleeson et al., 2020; ISO, 2014; Li et al., 2020; Vanham, 2018)

2.3.3 Cities reducing their footprint and sustainability assessments

Our customized approach to cities using EF or CF assessment allows us to present a broad overview of the worldwide cities reducing their impact, without leaving aside those with fewer financial resources and data. Figure 2.4 and Figure 2.5 show cities around the world that have reduced their impacts on the environment between 2010 and 2020 from either a carbon footprint (136 cities) or an ecological footprint perspective (13 cities). To balance between inclusiveness and rigor, CF-reducing cities are displayed according to their level of achievement from non-quantitative data (mention of reduction) to more precise reporting methods (BASIC + ; - see description in Table 2.5). The identification of CF-reducing cities could be achieved systematically, thanks to common accounting standards and existing global databases. These maps mainly identify leading cities in North America and Europe ; limited numbers and lower quality data in low-income cities, mostly in the Global South biases the analysis.

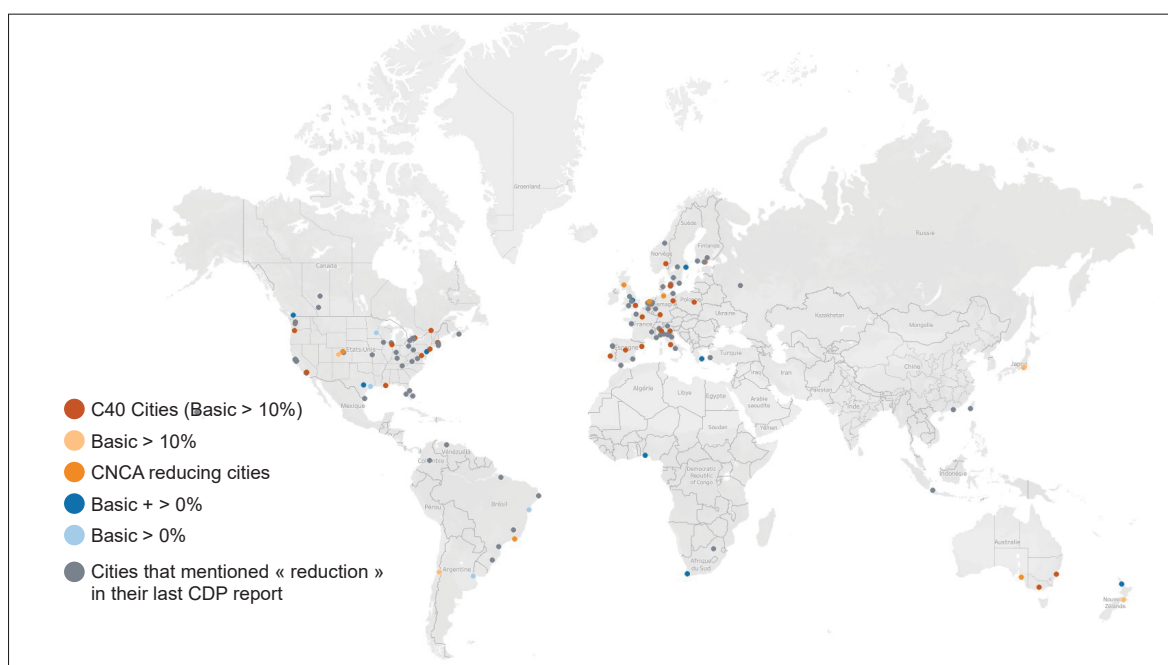


Figure 2.4 Overview of cities reducing their CF according to various levels of engagement between 2010 – 2020

Cities with EF assessments are displayed starting from those with a single evaluation prior to 1990, moving to those having reduced their footprint in 2010-2020 time period (the broad results of the literature review are presented in Table 2.3). Usually, the urban EF was expressed on a per capita basis. When the total city’s EF was not explicitly provided, we used population data for the corresponding year from the database World Population Review to estimate the aggregate number.

Tableau 2.3 EF Analysis reviewed through bottom-up literature research

Cities or regions with at least 1 EF Analysis	Cities with at least 1 EF Analysis	Cities with at least 1 EF Analysis	Cities with longitudinal EF Analysis	Cities with longitudinal EF Analysis
1990 – 2020	1990 – 2020	2010 – 2020	1990 – 2020	2010 – 2020
325 (100 %)	235 (72 %)	93 (28 %)	81 (24 %)	37 (11 %)

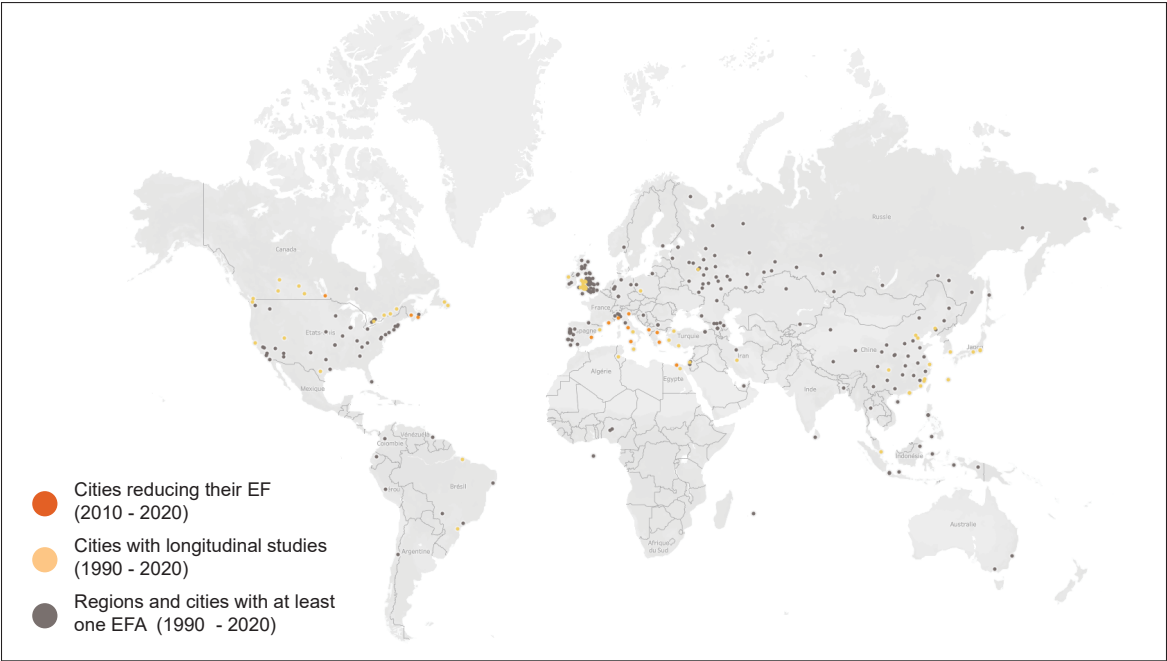


Figure 2.5 Overview of cities’ EF Analysis from single assessment to absolute reduction between 2010 - 2020

We found that of the 26 cities reducing their per capita EF, half of them were actually increasing their total EF because of population growth (*see* Table II-2 in Annex II). For example although Cairo decreased its per capita EF by 1 %, its absolute EF increased at the same time by 45 %. Cities with longitudinal data were mainly identified from scientific papers or global institutions' (WWF or GFN) reports. The list of cities successfully reducing their per capita EF comes from only two academic papers, one comparing cities EF in the Mediterranean region and the other in Canada (Baabou *et al.*, 2017; Isman *et al.*, 2018). This explains the geographical cluster seen in Figure 2.5.

2.3.3.1 Shortlisted high-income cities

We compiled a shortlist of 23 cities achieving at least 15 % CF reductions between 1990 and 2020 (Table 2.4). These high-income leading cities' emissions reductions range from 24 % to 49 % - as compared to 1990 - , which is about two to four times less than what scientists say is necessary by 2050 (Byrne *et al.*, s.d.; Meadows *et al.*, 1972; Rees, 2020; Ripple *et al.*, 2017; von Weizsäcker *et al.*, 2009). Comparisons among cities are challenging since neither the baseline nor the final years of reduction are the exact same. However, these data suggest the extent to which active reduction high-income leading- cities have decreased their CF relative to the requirements for ECC. As the shortlisted cities are high-consuming ones, most of their environmental impact is presumed to be under Scope 3 emissions. Hence, to coherently assess their global impact, their reporting methods should entail Scope 3 emissions sources and be compliant with a consumption-based approach. To reflect on the extent to which shortlisted cities assess their CF impact, we have listed the standards and protocols they use to monitor their progress and analyzed their ability to represent a consumption-based standpoint. The Table 2.5 summarizes the obtained results.

Tableau 2.4 Shortlisted cities's CF reductions, CF accounting methods and EF assessments

Cities	GHG reduction			Accounting years		Accounting method	EF assessment (absolute reduction)
	Total (%)	Total (MtCO ₂)	Yearly (%)				
Copenhagen	54%	1,18	4%	2005	2019	Scope 1 and 2	
Lahti	49%	0,58	2%	1990	2019	Alas	
Stockholm	42%	1,56	2%	1990	2018	GPC - Basic	
Toronto	42%	10,50	1%	1990	2019	GPC - Basic	Longitudinal (No)
San Francisco	41%	3,23	1%	1990	2019	GPC - Basic	One-time
Portland, OR	41%	38,20	3%	2006	2018	The Local Government Operations Protocol	
Venice	38%	1,31	3%	2005	2018	GPC - Basic	Longitudinal (Yes)
Glasgow	37%	1,51	3%	2005	2017	Scope 1	One-time
Hamburg	35%	7,20	1%	1990	2019	LAK Energiebilanzen methodology	One-time
Washington, DC	32%	3,31	2%	2006	2019	GPC - Basic	One-time
Bristol	31%	0,78	3%	2005	2016	Scope 1 and 2	One-time
Melbourne	31%	0,02	4%	2010	2018	National Carbon Offset Standard	One-time
London	29%	12,99	1%	1990	2018	LEGGI	One-time
Helsinki	27%	1,52	1%	1990	2020	Alas	
Sydney	26%	1,20	2%	2005	2019	GPC - Basic	One-time
Los Angeles	24%	7,94	1%	1990	2018	GPC - Basic	One-time
Boston	21%	1,65	2%	2005	2019	GPC - Basic	One-time
Boulder	21%	0,38	1%	2005	2019	GPC - Basic	
Paris	20%	5,68	1%	2004	2018	Bilan Carbone	
Minneapolis	19%	1,00	1%	2006	2019	Scope 1 and 2	One-time
Chicago	15%	5,66	1%	2005	2017	GPC - Basic	One-time
New York City	15%	9,68	1%	2005	2019	GPC - Basic	One-time
Adelaide	15%	0,17	1%	2006	2018	GPC - Basic	

Note : sourced from the cities' own websites.

Tableau 2.5 The CF accounting standards and protocols used by the shortlisted cities and their compliance to a consumption-based (CB) approach

Accounting methods		Details and organization	CB approach
GPC	BASIC	The Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories (GPC), used worldwide, was developed in 2014 by the World Resources Institute, C40, and ICLEI. The BASIC level measures GHG emissions attributable to activities occurring within the geographic limits of the city and considers stationary energy and in-boundary transportation (Scopes 1 and 2) and some part of the in-boundary generated waste (Scopes 1 and 3).	
	BASIC +	The BASIC+ level reports the same emissions sources as BASIC but with more details and involves additional sources such as Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU) and Industrial Processes and Products Use (IPPU). Scope 3 emissions are included for some sources and additional ones can be added at the discretion of the city.	✓ But incomplete for not all Scope 3 emissions are required
LGO		Designed in 2010 by California Air Resources, ICLEI and the Climate Registry, the Local Government Operations (LGO) protocol assesses emissions linked to metro regions' operations: direct emissions from its equipment and facilities (Scope1), emissions from the energy grid (Scope 2), and those linked to metro region activities and occurring outside its boundaries (Scope 3).	
NCOS		The National Carbon Offset Standard (NCOS) has been tailored to Australian context and provides organizations with recommendations and guidelines to report their emissions with a goal of carbon neutrality. At the urban scale, it considers organizational boundaries and the direct and indirect emissions linked to the city's operations, but omits households' emissions.	
LEGGI		Created by the Greater London Authority (GLA), the London Energy and Greenhouse Gas Inventory (LEGGI) considers emissions from energy grid (Scope 2), direct emissions from IPPU, AFOLU and waste (Scope 1), and other emissions induced by city activities despite occurring outside the city's boundaries (Scope 3).	✓ Scope 3 mentioned, although not reported in practice
Bilan Carbone		Developed in France by the environmental organization ADEME, it accounts for emissions occurring within the city's boundaries and linked to the energy sector (Scopes 1 and 2) and for all emissions by the city's inhabitant's way of life regardless of where those emissions take place (Scope 3).	✓ Yes, all Scope 3 emissions are mandatory to report
ALas		The Alueellinen Laskenta (ALas), regional calculation model has been developed by the Finnish Environment Institute (SYKE) to measure the GHG emissions of Finnish municipalities. The calculation method is usage-based and resemble the BASIC level of GPC Standard.	
LAK		LänderArbeitskreis (LAK) Energiebilanzen methodology, developed by the LAK organism is mainly used in Germany and includes both a sector-based (Quellenbilanz) and a consumption-based approach (Verursacherbilanz). The latter works on a "polluter-pays" principle and emissions are attributed to the consumer, regardless of immediate physical sources.	✓ Yes, under the Verursacherbilanz

The main take aways are :

- Frameworks like **GPC BASIC**, **LGOP**, **NCOS** or **ALas** are not well suited to report high-consumer cities' carbon footprint in their integrity. Indeed, either the sources comprised in Scope 3 evaluations are too narrow to be representative (GPC BASIC merely reports sources related to the waste sector) or the assessment boundaries are constrained to the metro area's operations, thus overlooking households' consumption which is necessary for a consumption-based approach (California Air Resources Board, California Climate Action Registry, ICLEI-Local Governments for Sustainability & The Climate Registry, 2010);
- **GPC BASIC +** lacks comprehensiveness to rigorously assess a city's carbon footprint through a consumption-based approach, as the framework only requires reporting emissions from transboundary transport, energy and waste sources (World Resources Institute *et al.*, 2014). It omits other important categories of Scope 3 emissions such as goods, food, construction, and water evaluated to represent about half of global Scope 3 emissions (Chen *et al.*, 2019; Wiedmann *et al.*, 2020);
- **LEGGI** method is, in theory, adapted to report London's indirect emissions, although in practice its Scope 3 reporting lacks specification, making the framework mainly about Scope 1 and Scope 2 assessment (World Resources Institute *et al.*, 2014);
- **LAK** methodology under the Verursacherbilanz approach encompasses all embodied emissions linked to circulation, construction, services, and household's consumption (Länderarbeitskreis Energiebilanzen, s.d.; Stein, Wickel & Zengerling, 2018). Some sectors, such as waste or water, seem to be lacking evaluation, but because of the language barrier—most documentation of this framework is in German—it was rather difficult to draw conclusions on the comprehensiveness of this framework with respect to a consumption-based approach;
- **Bilan Carbone** methodology seems to have the potential to transcribe consumption-based emissions for any given city in a more comprehensive manner (Mirabella & Allacker, 2021). It relies on a life cycle analysis principle, accounting for all embodied emissions linked to a city's activities and has a specific consumption-based methodology framework.

2.4 Discussion and implications

Earth's carrying capacity (ECC) constitutes the context that we all live in and must respect, for future generations to get a chance to live and thrive (Galli *et al.*, 2020). However, the identified high-income leading cities are far from the 80 % - 90 % reduction needed to reach it, with CF reductions of only 24 % - 49 % since 1990 (Byrne *et al.*, s.d.; Meadows *et al.*, 1972; Rees, 2020; Ripple *et al.*, 2017; von Weizsäcker *et al.*, 2009).

This study looked at how environmental sustainability is measured in cities. We identified frameworks and indicators used at an urban scale and developed a shortlist of active high-income cities leading in impact reductions. Ten frameworks and four 'footprints' were identified for their suitability in helping to : (a) monitor urban sustainability comprehensively in five main domains of urban consumption (food, buildings, consumables and waste, transportation, and water); and (b) contribute to action plans and policies to empower cities to reach ECC.

Most cities address sustainability only through conceptually narrow, climate-based assessment methods and actions and rarely specify an explicit goal of striving for One Planet Living. That said, ECC is still a relatively novel concept and the fact that several of the sustainability frameworks did include the goal of living within ECC suggests that consideration of planetary limits in urban sustainability assessment may be increasing. Cities are looking for ways to demonstrate sustainability leadership, and to that end, asserting the intention to live within ECC makes a strong statement.

2.4.1 Discrepancies in suitability and popularity of sustainability assessment frameworks and tools

Although ECC-compliant frameworks applicable at the urban scale exist, their adoption rate seems rather low even among the shortlisted cities. Several factors could explain this shortfall : published literature does not capture more recent events such as the adoption of newly developed frameworks, the dissemination of information on cities adopting ECC-aligned frameworks is not always available in French or English, or informal adoption is hard to detect because there may

be no registry or record of participation (e.g., International Ecocity Standards). Moreover some frameworks used by communities or small cities may not have been captured in the literature review (e.g., BREEAM Communities and The Natural Step), and some frameworks may not be tailored for use at city scale (e.g., EcoDistricts, SymbioCity Approach, and Pearl Community Rating System). In any case, not all sustainability frameworks or tools promote a whole-system approach or are followed up by holistic implementation. This represents lost opportunities and generates popular skepticism, further hindering the momentum needed for shifting cities towards living within ECC (Rees, 2010).

Four ‘footprint’ assessments were selected for their suitability to serve as sustainability indicators at urban scale, namely the carbon, ecological, material and water footprints. The most popular is the carbon footprint (CF), most cities’ objectives and sustainability plans are monitored and communicated in terms of tCO₂e (even the water or material footprints are assessed for carbon intensity rather than resource consumption and preservation). Unfortunately, the CF is hardly the most holistic tool available (*see* Table 2.2). Ecological Footprint (EF) is more comprehensive and actually includes a CF component. However, perhaps because of its high data requirements, most EF assessments studies are based on academic analyses rather than municipalities’ own assessments. Urban decision makers may perceive EF assessments as too complex to use and communicate which inhibits their use in monitoring urban sustainability (Beloin-Saint-Pierre *et al.*, 2017; Moore *et al.*, 2013). EF assessments are still emerging and may yet prove most useful for longitudinal evaluations.

To facilitate effective action and expand the use of these already existing holistic frameworks and tools, ECC achievement would benefit from cooperation and coordination among international sustainability groups. For instance, the Circle Economy group is multiplying urban metabolism studies to help cities developing circular strategies by tracking their material flows and identifying hot spots in the different sectors of consumption (City of Toronto *et al.*, 2021; Doughnut Economics Action Lab *et al.*, 2020). These analyses open the path for more integrated and complete evaluations by creating new databases for urban flows favorizing the use of other environmental sustainability indicators (such as circularity index, material intensity or material footprint) that

resonate with urban decision-makers realities and can be used for urban planning (Moore *et al.*, 2013).

2.4.2 Importance of systemic assessments

While GHG emissions are an important climate change driver, a singular focus on this measurement does not account for crucial aspects of systems complexity such as biodiversity loss (Galli *et al.*, 2020; Kalbar, Birkved, Karmakar, Nygaard & Hauschild, 2017; Mirabella *et al.*, 2019). This can be problematic because efforts to reduce GHG emissions can come at the expense of natural capital. For example, substituting fossil fuels with biofuels from monocultured plantations might eventually reduce carbon intensity but would come at the expense of biodiversity and land degradation. Focusing exclusively on the CF would see the result as an improvement while simultaneously neglecting important trade offs (Merino-Saum, Halla, Superti, Boesch & Binder, 2020; Yu *et al.*, 2019). To better align with ECC, decision makers should opt for more comprehensive indices like EF or at least supplement CF with other indicators such as MF or WF (Galli *et al.*, 2012). This would facilitate more comprehensive analyses of materials and energy flows, allowing improved management of urban-centered consumption.

We found another discrepancy in the assessment methods for CF. Although the shortlisted cities are high-income consumer cities, their emissions reporting methods are not fully consistent with a consumption-based approach (Table 2.6). Reporting of indirect emissions is both incomplete and facultative for the main international standards and protocols for CF assessments. This undermines reliable quantification of comprehensive Scope 3 emissions, which could provide improved understanding of sources of emissions and carbon leakage (Chen *et al.*, 2019; Ghaemi & Smith, 2020; Lombardi *et al.*, 2017; Mirabella & Allacker, 2021). Scope 3 better assessment would widen the range, and increases the potential effectiveness of mitigation actions available to urban decision makers in designing consumer and specific supply-chain policies (Balouktsi, 2020; Wiedmann *et al.*, 2020). Given that emissions are highly concentrated in few affluent cities this increase in urban action's efficiency could have wide mitigation effects (Moran *et al.*, 2018).

Considering only direct emissions may result in under-reporting of a city's real impact by a factor of three and indirectly shifts the mitigation burden from high-consuming to low-consuming urban clusters (Moran *et al.*, 2018). It also undermines support for urgent climate action (i.e., reinforces climate-change denial) which is a major barrier to efficient measures (Balouktsi, 2020; Mi *et al.*, 2019; Mirabella & Allacker, 2021; Ortega-Montoya & Johari, 2020; Petersen *et al.*, 2019). From this perspective, life cycle analysis (LCA) which incorporates embodied emissions, would be an improvement over current less comprehensive standards/methods (Albertí *et al.*, 2017; Ghaemi & Smith, 2020; Mirabella *et al.*, 2019). That said it's important to acknowledge that LCA methods are data-intensive and can be hard to implement in regions where quantitative data are generally inaccessible (Ghaemi & Smith, 2020).

Tableau 2.6 Accounting method used by shortlisted cities and their compliance with consumption-based assessment

Type of accounting method	Number of cities using it	Compliance to CB approach
National Carbon Offset Standard	1	No
The Local Government Operations Protocol	1	No
Scope 1	2	No
Scope 1 and 2	3	No
GPC - BASIC	12	Partly
ALas	2	Partly
LEGGI	1	No
Bilan Carbone	1	Yes
LAK Energiebilanzen methodology	1	Yes

Considering the projected urbanisation, it is important that cities monitor both relative and absolute reductions in consumption and emissions. While per capita reductions can result from higher efficiencies and regulation (e.g., carbon taxation), absolute reductions aligning with ECC may require simpler lifestyles and smaller populations. Demographics analysis and population management is a central component of ECC as reflected in such concepts as bioregionalism. Bioregional theory argues that available resources and eco-productivity (biocapacity) should

be key determinants of the populations of planning regions (Wahl, 2016). Population planning should be accompanied by policies and strategies to stabilise and reduce population growth, for example by providing better education and accessibility to birth control devices (Masson-Delmotte & Larrouturou, 2021; Rees, 2020).

2.4.3 Limitations of the study

There are several limitations to this research. First, differences among cities in their use of sustainability frameworks, and the inaccessibility of urban information networks, made it difficult to compare the popularity of frameworks among decision makers. In the least transparent cases, city networks were researched in a non-systematic process through a review of their publications and searches of their websites, rather than the use of a readily available list. Some cities may have been missed in this approach.

Data quality and accessibility were additional limiting factors. Although EF is a much better indicator of progress toward living within ECC than CF, the lack of an existing data at the urban scale and the dearth of comparable longitudinal urban studies constrains its use in identify leading high-income cities, because the scarcity of data would skew the analysis. For instance, among the active cities we shortlisted for being reducing leaders, merely half of them had a one-time EF evaluation and only one reduced its EF in an absolute way. Therefore, we have preferred to use CF for selecting high-income reducing cities.

For CF, although the use of the CDP database allows the visualisation of worldwide cities' reductions, the platform is built upon cities' self-reporting, which makes the overall quality and consistency of its data rather uncertain. Hence, for shortlisting high-income cities, we have decided to focus more on the intentionality factor, assuming that adherence to international capacity building groups was a good proxy to it. With a smaller number of active cities, we could ensure data accuracy, check on their historical emissions, review their impact reports, and reflect on the way they consider urban sustainability (transparency, accessibility of data, etc.).

This focus on international knowledge transfer groups' champions cities gave us a good insight on how sustainability is promoted around the world, since their successes and knowledge are often being transferred to other urban areas as good practices and have a significant influence on urban sustainability knowledge. Although this was very informative on the broad conception of urban sustainability, it hindered the identification of lesser known yet reducing cities. Indeed, having insights on alternative pathways and specific frameworks and practices that are proving effective for low-income cities (such as Global South's ones) would have increased the value of this study as a case of comparative analysis. Urban South knowledge constitutes a gap, in part due to financial constraints as gathering data and conducting frequent sustainability assessments require dedicated infrastructure and staff.

2.4.4 Global urban (un)sustainability and social justice

All of humanity is involved in meeting even ECC which implies the need to consider issues of geographical representation, environmental justice, and social inequity (Menton *et al.*, 2020; Nagendra *et al.*, 2018; Rees, 2020). In coming decades, cities in the Global South will experience most of the world's urban population growth with its accompanying environmental challenges and opportunities for mitigation (Hachaichi & Baouni, 2020). However, the knowledge of Global South's urban areas is limited, concentrated in specific areas and largely directed by Global North researchers, hence there are major gaps in our understanding (Nagendra *et al.*, 2018; Van der Heijden, 2019).

Despite their very different contexts, drivers, and objectives, urban theories built upon Global North perspectives and experience are still being applied to Global South cities (Menton *et al.*, 2020). Not only does this 'colonial' approach undermine global environmental mitigation but it also prevents the recognition and spread of nature-based and low-cost solutions developed in urban South (Eyong & Foy, 2006; Menton *et al.*, 2020; Nagendra *et al.*, 2018; Spiliotopoulou, 2021). Further study of the context and characteristics of low-consuming cities are important for unlocking their full potential.

The adaptation of global sustainability thresholds (Table 2.2) at a more local scale raises another point about “attributive approaches” (van den Berg *et al.*, 2020). The latter refers to the approach used to share environmental budget (such as carbon emissions, resource extraction, etc.). So far, environmental limits have been downscaled based on an equality principle (same share of natural capital for all individuals) rather than on that of equity (fair share of natural capital considering the context of the individuals). Other effort-sharing approaches could be considered, from impact responsibility or monetary capacity based (GDP, GDP per capita, cumulative environmental impact) to a basis on local natural assets (biocapacity, available natural resources).

Although establishing thresholds on local natural assets is a salient tool for implementing policies for local sustainability management, it leaves out the inequitable distribution of costs and benefits in environmental degradation (Guo, Yue, Li & Hui, 2017; Maguire & Jiang, 2015). Indeed, high-consuming societies have largely contributed to global environmental degradation, with the 10 % wealthiest accounting for 48 % of global emissions and the 50 % poorest merely account for 7 % (Barrau, 2019; Piketty, 2019; Ortega-Montoya & Johari, 2020; UNEP, 2020). Not only do these high-income cities have a greater responsibility for environmental degradation than their low-income counterparts (particularly considering they have also off-shored a significant proportion of their environmental impacts to developing areas) but they also have greater technological and economic capacity to mitigate their impacts (Khalil & Al-Ahwal, 2020; Maguire & Jiang, 2015; Ortega-Montoya & Johari, 2020). Hence the attribution of environmental budgets should consider effort-sharing approaches to find the right balance between responsibility for degradation and capacity to mitigate, to ensure an efficient but fair transition towards ECC (van den Berg *et al.*, 2020).

Groups alike the C40 Cities, CNCA or ICLEI have proven their ability to foster innovative and bold action with the creation of ambitious initiatives alike “Cities Race to Zero”, and inclusive ones alike “Inclusive & Thriving Cities”. Considering the wide coverage of these transnational groups, their promotion of ECC indicators and frameworks and fair target allocation would encourage the use of these holistic tools and help creating a momentum towards a fair transition to One Planet goal.

2.5 Conclusion

Certainly the mounting urgency of humanity's environmental predicament calls for a bold, holistic, and systemic response (IPCC, 2021; Spratt *et al.*, 2020). The COVID-19 pandemic has shown unprecedented policy action as governments made it a top priority. We posit that the one planet living goal—living within our planet's regenerative and assimilative capacities (ECC)—should receive the same treatment.

High-income consumer cities account for significant proportion of global environmental impacts. The few active ones we have identified as leading the quest for sustainability have reduced their carbon footprints by 24 % to 49 % since 1990; this is significant but insufficient. Not only are their emissions reductions generally too low but the focus on carbon alone is too narrow. To reduce overshoot and achieve One Planet Living, we need more comprehensive indicators that enable us better to assess whether we are making progress toward living within Earth's assimilative and regenerative capacities (ECC).

Despite its advantages in assessing progress toward strong sustainability, the concept of ECC is not yet widely employed in urban contexts at a large scale. Most existing urban sustainability frameworks do not explicitly advance ECC-aligned goals and strategies and thus miss an opportunity for cities to measure true progress toward the One Planet ideal. Urban sustainability actions and monitoring generally focuses on climate change mitigation, seemingly not recognizing that climate change is merely one—albeit important—element of ecological degradation associated with overshoot. To better reflect ECC realities, more comprehensive approaches, such as ecological footprint analysis or a combination of carbon, material, and water footprints, should be employed. Cities are complex systems whose operations mainly rely on flows imported from outside their boundaries. More comprehensive impact data enable better urban resource management and enables city planners to conserve extra-urban natural capital.

In addition, current GHG emissions assessments do not always account for indirect or embodied emissions, and the leading high-income consumer cities we have identified are no exception. This means that even the cities we consider as sustainability champions, underestimate their

true impact, and that because their knowledge and successes are transmitted to the majority as good practices, the burden of (apparent) responsibility is perpetually shifted onto low-income export-oriented counterparts. This raises two important related issues. First, determining true impact responsibility is paramount to ensuring fair and efficient transition to strong sustainability. Second, if we hope to accurately quantify and monitor cities' connections to, and dependence on, their hinterlands, analysts need to employ more consumption-based inventory methods that reflect entire supply-chains.

This study shows that the world is currently greatly underestimating cities' ecological and social impacts. Existing sustainability policies and assessments are ill-conceived and provide little guidance for cities to measure their progress toward ECC and the one-planet living ideal. Consequently, despite considerable effort, the world is failing to take adequate action on climate change, let alone overall sustainability and social justice. To improve this situation, transnational environmental groups could play a major role in encouraging more comprehensive assessments and effort-sharing. The size of individual cities' consumption- and emission-reduction targets should be based on those cities' direct and indirect responsibility for global impacts as well as their financial capacity to mitigate. Standardized methods and goals would assist the creation of groups of cities with similar contexts and challenges thereby enhancing capacity-building and knowledge transfer.

If urban civilization is to survive, cities need to acknowledge overshoot, embrace the concept of ECC and develop planning frameworks/tools oriented toward one-planet living. Early steps in the process would be for cities to recognize the magnitude of reductions required, and to exploit their positions as the most suitable spatial scale for action to reduce energy and material flows (consumption and pollution). Of course, further research is needed on Earth's ecological limits, fair target allocation as well as on the impacts and challenges facing cities of the Global South. That said, the fact that current environmental impacts derive mostly from a relatively few affluent cities means that aggressive policies toward the one-planet ideal in these regions have the potential to deliver major globally significant benefits.

CHAPITRE 3

DISCUSSION

Ce mémoire s'est concentré sur les méthodes de mesure de la soutenabilité en fonction de la Capacité de Charge de la Terre (CCT) à l'échelle urbaine, en inférant que ce n'est qu'à l'aide d'outils holistiques, adaptés aux contextes des acteurs urbains et cohérents avec l'objectif d'Une Planète que les villes pourront accéder à leur plein potentiel d'agents de changement.

3.1 Retour sur les résultats

D'après les résultats obtenus au Chapitre 2, la soutenabilité à l'échelle urbaine n'est pas encore perçue de la manière systémique que nécessiterait l'atteinte d'un état global en équilibre avec la CCT. En effet, sur les 33 cadres de durabilité environnementale identifiés dans la littérature, seuls dix s'alignent pleinement avec l'objectif d'Une Planète et sont cohérents avec l'échelle urbaine, et ceux qui le font ne figurent pas parmi les plus reconnus/utilisés (*Voir Figure 2.3*). Quatre indicateurs ont été identifiés comme permettant à la fois aux décideurs urbains une meilleure gestion des principaux flux sous leur contrôle, ainsi qu'une comparaison avec des limites de soutenabilité de la CCT (soit les empreintes carbone, environnementale, hydrique et matérielle) (*Voir Tableau 2.2*). Bien que l'empreinte écologique soit la plus compréhensive des quatre empreintes environnementales mentionnées, les villes se concentrent en grande majorité sur l'aspect climatique (soit l'empreinte carbone). Le manque de considération des autres aspects environnementaux pose un risque de transfert de charge vers les pays et villes en voie de développement ainsi que de compromis écologiques entre les émissions de GES et d'autres aspects environnementaux.

Les villes à hauts-revenus sont responsables d'une grande partie des émissions de GES globales. Elles constituent un point crucial pour l'atteinte de la CCT, d'une part en vertu de leur potentiel de mitigation, d'autre part en raison de leur rôle de cheffe de file (les succès et méthodes des villes du Nord global les plus connues pour leur engagement envers l'environnement sont fréquemment transmis aux autres villes comme bonnes pratiques). Vingt-trois villes de pays à

hauts-revenus ont été identifiées, dont les réductions depuis 1990 s'échelonnent entre 24 % et 49 % (*Voir* Tableau 2.4). Ceci n'est pas suffisant comparé aux réductions de 80-90 % qui sont demandées aux pays riches d'ici 2050 pour pouvoir être en équilibre avec la CCT.

3.1.1 Réflexion sur les villes cheffes de file

Les villes cheffes de file ont été sélectionnées et triées en fonction de leurs efforts envers la soutenabilité, sur la base de leur pourcentage de réduction sur la période 1990 - 2020. Le Tableau 2.4 renseigne sur différents aspects de leurs réductions :

- **les réductions totales** : en pourcentage et en méga tonnes de carbone équivalent, qui mettent en avant les résultats globaux des stratégies de réduction de GES des villes cheffes de file ;
- **les réductions annuelles** : en pourcentage, qui mettent en avant les villes dont les stratégies de réduction ont été les plus efficaces ;
- **les méthodes d'évaluation utilisées** : qui renseignent sur l'extensivité des sources d'émissions et limites géographiques considérées par les villes dans leur évaluation, et donne une idée sur le biais associé aux réductions qu'elles affichent.

Afin de compléter cette analyse, il est intéressant de se pencher sur certains des paramètres spécifiques aux villes cheffes de file identifiées, qui sont présentés au Tableau 3.1. Il apparaît ainsi que bien que les 23 villes soient toutes des villes considérées à hauts-revenus, différents profils sont observables :

- **les villes avec de forts PIB par personne** : qui correspondent à des villes de forte activité économique, et où les populations ont un haut niveau de vie et de pouvoir d'achat ;
- **les villes émettrices** : celles qui, par leur activité territoriale, sont fortement émettrices de GES ;
- **les villes performantes** : celles qui ont substantiellement réduit leurs émissions en termes de quantité ;
- **les villes fortement peuplées** : qui correspondent aux villes avec de grandes populations, qui peuvent alors bénéficier d'économies d'échelle importantes, et en fonction de leur densité, peuvent avoir recours à des solutions d'optimisation ;

- **les villes en expansion** : celles qui ont réduit leurs émissions malgré une certaine croissance démographique.

Tableau 3.1 Villes cheffes de file (rangées par ordre alphabétique) selon leurs contextes d'émissions de GES, économiques, et démographiques

	Années		PIB par personnes (USD PPP)	Émissions finales (MtCO ₂ e)	Réduction des émissions (MtCO ₂ e)	Catégorie de la ville	Évolution de la population
Adelaide	2006	2018		0,98	0,17	Très grande ville	14%
Boston	2005	2019		6,20	1,65	Grande ville	16%
Boulder	2005	2019		1,47	0,38	Petite-moyenne ville	10%
Bristol	2005	2016		1,72	0,78	Moyenne ville	12%
Chicago	2005	2017		31,03	5,66	Très grande ville	-4%
Copenhague	2005	2019		1,02	1,18	Grande ville	46%
Glasgow	2005	2017		2,58	1,51	Grande ville	6%
Hambourg	1990	2019		13,50	7,20	Très grande ville	15%
Helsinki	1990	2020		4,18	1,52	Grande ville	36%
Lahti	1990	2019		0,60	0,58	Petite-moyenne ville	7%
Londres	1990	2018		32,37	12,99	Très grande ville	32%
Los Angeles	1990	2018		25,30	7,94	Très grande ville	13%
Melbourne	2010	2018		0,04	0,02	Très grande ville	23%
Minneapolis	2006	2019		4,20	1,00	Moyenne ville	12%
New York City	2005	2019		55,12	9,68	Très grande ville	2%
Paris	2004	2018		22,70	5,68	Très grande ville	1%
Portland, OR	2006	2018		55,32	38,20	Grande ville	14%
San Francisco	1990	2019		4,64	3,23	Grande ville	21%
Stockholm	1990	2018		2,11	1,56	Grande ville	45%
Sydney	2005	2019		3,46	1,20	Très grande ville	26%
Toronto	1990	2019		15,50	10,50	Très grande ville	22%
Venise	2005	2018		2,16	1,31	Moyenne ville	-4%
Washington, DC	2006	2019		7,17	3,31	Grande ville	19%

Légende :

 > 75 k	 > 50	 > 30	 > 1M	 > 40
]60 k ; 75 k]	]30 ; 50]	]10 ; 30]	]500k ; 1 M]	]30 ; 40]
]45 k ; 60 k]	]10 ; 30]	]5 ; 10]	]150k ; 500k]	]20 ; 30]
]30 k ; 45 k]	]1 ; 10]	]1 ; 5]	]100k ; 150k]	]10 ; 20]
	]0 ; 1]	]0 ; 1]		]0 ; 10]

Cette catégorisation permet l'identification de groupes de villes en fonction de leurs contextes spécifiques, et pourrait faciliter le transfert de connaissances entre celles ayant des contextes similaires en limitant l'effet de paradoxe des chefs de file (Van der Heijden, 2018). En effet, bien qu'elles soient toutes les deux dans le haut du classement réalisé au Tableau 2.4, une ville comme

Lahti (faibles émissions, faible population, importantes réductions relatives) n'a pas les mêmes problématiques et le même potentiel de mitigation qu'une ville comme Portland (forte émissions, forte population et fortes réductions relatives) ce qui limite le partage de connaissances entre les deux villes. Tenir compte de ces différences de contextes urbains permet alors une meilleure collaboration interurbaine, et favorise l'identification de stratégies de mitigation spécifiques, permettant de tendre vers un état plus respectueux de la CCT.

3.1.2 Adoption d'une approche de la CCT à l'échelle urbaine

À présent, si l'on se penche sur les raisons pour lesquelles la CCT n'est que faiblement adoptée comme approche par les acteurs urbains pour la gestion de la durabilité environnementale, il semblerait que le caractère novateur du concept ainsi que la potentielle inadéquation urbaine de ses outils de mesure expliquent en partie cette faible utilisation. La notion de CCT est relativement nouvelle, et la démultiplication des cadres d'évaluation et autres indicateurs de suivi qui a eu lieu les dernières années ont pu semer une certaine confusion chez les décideurs politiques et ralentir sa diffusion. Ces derniers n'ont pas tous des connaissances avancées en termes de gestion de l'environnement (aussi importante soit-elle, la gestion de la durabilité environnementale n'est qu'une des diverses tâches dont les décideurs politiques doivent s'occuper), et le développement d'outils qui ne sont pas toujours adaptés aux réalités des acteurs urbains, peut constituer une barrière additionnelle à l'adoption de pratiques novatrices comme la mesure de la soutenabilité par rapport à la CCT. C'est notamment le cas du cadre d'évaluation des Limites Planétaires (LP), pour lequel l'adaptation de certains de ses indicateurs de suivi à des échelles infranationales est limitée, notamment parce que certaines des limites biophysiques qui composent ses indicateurs sont basées sur des concentrations globales et ne tiennent pas nécessairement compte des spécificités contextuelles à plus petite échelle (Fang *et al.*, 2015). De plus, l'utilisation directe du cadre des LP peut sembler déconnectée de la réalité et du potentiel d'action des agents urbains. En effet, parmi ses indicateurs, il y a des limites sur l'acidification des océans ou encore la destruction de la couche d'ozone, alors que d'autres limites plus reliées au périmètre d'action

des décideurs urbains, comme l'extraction de ressources, n'en font pas partie. Ainsi le manque de cohérence pratique peut être un frein à l'adoption de cadres d'évaluation comme les LP.

Le cadre des LP possède néanmoins un avantage pour l'échelle urbaine, c'est qu'il peut renseigner sur les limites biophysiques de la Terre qui sont le plus en danger, et qu'il faudrait donc considérer en priorité. C'est le cas des cycles de phosphore (cycle ouvert) et d'azote (cycle fermé), qui sont considérés à haut risque, et dont la perturbation est provoquée en grande partie par les engrais utilisés pour l'agriculture intensive, mais aussi par une mauvaise gestion des eaux usées, chargées en nutriments à cause des excréments d'humains et d'animaux, de solvants chargés en phosphore et autres déchets industriels (Steffen *et al.*, 2015; Morée, Beusen, Bouwman & Willems, 2013). La gestion des eaux usées faisant partie du mandat municipal, un meilleur contrôle de leur concentration en nutriment serait alors un point important à considérer pour les décideurs urbains. Non seulement cela pourrait les aider à améliorer leur gestion des déchets (amélioration des installations de traitement des eaux usées, lois sur les rejets industriels, etc.), mais cette amélioration locale serait de plus liée à la considération globale de limites biophysiques de la Terre.

Pour pouvoir assurer un transfert de connaissances du monde de la recherche vers le monde pratique, il est nécessaire de considérer le contexte réel des acteurs urbains. Le développement d'indicateurs variés, compréhensibles, multi-usages (pour des entreprises, planificateurs urbains, décideurs politiques, gouvernements, etc.), qui permettent à la fois de mesurer les principaux flux urbains, et d'être comparés à la capacité de charge d'un écosystème spécifique ou à celle de la Terre, est donc un choix pertinent pour favoriser la transition vers la CCT. Les quatre empreintes environnementales identifiées dans le Chapitre 2 (carbone, écologique, hydrique et matérielle) permettent justement ces comparaisons locales et globales. Non seulement les acteurs urbains pourraient mettre cet ensemble d'indicateurs complémentaires à profit dans leur gestion quotidienne de secteurs sur lesquels ils peuvent agir (flux de déchets, consommation d'eau, gestion eaux usées, transports collectifs, gestion des ressources naturelles, etc.), mais en plus les données récoltées seraient utilisables à plus haute échelle pour la réalisation de bilans de performance environnementale plus complets, où les compromis écologiques entre différents

capitaux naturels seraient limités. L'étude du mouvement de différents flux d'intérêt, couplée avec des indicateurs d'impact environnemental, pourrait en outre renseigner la mise en place de stratégies d'économie circulaire (EC) à l'échelle urbaine. La gestion efficace ainsi que la sauvegarde des ressources naturelles ont été identifiées dans la littérature comme des paramètres clefs pour le potentiel de mitigation urbain, et le paradigme d'EC connaît actuellement un fort momentum pour cette raison.

3.2 Approche systémique de la soutenabilité

Outre l'utilisation d'outils et d'indicateurs pertinents, l'objectif d'Une Planète, soit l'atteinte d'un équilibre avec la CCT, nécessite avant tout une compréhension systémique des interactions dynamiques au sein de l'anthroposystème (*Voir Figure 3.1*). Ainsi, dans l'évaluation des impacts urbains, cette conceptualisation systémique passe par différents aspects tels que l'utilisation de méthodes d'évaluation et standards adaptés à une vision d'ensemble, la considération de différents facteurs contextuels des villes analysées (contextes économiques, facteurs démographiques, etc.) ainsi que la prise en compte d'une approche collaborative pour favoriser la synergie d'efforts entre les différentes villes en chemin vers la durabilité environnementale.

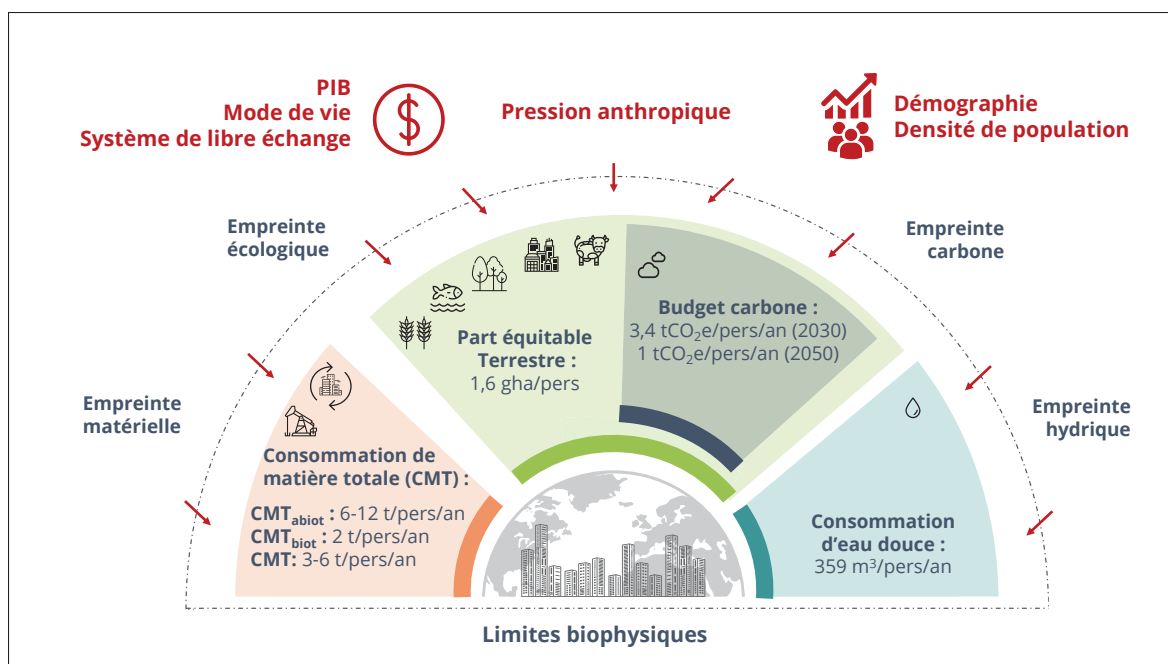


Figure 3.1 Représentation schématique de l'équilibre dynamique entre CCT et pressions anthropiques selon quatre limites biophysiques (Voir Tableau 2.2)

3.2.1 Mesure de la soutenabilité

Vivre en harmonie avec la CCT dépend ultimement du respect de différentes barrières biophysiques (cycles hydriques, ressources matérielles, biodiversité, cycles chimiques, etc.). Cependant, la compréhension de la soutenabilité est aujourd'hui particulièrement axée sur les changements climatiques et les réductions d'émissions de GES. Cette vision de la durabilité environnementale au travers d'un indicateur unique n'est alors pas suffisamment inclusive pour pouvoir garantir l'atteinte d'un état respectueux de la CCT dans sa globalité. Ainsi, pour pouvoir améliorer la capacité de mitigation environnementale des villes, il est nécessaire d'évaluer l'empreinte environnementale urbaine selon différents aspects (pas seulement en fonction des émissions de GES), mais aussi de développer des données et indicateurs relatifs à la biocapacité d'un milieu. Enfin, les standards d'évaluation actuels doivent être complétés pour pouvoir mieux représenter l'ensemble des impacts environnementaux liés aux villes, notamment en ce qui concerne leurs émissions liées à la consommation (EBC).

3.2.1.1 Indicateurs de suivi

Pour accéder à une vision systémique des impacts anthropiques, il est important de développer la mesure d'autres indicateurs que ceux liés aux émissions de GES (comme les empreintes hydrique, matérielle, ou environnementale). En effet, sans l'addition d'indicateurs complémentaires, l'empreinte carbone ne permet pas à elle seule d'identifier les compromis écologiques qui menacent les autres limites biophysiques autres que celle climatique. Plusieurs villes se sont tournées vers une telle utilisation d'indicateurs complémentaires pour avoir une approche plus complète de la soutenabilité. La ville de Vancouver utilise par exemple l'empreinte écologique pour faire le suivi de son impact (City of Vancouver, 2012). Par ailleurs, six villes du Portugal (Almada, Bragança, Castelo Branco, Guimarães, Lagoa, et Vila Nova de Gaia) se sont engagées dans un projet pilote pour comparer leurs empreinte écologiques respectives avec la biocapacité de leur région (Global Footprint Network, 2017). À terme, cette expérimentation pourrait déboucher sur une forme de financement national à l'égard des villes qui soit calculé en fonction de leurs empreintes écologiques et des ressources à leurs disposition. De son côté, la ville d'Amsterdam utilise additionnellement l'empreinte matérielle et hydrique pour faire le suivi de sa consommation de ressources et orienter ses politiques stratégies de soutenabilité (Doughnut Economics Action Lab *et al.*, 2020; City of Amsterdam, 2020).

Les indicateurs évoqués jusqu'ici sont davantage centrés sur l'évaluation des pressions anthropiques. Toutefois, comme schématisée à la Figure 3.1, la soutenabilité correspond à un équilibre entre les impacts d'une population donnée avec la capacité de charge de leur écosystème. Ainsi, le développement de mesures et d'indicateurs relatifs à la biocapacité et à la protection de différents capitaux naturels (tels que la biodiversité, la qualité des sols, l'occupation des terres, etc.) correspondrait à évaluer l'autre facette de cet équilibre (Galli *et al.*, 2012; Pierce *et al.*, 2020). Un meilleur accès à ce type de données permettrait une gestion des ressources locales plus éclairée, encouragerait la protection et le renouvellement du capital naturel et aurait le potentiel de prévenir des dégradations extrêmes (épuisement total des ressources, assèchement de cours d'eau, etc.). Ce développement de données correspond à une approche écocentrée et basée sur une soutenabilité forte. Il permettrait de promouvoir la régénération du capital naturel ainsi que

les changements de comportement pour modifier la demande de ressources et parvenir à des retombées positives pour l'environnement (Swilling *et al.*, 2018). Cette perspective s'oppose au paradigme dominant anthropocentré selon lequel la durabilité environnementale est conçue dans les sociétés occidentales, qui cherche davantage à augmenter l'offre de ressources par le biais de l'efficacité technologique en supposant une soutenabilité faible, où le capital créé par l'homme se substitue au capital naturel (concept de soutenabilité faible) (Genovese & Pansera, 2021; Spiliotopoulou, 2021)

3.2.1.2 Méthodes d'évaluation et standards

L'empreinte carbone n'est pas l'indicateur le plus complet pour parler de soutenabilité selon la CCT, toutefois il s'agit de celui le plus populaire actuellement auprès des villes, et l'évaluation holistique des émissions de GES urbaines est importante, car rattachées à la limite planétaire de la pollution atmosphérique. Pour pouvoir comparer adéquatement les analyses d'empreinte carbone (AEC) avec cette limite planétaire, il convient d'adopter une approche systémique dans son évaluation. Cependant, d'après les recherches effectuées dans ce mémoire, la plupart des villes sous-estiment leur impact carbone, et les villes cheffes de file ne dérogent pas à ce constat. Cela s'explique en partie par le fait que les standards d'évaluation les plus populaires pour effectuer les AEC urbaines échouent à rapporter les impacts des villes dans leur ensemble (*Voir* Tableau 2.5), car ils ne sont pas assez complets ou restrictifs pour permettre la mesure d'impacts basée sur la consommation (*Voir* Figure 2.1). Dans le but d'évaluer l'influence que ce tronquage méthodologique (soit le fait que les sources d'émissions urbaines ne sont pas toutes prises en compte) peut avoir sur les stratégies de soutenabilité des villes cheffes de file, cette partie de la discussion s'emploie à faire une approximation de leurs EBC. Hormis les villes de Paris et d'Hambourg, les villes cheffes de file identifiées comptabilisent principalement leurs émissions territoriales (ET) et leurs émissions basées sur la consommation (EBC) ne sont pour la plupart pas accessibles de manière compréhensible (*Voir* Tableau 2.6). Toutefois Ritchie, Roser & Rosado (2020), ont recensé les EBC nationales depuis 1990 sur la plateforme *Our World in Data* (*Voir* Tableau I-1 en Annexe). L'année 1990 est donc prise comme point de départ, pour laquelle huit

des villes cheffes de file ont des données. Pour pouvoir calculer les EBC urbaines initiales, la première hypothèse est que, pour l'année 1990, le rapport entre les ET et les EBC nationales est le même que pour les villes cheffes de file. Ensuite, sachant que les villes représentent 75-80 % des émissions de GES mondiales (Ghaemi & Smith, 2020; Lombardi *et al.*, 2017), une seconde hypothèse est faite, selon laquelle les EBC des villes cheffes de file doivent suivre une tendance similaire à celle de leur pays. Cependant, ces deux hypothèses ne permettent pas de tenir compte de l'évolution propre de deux villes appartenant à un même pays. D'après Wiedmann *et al.* (2020), les émissions urbaines (*Scopes* 1, 2 et 3) augmentent avec le PIB. Une troisième hypothèse serait alors que l'augmentation de la part du PIB d'une ville par rapport au PIB national se traduit en une augmentation des EBC urbaines.

Posées en équations, les trois hypothèses susmentionnées pourraient s'écrire telles que :

$$\text{Pour } y > 1990 \quad EBC_{ville\ y} = EBC_{ville\ y-1} * \left(1 + \Delta EBC + \Delta \frac{PIB_{ville}}{PIB_{pays}} \right) \quad (3.1)$$

$$\text{Pour } y = 1990 \quad \frac{EBC_{pays\ y}}{ET_{pays\ y}} = \frac{EBC_{ville\ y}}{ET_{ville\ y}} \quad (3.2)$$

Avec $y \in \mathbb{N}$ sur l'intervalle $[1990; 2020] \equiv$ l'année analysée;

$EBC_{ville\ y}$: correspond aux émissions basée sur la consommation pour une ville au courant de l'année y ;

$EBC_{pays\ y}$: correspond aux émissions basée sur la consommation pour un pays au courant de l'année y ;

$ET_{ville\ y}$: correspond aux émissions rapportées par une ville au courant de l'année y ;

ΔEBC : correspond à l'évolution annuelle (entre y et $y-1$) des EBC nationales;

$\Delta \frac{PIB_{ville}}{PIB_{pays}}$: correspond à l'évolution de la part du PIB de la ville sur celui national entre les années $y-1$ et y .

En appliquant ces équations à la ville de Toronto, qui est l'une des villes cheffes de file ayant des données depuis 1990, la Figure 3.2 est obtenue.

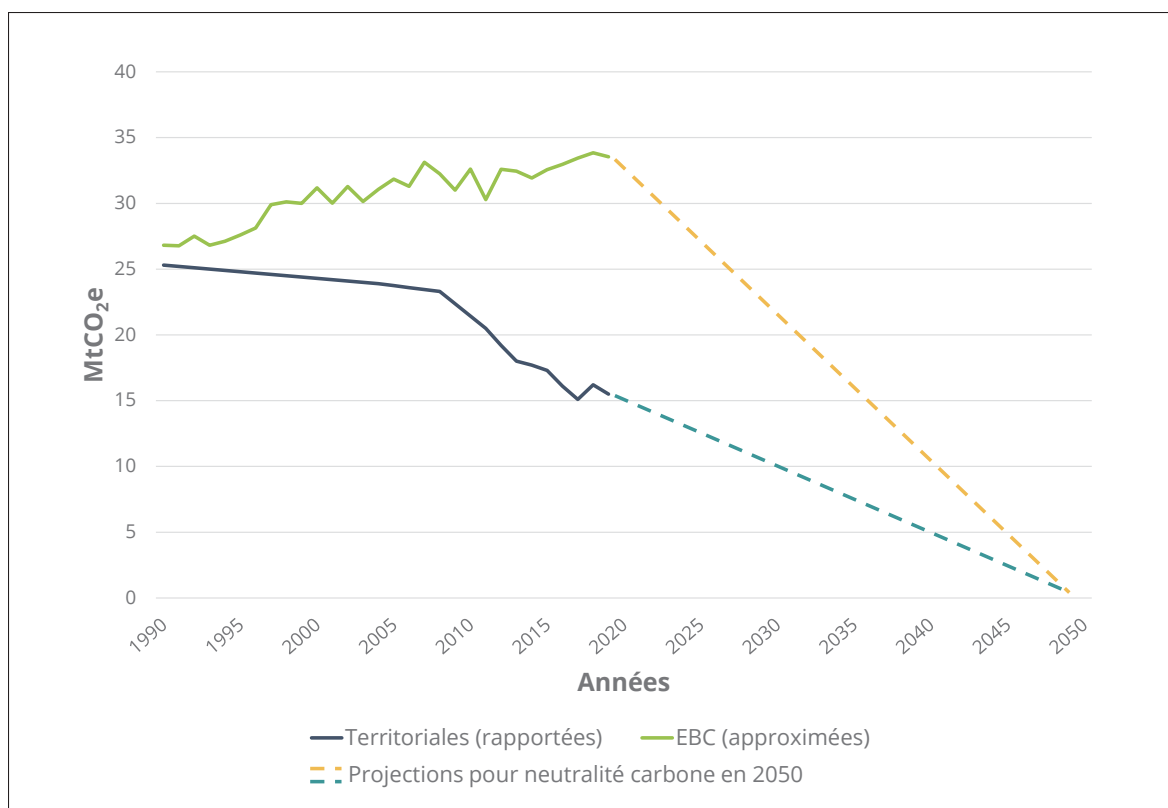


Figure 3.2 Approximations des émissions totales de GES de la ville de Toronto et projections pour un objectif de neutralité carbone (1990 - 2050)

Certaines valeurs de PIB ne sont pas disponibles à l'échelle urbaine pour toutes les villes ou sur toute l'intervalle analysée et l'utilisation de méthodes basées sur des données économiques et démographiques plus locales, comme le fait Moran *et al.* (2018) dans leur article, permettrait d'obtenir des données plus précises. Néanmoins, les approximations faites dans cette section permettent de concevoir le décalage entre les émissions qui sont rapportées par les villes, et celles qui sont liées à leur consommation. Il apparaît alors que la prise en compte des EBC est déterminante pour que les villes puissent accéder à leur plein potentiel d'agent de mitigation et puissent se tourner vers des stratégies de soutenabilité efficaces. En effet, l'exemple de Toronto à la Figure 3.2 montre que pour atteindre la neutralité carbone d'ici 2050 comme le demandent les accords de Paris (Rogelj *et al.*, 2019), la ville sous-estime actuellement les réductions qu'elle doit effectuer d'un facteur 2. Cela corrobore ce que dit la littérature, soit que les émissions liées

à la consommation sont une part significative des villes à hauts-revenus (Wiedmann *et al.*, 2020), et que la considération des émissions en dehors du territoire urbain (*Scope 3*) peut multiplier par deux ou trois l’empreinte carbone d’une ville (Moran *et al.*, 2018).

Le Tableau 3.2 applique la méthodologie décrite par les Équations 3.2 et 3.3 aux huit villes cheffes de file possédant des données depuis 1990 et met en avant les écarts entre leurs EBC ainsi calculées (dont le détail se trouve au Tableau I-2) et les émissions qu’elles rapportent sur leur site internet. Les lignes 1 et 2 représentent respectivement le pourcentage de réductions rapportées par les huit villes cheffes de file et leurs émissions de GES pour la dernière année qu’elles ont évalué, et les lignes 3 et 4 représentent les pourcentages de réductions d’EBC approximées pour ces mêmes villes ainsi que leurs EBC estimées pour leur dernière année.

Tableau 3.2 Réductions depuis 1990 et émissions finales des villes cheffes de file en fonction de leurs émissions rapportées et leurs EBC approximées (*Voir* Tableau I-2)

	Hambourg	Helsinki	Lahti	Londres	Los Angeles	San Francisco	Stockholm	Toronto
Réductions d’émissions (rapportées)	35%	18%	49%	29%	24%	41%	42%	39%
Émissions finales rapportées (MtCO ₂ e)	16,32	4,76	0,72	32,37	25,30	4,64	2,11	15,50
Réductions d’EBC (approximées)	31%	8%	8%	-3%	0%	2%	-1%	-25%
EBC finales approximées (MtCO ₂ e)	16,95	8,50	1,75	51,98	32,56	7,61	9,16	33,55

- Méthode d’évaluation compatible pour mesurer les EBC
- Méthode d’évaluation partiellement compatible pour mesurer les EBC
- Méthode d’évaluation non compatible pour mesurer les EBC

Pour la ville d’Hambourg, qui utilise une méthodologie qui prend en compte les émissions liées à la consommation, les émissions rapportées et EBC approximées ont une différence inférieure

à 4 %. Toutefois, pour les autres villes cheffes de file, dont les méthodes d'évaluation ne comprennent au mieux que partiellement les émissions liées à la consommation, une importante sous-estimation de leur impact total est constaté, allant jusqu'à un facteur 4 pour la ville de Stockholm. Les réductions affichées par les villes depuis 1990 sont elles aussi significativement réduites lorsque les émissions pour la consommation sont prises en compte, et pour les villes comme Toronto ou Stockholm, elles se transforment même en augmentation (valeurs négatives). Cela veut dire que pour ces deux villes, les émissions liées à la consommation ont augmenté plus rapidement que leurs réductions de GES territoriales.

Cette sous-estimation des impacts environnementaux provenant de villes à hauts-revenus freine leur prise de conscience environnementale et limite leur potentiel de mitigation et favorise les transferts de dégradation environnementale depuis les villes consommatrices vers d'autres territoires de plus faible consommation. Une meilleure quantification des émissions basées sur la consommation permettrait aux décideurs urbains de développer une compréhension plus systémique des impacts liés au métabolisme de leurs villes et favoriserait la mise en œuvre de politiques publiques plus efficaces. C'est pourquoi, pour espérer atteindre un état de réelle soutenabilité, il est impératif que les villes reconnues comme cheffes de file dans la matière endossent leur rôle de leader et montrent l'exemple en commençant à utiliser des méthodes de suivi systémiques comme le préconise le concept de CCT.

3.2.2 Facteurs de pression anthropique

Plusieurs facteurs sont reconnus comme favorisant la dégradation anthropique. Parmi ces derniers, se trouvent notamment le revenu par habitant, le mode de vie des personnes, l'ouverture commerciale et l'accroissement démographique (Ortega-Montoya & Johari, 2020; Moran *et al.*, 2018; Ghaemi & Smith, 2020). Ces paramètres devraient alors être considérés comme des leviers pris en compte lors des évaluations d'impacts urbains et de leur comparaison avec la CCT.

Face à l'urbanisation croissante, il est donc important que les villes mesurent à la fois leurs émissions normalisées par leur population ainsi que leurs émissions absolues. Tandis que les

réductions d'impact par habitant montrent une plus grande efficacité de procédés - potentiellement liée à des politiques publiques ou des actions environnementales telles que le changement de réseau énergétique ou l'optimisation de processus urbains -, une réduction absolue démontre la diminution globale d'impacts environnementaux - considérant les changements démographiques et démontrant une soutenabilité forte cohérente avec les principes de la CCT. À titre d'exemple, la ville du Caire affiche une réduction de son empreinte par habitant de 1 % mais, lorsque les données démographiques sont prises en compte, il en résulte pourtant une augmentation absolue de 45 %, expliquée par une forte croissance démographique (*Voir* Tableau II-2 en Annexe II). Dans ce cas précis, bien que la ville ait amélioré son impact normalisé, la pression globale sur son écosystème est tout de même plus grande, ce qui l'éloigne de l'objectif d'équilibre avec la CCT.

Il faut aussi tenir compte du contexte économique des villes analysées pour conserver une approche systémique. En effet, certaines villes du Sud global ont d'ores et déjà une empreinte écologique inférieure ou égale à la «part équitable terrestre» (*Fair Earth-Share*). Cette dernière se définit comme la biocapacité globale divisée par le nombre d'habitants sur Terre, soit la part de ressources naturelles auxquelles tout un chacun peut équitablement prétendre. Leur impact est donc déjà en deçà de la limite à atteindre pour parvenir à un équilibre avec la CCT. Cependant, pour ces régions en développement dont l'indice de développement humain (IDH) est souvent bas, et les conditions de vie difficiles, une augmentation de l'empreinte écologique s'accompagne aussi d'une amélioration de la qualité de vie (suffisance alimentaire, accès à l'eau potable, etc.) (Moore, 2015). C'est pourquoi il est important de distinguer différents groupes de villes en fonction de leurs enjeux et contextes socio-économiques pour lesquels les stratégies de respect de la CCT ne sont pas les mêmes.

3.2.3 Collaboration globale et approches alternatives

L'environnement est un bien commun et l'atteinte d'un équilibre global avec la CCT est l'affaire de tous. C'est la raison pour laquelle les enjeux de justice environnementale, d'inégalités sociales,

de partage d'effort et de représentation géographiques doivent être considérés, notamment entre les villes du Sud global et celles du Nord global (Menton *et al.*, 2020; Nagendra *et al.*, 2018).

Historiquement, non seulement les régions du Sud global n'ont que faiblement contribué aux émissions globales de GES, mais de plus une partie significative de leur contribution provient de la délocalisation des industries lourdes des régions du Nord global (Fuhr, 2021). En effet, la globalisation a permis aux régions développées de baisser à la fois leurs coûts de production grâce à la main-d'œuvre bon marché de leurs voisins en voie de développement, mais en plus de réduire leurs dégradations environnementales directes en éloignant leurs entreprises à fort impact. Le système global de gestion des déchets en est un exemple concret. En effet, les vêtements, les résidus dangereux et autres déchets des pays du Nord s'amassent dans des pays d'Afrique ou au Sud-Est de l'Asie dans le but d'y être triés et valorisés, bien qu'en réalité ils y sont souvent incinérés. Ces pratiques vont directement à l'encontre de la Convention de Bâle qui est le traité international visant à limiter les échanges de déchets dangereux entre pays, notamment vers des pays en voie de développement (de Freytas-Tamura, 2017). Ainsi, la promotion de stratégies d'économie circulaire, de recyclage et de gestion des ressources n'a de réel sens que si toute la chaîne de valeur est prise en compte, de manière transparente et juste. L'enquête de Lavigne (2022) sur le recyclage du papier canadien en est un exemple explicite. Localement, le Canada est perçu comme un pays tourné vers la nature et le recyclage y est mis en avant comme un acte citoyen positif pour l'environnement. Toutefois, dans les faits, lorsque le suivi des matériaux recyclés est effectué, il apparaît que ces derniers sont illégalement exportés via des conteneurs vers des pays pauvres, qui sont paradoxalement moins bien équipés que les pays du Nord global pour gérer ces résidus.

Outre le fait d'avoir des niveaux de vie plus faibles que leurs voisins occidentaux et de subir les dégradations environnementales directes de leurs modes de consommation (mauvaise qualité de l'air, pollution des sols et de l'eau, etc.), les régions du Sud global figurent aussi parmi celles qui seront le plus touchées par le dérèglement climatique global des prochaines années (sécheresses, chaleurs intenses, fortes précipitations, etc.) (IPCC, 2021).

Face à cet historique géopolitique et ces retombées disparates se posent alors les questions d'allocation des ressources et de partage d'effort au travers d'objectifs de réduction équitables permettant une transition juste vers un équilibre avec la CCT. Si l'on se réfère aux différentes limites de soutenabilité, dont celles identifiées au Tableau 2.2, la plupart ont été calculées sur une base d'égalité, soit la même limite pour toutes les personnes. Toutefois, cette approche est discutable dans le sens où elle omet les contextes socio-économiques et les responsabilités historiques environnementales (soit les dégradations cumulées au cours des années) des différentes régions. Ainsi, pour plus de justice environnementale, des approches différenciées et complémentaires devraient être examinées sur une base d'équité soit adaptées aux différents contextes urbains. Cela peut se traduire par des échéanciers différenciés. Par exemple, dans leur stratégie pour atteindre les 1.5 °C, le C40 Cities & ARUP (2016) ont établi dans leur rapport *Deadline 2020 - How cities will get the job done ?* un budget carbone ambitieux pour l'ensemble de leurs membres et l'ont ensuite partagé selon différentes stratégies de réduction d'impact, basées sur les émissions cumulées des villes ainsi que leur PIB respectif. De la sorte, l'objectif global serait respecté et les villes auraient des programmes de réduction plus adaptés à leur contexte.

D'autres solutions basées sur des concepts de responsabilité, de capacité (technologique ou financière) et de minimas sociaux pourraient être envisagées. Cette approche de partage d'efforts vers un but commun pourrait alors se baser sur le concept de l'économie du Dounut, en visant une qualité de vie minimale pour tous ainsi qu'un respect global pour les limites biophysiques de la Terre. Ces objectifs de réductions devraient s'accompagner d'une réelle considération des disparités géopolitiques, soit par la considération des émissions basées sur la consommation et des actions de relocalisation de la part des pays développés dans la mesure du possible (gestion des déchets, fabrication du textile, extraction des ressources, etc.). Cela participerait directement à réduire les dégradations produites par les modes de consommation (baisse des transports, chaînes de production moins carbonées dans les pays développés, meilleur contrôle de la pollution, etc.) ainsi que «l'esclavage moderne» (Bihouix, 2019).

Cette nouvelle considération des interactions néocolonialistes qui régissent les échanges économiques et transferts de connaissances mondiaux participerait à améliorer l'efficacité de stratégies visant l'équilibre global avec la CCT, et ce à plusieurs niveaux (Corvellec *et al.*, 2021). En effet, l'adaptation des objectifs en fonction des différents contextes urbains ainsi que la considération de différentes stratégies de mitigation a le potentiel de mener à une plus grande efficacité d'action.

Les connaissances sur le Sud urbain sont limitées, et les stratégies de mitigation sont largement dirigées selon une conception occidentale technocentrée (Nagendra *et al.*, 2018; Calisto Friant *et al.*, 2020). Non seulement ces conceptualisations de la durabilité sont souvent inadaptées aux villes du Sud global, en raison de leurs différences de contextes (place des secteurs informels, qualité de vie des citoyens, enjeux urbains, moyens financiers, etc.), mais elles laissent aussi de côté les solutions alternatives prouvées efficaces dans les villes en développement et souvent basées sur la sobriété (Spiliotopoulou, 2021; Eyong & Foy, 2006). Le développement de connaissances sur ces stratégies écocentrées serait des plus pertinents pour organiser l'urbanisation à venir dans les villes du Sud global qui vont représenter un enjeu de taille pour l'atteinte de la CCT dans les années à venir, et qui pourrait en outre bénéficier aux villes du Nord global. Cette pluralité de points de vue et de conceptualisations de la durabilité est nécessaire pour pouvoir prétendre à l'atteinte d'un équilibre global avec la CCT.

3.3 Enjeux économiques et implications géopolitiques de la CCT

Si l'on cherche à expliquer les freins à l'adoption de pratiques de durabilité environnementale plus systémiques et cohérentes avec l'objectif de CCT, divers facteurs peuvent être considérés, tels que des raisons géopolitiques, l'influence économique de différents lobbys ainsi que des aspects d'ordre culturel ou encore de résistance au changement.

En matière d'évaluation d'impact environnemental, l'enjeu d'accessibilité à des données de qualité est fréquemment cité comme une limite. Des analyses d'impacts plus complètes requièrent des données plus précises, prennent généralement plus de temps, et nécessitent un personnel de

travail qualifié, ce qui signifie davantage d'investissements financiers. Certaines villes peuvent ne pas avoir le budget nécessaire pour de telles études. C'est pourquoi les standards internationaux ont prévu différents niveaux de complexité à leurs méthodes d'évaluation, comme le standard GPC avec les niveaux Basic et Basic + (*Voir* la Section 2.1.3), afin que les villes avec le moins de données/moyens financiers puissent tout de même évaluer leurs impacts environnementaux.

Cependant, d'après les recherches effectuées dans le cadre de ce mémoire, même les villes à hauts-revenus et identifiées comme les cheffes de file de réduction de GES au sein de groupes environnementaux connus utilisent des standards et méthodes de mesure qui manquent de compréhensibilité et de transparence (*Voir* Tableau 2.6). Sachant que la plupart de ces villes sont reconnues comme des cheffes de file mondiales, qu'elles disposent de moyens financiers et d'encadrement de la part de groupes internationaux novateurs, il convient de s'interroger sur les raisons de ces limites, de leurs implications vis-à-vis du potentiel des villes en tant qu'agents de changement environnemental.

Dans cette optique, des raisons d'ordre politique pourraient être considérées. En effet, pour certaines des villes de notre liste (*Voir* Tableau 2.4), les informations sur leurs émissions de GES étaient soit difficiles d'accès, soit la méthodologie ou le cadre d'évaluation employé n'était pas explicitement précisé, ou encore les résultats étaient communiqués de manière normalisée, sans préciser les variations de population (une réduction normalisée, n'est pas nécessairement absolue). Ce manque de transparence pointe vers la notion de «concepts mobilisateurs», soit le fait de détourner des termes de leur sens premier, dans le but de produire des énoncés avec lesquels tout le monde est d'accord et qui cachent une réalité souvent moins unanime (Viktorovitch, 2021). Il n'est pas populaire de mettre en avant la dégradation environnementale, et des décideurs politiques pourraient être tentés d'utiliser ce procédé pour parfaire leur bilan de mandat. C'est notamment ce type d'action qui participe au déni environnemental (*Voir* Section 1.1.2).

À plus haute échelle, le *lobbying* provenant d'industries à fort impact environnemental (comme celles de charbon ou de pétrole) ou de régions pour lesquelles les interactions économiques et géopolitiques sont les plus favorables, pourrait aussi être impliqué. Ces acteurs n'ont pas intérêt

à ce que leurs émissions soient exposées dans leur globalité (avec les inégalités et transferts de charges environnementales qu'elles impliquent, comme discuté à la Section 3.2.3), auquel cas cela remettrait en question leurs pratiques et comprendrait éventuellement de changer leurs habitudes, se traduisant nécessairement par des pertes de pouvoir économique.

Cette approche individualiste et limitée à des gains économiques freine la collaboration internationale en faveur de l'environnement. Les Fonds Verts pour le Climat en sont un bon exemple. Lors de la COP15 qui a eu lieu à Copenhague en 2009, les pays développés se sont mis d'accord sur la mise en place de ces Fonds Verts. Cette aide, qui devait s'établir à 100 milliards de dollars US par année pour aider les pays en voie de développement à investir dans des stratégies d'adaptation et mitigation d'impact, n'a pourtant pas été atteinte et s'élevait à seulement 80 milliards en 2019 (UNEP, 2021). On peut aisément faire le parallèle avec la gestion qui est actuellement faite de la COVID-19, pour laquelle une approche systémique aurait préconisé de favoriser la vaccination du plus grand nombre, mais où dans les faits, les vaccins ont été accaparés par les pays les plus riches (Dell, 2021). Non seulement cette gestion individualiste pose problème pour des raisons d'éthique et de justice globale, mais de plus elle n'est pas efficace pour ce type de problèmes globaux. En effet, à l'instar de la pandémie de COVID-19, où faute d'avoir considéré la vaccination à l'échelle globale, le virus a continué de se propager et d'influencer négativement le mode de vie des citoyens dans le monde entier, une vie respectueuse de la CCT sera difficilement atteignable sans une approche de collaboration internationale et les conséquences seront aussi ressenties à l'échelle globale.

Par ailleurs, Almiron & Xifra (2020) analysent dans leur ouvrage la relation entre les freins à l'action climatique et les communications publiques de certains groupes. Ils s'intéressent notamment au Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) et ils identifient certaines incohérences dans leurs rapports qui peuvent se rattacher à des enjeux économiques et culturels. Par exemple, le GIEC rappelle continuellement dans ses rapports d'impacts que la croissance économique, l'accroissement démographique et les modes de consommation (tels que les régimes alimentaires) sont les points d'émissions de GES les plus importants. Toutefois, dans les solutions proposées, un changement alimentaire vers un modèle

végétarien est simplement mentionné mais non quantifié, l'idée d'un changement de paradigme économique n'est pas évoquée, et aucune référence n'est faite à des plans de natalité, d'éducation ou d'amélioration de l'accès à la contraception pour parvenir à une population en rapport avec ce que la Terre peut supporter. Par ailleurs, les solutions proposées pour abaisser les émissions se trouvent pour une grande majorité sur une base technologique (capture et stockage de carbone, ou encore des méthodes de géo-ingénierie, soit le fait de délibérément changer le système climatique en espérant en affaiblir les impacts sur l'Humanité), laissant de côté des solutions basées sur la sobriété, mais permettant de prospecter des opportunités pour de nouvelles entreprises et de nouveaux emplois. Ces enjeux de nature géopolitique et économique freinent la transition vers un équilibre global avec la CCT. Il est évident que d'un point de vue culturel ou en raison de résistance au changement, certains des facteurs susmentionnés sont difficiles à aborder pour la mise en oeuvre d'initiatives à vocation de soutenabilité, mais au vu du dépassement écologique dans lequel se trouvent les sociétés actuelles, il est nécessaire de considérer toutes les options possibles, afin de mettre en place des objectifs audacieux, et des solutions de rupture avec le système économique actuel qui perpétue des dégradations environnementales globales en entretenant des relations de domination entre les différentes régions.

3.4 Initiatives urbaines et collaborations internationales

Malgré certains freins à la transition, il est important de relever les différentes initiatives qui se sont développées ces dernières années, et dont les objectifs ambitieux réaffirment le rôle des villes en tant que catalyseurs de durabilité. Parmi ces dernières se trouvent le *leadership* des villes en tant que tel, les groupes transnationaux visant la durabilité urbaine, ou encore les outils de sensibilisation à l'environnement et les plans de durabilité développés par des groupes internationaux.

Dernièrement, certaines villes pionnières ont mené des projets d'utilisation de cadres d'évaluation et outils d'impacts environnementaux plus holistiques que ceux actuellement utilisés pour les GES. Certaines villes peuvent alors être citées, comme Paris (pour qui les émissions de GES sont évaluées de manière systémique, comprenant celles indirectes et liées à sa consommation),

Vancouver (qui fait le suivi et partage de ses impacts en termes d'empreinte environnementale), ou encore Amsterdam, Portland, Melbourne et San Francisco (qui utilisent divers indicateurs et font actuellement l'essai du concept de l'économie du beignet) (Doughnut Economics Action Lab *et al.*, 2020; Ville de Paris, 2020; Melbourne, s.d.; of Amsterdam, 2020).

Sur le plan de l'implication citoyenne et de sensibilisation environnementale, des outils éducatifs sous la forme de calculateurs d'impacts environnementaux ont été développés, comme ceux d'empreinte écologique ou d'empreinte carbone, participant à la prise de conscience générale sur les questions de soutenabilité et de CCT.

En continuant sur cette lancée citoyenne, le *think tank* français du *Shift Project* a entamé un projet collectif de décarbonation de l'économie française, alimenté par l'implication de différents bénévoles selon un format collaboratif (Shift Project, 2020). L'objectif de ce «Plan de transformation de l'économie française» est de proposer des actions concrètes et chiffrées qui puissent être appliquées en France, sans l'intervention d'acteurs externes (Europe, marchés extérieurs, etc.), qui permettent de faire baisser les émissions de gaz à effet de serre du pays de 5 % par an dès 2022 afin de pouvoir respecter les Accords de Paris. Ce que cette initiative a d'original est qu'elle part directement des objectifs chiffrés dictés par le budget d'émissions carbone global, adopte une vision systémique des enjeux français et ne fait pas reposer ses solutions sur des améliorations technologiques. Ce projet a pour but de renseigner les citoyens avant les élections présidentielles françaises de mai 2022, et d'informer le débat public sur les enjeux environnementaux.

Plusieurs autres initiatives de collaboration internationales et groupes de transfert de connaissances se sont développées. Concernant l'entraide avec les pays en voie de développement, il convient de mentionner le *City Climate Finance Gap Fund* lancé par les gouvernements d'Allemagne et du Luxembourg, et d'autres institutions transnationales telles que la Banque mondiale, la Banque européenne d'investissement et la Convention mondiale des maires (Global Covenant of Mayors for Climate & Energy, 2020). Pour pallier à l'échec des Fonds Verts pour le Climat lancés par les pays, ces institutions ont créé de nouveaux fonds monétaires permettant

d'aider les villes en manque de capacité financière à améliorer la qualité de vie de ses résidents, tout en considérant les questions environnementales.

Pour ce qui est du développement d'objectifs ambitieux, il est possible de citer le «*Cities Race to Zero*» qui consiste en une campagne mondiale menée par des groupes transnationaux importants de C40 Cities, *Global Covenant of Mayors* pour l'énergie et le climat, ICLEI, *United Cities and Local Governments* (UCLG), CDP, *the World Wide Fund for Nature* (WWF) et le *World Resources Institute* (WRI). Cette initiative mobilise des milliers de villes qui s'engagent à adopter des pratiques visant à atteindre des émissions nettes de carbone nulles d'ici 2050. Cette collaboration envoie un signal fort aux gouvernements nationaux en montrant la détermination des villes en matière de mitigation climatique et promeut une collaboration verticale à plusieurs niveaux pour atteindre de plus grandes ambitions en termes de réduction d'impact (C40 Cities, s.d.).

Le WWF a aussi développé une autre campagne, le «*One Planet City Challenge*» (OPCC), qui vise à aider les villes à accélérer leur transformation climatique et à présenter les meilleures pratiques. L'OPCC cherche à accroître les ambitions des villes en matière de qualité et de nombre de rapports d'impacts de GES par le biais de l'utilisation de la plateforme du CDP. Les participants de l'OPCC ont déclaré avoir un potentiel de mitigation d'émissions de l'ordre de 3.9 Gt CO₂e d'ici à 2050 (WWF, s.d.).

Concernant la feuille de route pour la durabilité, il convient de citer le rapport *Deadline 2020 - How cities will get the job done ?* de C40 Cities & ARUP (2016) qui établit des plans de réduction d'impact carbone adaptés pour les villes en fonction de leur PIB et de leurs émissions cumulées. D'accès public, ce document permet une aide plus généralisée aux différentes villes, promeut une collaboration internationale ainsi qu'une certaine justice environnementale.

Finalement, avec le fort momentum que connaissent les solutions d'économie circulaire (EC), plusieurs organismes internationaux ont émergé pour pouvoir aider les villes à mettre en place des stratégies d'EC. C'est le cas du groupe *Circle Economy*, qui base ses rapports d'impact sur l'analyse de flux de matières, identifie les secteurs au fort potentiel de mitigation, et propose des

solutions adaptées pour les décideurs urbains. Ce groupe a déjà travaillé avec de nombreuses villes telles qu'Amsterdam, Toronto, Prague ou encore Londres.

3.5 Perspective d'application urbaine : cas de l'agglomération de Montréal

À la lumière du travail effectué par le Groupe *Circle Economy*, et afin de mettre en perspective le potentiel d'utilisation des différents indicateurs et cadres d'évaluation identifiés au Chapitre 2, la perspective d'un cas d'étude appliqué à l'agglomération de Montréal a été envisagée.

3.5.1 Contexte global d'application

Le rapport sur l'indice de circularité de l'économie québécoise évalue l'empreinte matérielle du Québec à 271 millions de tonnes, dont 34 % proviennent du secteur de l'habitation (Circle Economy, 2021b). Avec un taux de circularité de seulement 3,5 %, le rapport a souligné le potentiel d'amélioration de la province. Par ailleurs, d'autres initiatives telles que le projet *Circular Cities and Regions*, initié par d'importants acteurs canadiens (Recyc-Québec, Fédération canadienne des municipalités, *National Zero Waste Council*, *Recycling Council of Alberta*) confirment l'intérêt croissant accordé à l'économie circulaire (EC) au Canada (Circular Cities and Regions Initiative, s.d.). Dans une volonté de diminuer son impact sur l'environnement, la Ville de Montréal a décidé de développer un plan stratégique en matière de circularité, notamment pour ce qui attrait au domaine de la construction (Ville de Montréal, 2021; AQMAT, 2021).

Cette démarche fait écho aux travaux d'autres villes telles que Bruxelles, Amsterdam, Rotterdam, Paris, Toronto ou encore Melbourne, qui ont eu recours à des analyses de flux de matière (AFM) pour, d'une part, identifier les points névralgiques du secteur et, d'autre, part mettre en place des stratégies d'économie circulaire pour en diminuer l'impact sur l'environnement (Athanassiadis, 2017; Institut Paris Region, 2021; Stephan & Athanassiadis, 2017; Sanches & Bento, 2020; City of Toronto *et al.*, 2021). Il s'agit en outre d'un contexte propice à l'application concrète

d'outils et indicateurs cohérents avec la capacité de charge la Terre (CCT) dans un rôle d'aide à la décision en gestion de soutenabilité urbaine.

Ainsi, pour pouvoir renseigner adéquatement les décideurs municipaux de Montréal, le projet devrait répondre à plusieurs aspects, soit permettre de :

- identifier les quantités des flux de matériaux de construction circulant dans l'agglomération ;
- quantifier les impacts environnementaux générés par ces flux matériels par rapport aux limites de la CCT ;
- modéliser le potentiel de mitigation de certaines stratégies d'EC ;
- projeter l'évolution dynamique des impacts environnementaux du secteur en fonction des politiques publiques et stratégies d'EC mises en place.

3.5.2 Perspective méthodologique globale

Pour répondre à ces critères et pouvoir servir d'outil concret d'aide à la décision pour l'agglomération de Montréal, le projet pourrait se présenter sous la forme d'un modèle dynamique de métabolisme urbain (MU) similaire à celui développé par Elliot, Rugani, Almenar & Niza (2018). La première étape sera de développer le MU de l'agglomération pour le secteur spécifique à la construction sur une année donnée en y associant des indicateurs d'impact environnemental cohérents avec la CCT. Une «image» fixe de l'impact global du domaine de la construction montréalaise serait ainsi dressée. Ensuite, cette évaluation pourrait être couplée à un modèle dynamique, assez complet pour permettre de modéliser l'impact de stratégies d'EC et autres politiques publiques en termes de mitigation d'impact et leurs potentiels effets rebonds sur un intervalle de temps donné. De la sorte, l'outil pourrait être utile aux décideurs urbains dans l'élaboration de feuilles de route sectorielles visant à réduire les impacts environnementaux urbains.

Ici, seulement la base préliminaire de cet outil sera explorée, soit la construction du MU de l'agglomération pour le secteur spécifique à la construction sur une année.

3.5.2.1 Base préliminaire : MU du secteur de la construction montréalais

Pour le développement du MU de l'agglomération sur une année, la **première étape** est de délimiter le périmètre du système à étudier. Le choix de l'agglomération de Montréal peut être pertinent comme ses frontières sont officielles, représentatives pour des décideurs urbains, et que plusieurs données sont recensées à cette échelle (*Voir Figure 3.3*). Pour ce qui est des flux à considérer, il convient de privilégier ceux pour lesquels des données sont accessibles, l'impact environnemental est le plus significatif et ceux qui sont consommés en plus grandes quantités.

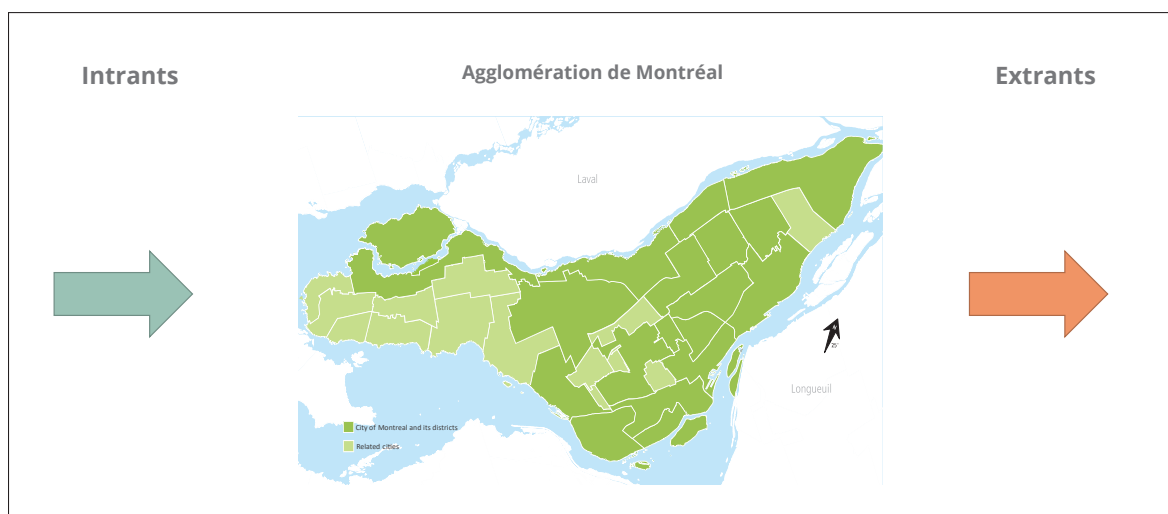


Figure 3.3 Schéma des frontières du système d'analyse de l'agglomération de Montréal

En **deuxième étape**, il faut déterminer les quantités physiques de flux entrants dans le système. Des données physiques sur les flux matériels sont rarement disponibles. De plus, l'utilisation de tables d'entrée-sortie (TES) est souvent favorisée [*Voir exemple de Circle Economy avec la ville de Toronto (City of Toronto et al., 2021)*]. Ces tables renseignent sur plusieurs aspects d'intérêt pour la construction du MU, comme la provenance géographique des matières, les sous-secteurs d'utilisation [comme le secteur résidentiel (1), non résidentiel (2) ou celui lié aux infrastructures (3)], ainsi que les prix de base des matériaux utilisés (soit sans les coûts de transport ou de douane). Les données présentes dans les TES sont des flux monétaires, cependant les études de MU se basent sur des flux physiques. Ainsi, pour faire la traduction nécessaire, il

convient d'utiliser les prix de base unitaires pour les matériaux analysés. Différents ouvrages spécifiques au domaine de la construction fournissent la liste de ces prix unitaires, dont celui de Doheny (2022).

Une fois les flux physiques obtenus pour l'ensemble du Québec (les TES étant au niveau provincial), une mise à l'échelle pour l'agglomération montréalaise sera nécessaire. L'hypothèse peut être faite que l'investissement monétaire de chaque sous-secteur pour des matériaux spécifiques est proportionnel à la quantité physique qu'ils consomment (Eq. 3.3). Ainsi pour chaque sous-secteur (1, 2 ou 3) le rapport entre les dollars investis par l'agglomération et ceux investis par la province donne la proportion de matériaux consommés par Montréal par rapport à la quantité globale consommée par la province.

$$\frac{P_{i \text{ Montreal}}}{P_{i \text{ Quebec}}} = \frac{Q_{i \text{ Montreal}}}{Q_{i \text{ Quebec}}} \quad (3.3)$$

**i = 1,2,3 correspondants à l'un des trois sous-secteurs de la construction*

P = Prix; Q = Quantité

En **troisième étape**, il faut définir les mouvements de flux à l'intérieur du système. La gestion des matériaux de Construction Rénovation Démolition (CRD) constitue un facteur clef pour la mise en place de stratégies d'EC et de sauvegarde des matières, aussi est-il pertinent de comprendre où et comment ils sont générés. Comprendre de quel sous-secteur proviennent les différents résidus CRD et quels sont les matériaux majoritaires de ces résidus constituent alors un élément clef de ce MU.

La **quatrième étape** consiste à définir la gestion de fin de vie des résidus CRD. En d'autres termes où les matériaux identifiés à l'étape 3 sont-ils acheminés et qu'advient-il d'eux par la suite. Cette dernière étape permet de comprendre la logistique de gestion de fin de vie des matériaux de construction, et d'identifier où sont les leviers d'amélioration pour la valorisation de ces derniers. Il convient alors de se demander en quelles proportions les résidus CRD sont-ils enfouis, recyclés, énergétiquement valorisés ou encore réutilisés, dépendamment de a) le type de résidu en question et de b) la structure de valorisation par laquelle le résidu a transité.

3.5.3 Potentiel et limites d'utilisation

Une fois couplé à un modèle dynamique et complété par des indicateurs d'impact compatibles avec la CCT, l'outil présenté dans cette section pourrait aider à la prise de décisions pour les décideurs municipaux montréalais en leur permettant :

- d'identifier les sous-secteurs générant le plus de CRD ;
- de connaître d'où proviennent les matériaux les moins bien valorisés, et quelles sont les structures logistiques à améliorer ;
- de savoir d'où proviennent les matériaux de construction montréalais, et quels sont les impacts qu'ils génèrent en dehors de l'agglomération ;
- d'identifier de potentiels compromis écologiques de certains scénarios (amélioration de l'empreinte carbone, toutefois au détriment de l'empreinte hydrique ou matérielle, etc.) ;
- de déterminer quelles stratégies ont le plus fort potentiel de mitigation.

Les élus municipaux ont effectivement accès à différents outils législatifs et d'écofiscalité qui pourraient leur permettre d'influencer positivement le secteur. Par exemple, la ville de Vancouver a instauré l'obligation de déconstruire au lieu de démolir les bâtiments s'ils avaient été construits après 1910 (Vancouver Economic Commission, 2020). Ainsi, avec une vision plus complète des enjeux environnementaux du secteur de la construction, la Ville de Montréal pourrait entreprendre des actions de mitigation plus efficaces. Par ailleurs, ce modèle pourrait tout à fait être appliqué à d'autres secteurs que celui de la construction, en suivant des étapes similaires.

Il faut toutefois conserver à l'esprit qu'il ne s'agit que d'un modèle, avec toutes les limites et approximations qui s'y rattachent. Par exemple, l'utilisation des TES permet de remédier à certaines des lacunes de la "boîte noire" (*Voir en Annexe, Section 1*), en visualisant par exemple quels matériaux sont utilisés pour le sous-secteur 1, 2 ou 3. Toutefois, l'utilisation de données monétaires ne comprend pas tous les matériaux et laisse notamment de côté les ceux qui ont une faible valeur marchande pour l'économie (comme le carton). Ensuite, la plupart des données sont adaptées d'échelles régionales ou nationales, et leur mise à l'échelle constitue une autre source d'erreur.

3.6 Limites des travaux

Les travaux réalisés dans le cadre de ce mémoire font l'objet de différentes limites. En effet, certains paramètres n'ont pas été analysés, soit par choix, soit par enjeux d'accessibilité des données. Comme pour de nombreuses études sur la durabilité environnementale urbaine, les questions de qualité et disponibilité des données a pu affecter ce travail de recherche, notamment pour ce qui à trait à la disponibilité de données pour des indicateurs spécifiques, à l'échelle urbaine, ou encore pour certaines régions géographiques.

Premièrement, les aspects sociétaux des cadres d'évaluation n'ont pas été pris en compte dans cette analyse. Goodwin *et al.* (2021) avaient déjà fait une revue exhaustive des cadres d'évaluation en fonction de leur considération des limites planétaires et de la notion d'espace sécuritaire et juste (ESJ). Ainsi ce travail de recherche s'est plutôt concentré sur l'aspect pratique des outils de mesure environnementaux. L'importance de la prise en compte des enjeux et indicateurs sociaux dans l'élaboration de plans de développement urbain étant cruciale, ces aspects ont été abordés en discussion, notamment à la Section 3.2.3. Sans ces considérations, l'objectif d'Une Planète pourrait passer d'une transition juste et équitable vers une dictature écologique, ce qui ne serait pas souhaitable.

Par ailleurs, l'évaluation de la popularité des cadres d'évaluation environnementale identifiés à la Figure 2.3 a été biaisée par plusieurs facteurs. Premièrement, l'idée d'organiser la soutenabilité en fonction de la capacité de charge des écosystèmes ne s'est redéveloppée que récemment (Li *et al.*, 2021). Un décalage temporel entre les recherches scientifiques, leur adaptation pratique et leur application concrète est donc à considérer. Ensuite, les cadres de durabilité environnementale ne présentent pas tous explicitement les villes appartenant à leur réseau. Ainsi, dans les cas les moins transparents, les réseaux urbains ont été recherchés selon un processus non systématique - examen de leurs publications, de travaux sur leur site internet, et certaines villes ont pu être oubliées.

Pour ce qui est de l'identification des villes ayant le plus réduit leur impact et leur comparaison avec la CCT, cette dernière a été contrainte par l'accessibilité des données. Malgré le travail

de collecte et d'organisation effectué pour pallier l'absence de base de données d'analyse d'empreinte écologique à l'échelle urbaine (*Voir* Tableau III-1 en Annexe), force est de constater que les données étaient trop peu représentatives pour être utilisées (*Voir* Section 2.3.3). En effet, le nombre d'études longitudinales était restreint à 37 villes entre 2010 et 2020, en grande majorité tirées de travaux scientifiques (donc peu représentatif de l'utilisation urbaine pratique), et les réductions enregistrées ne reposaient que sur la comparaison de deux années (généralement 2010 et 2015).

Le choix a été fait d'utiliser des données d'empreinte carbone, dont la compréhensibilité d'analyse est moins globale que son homologue écologique, mais dont les données sont plus accessibles, mieux réparties géographiquement, et plus représentatives d'une action urbaine concrète. Cela a permis d'améliorer la couverture géographique des villes et la représentativité de leur réduction (de plus grands intervalles de temps pouvaient être analysés), mais au détriment de la compréhensibilité d'analyse en comparaison avec ce que l'objectif d'Une Planète nécessiterait.

Par ailleurs, pour la sélection des villes ayant le plus réduit leur empreinte carbone, le choix a été fait de se concentrer sur les villes appartenant à de grands groupes environnementaux de transfert de connaissances (*Voir* Figure 2.2), en faisant l'hypothèse que cette appartenance constituait un indicateur d'intentionnalité de réduction et d'engagement de la part des villes. Bien que ce critère restreignait l'identification de villes moins connues, cette sélection de villes qui, pour la plupart, étaient reconnues comme des championnes en termes de durabilité environnementale, garantissait la disponibilité de données sur leurs émissions et renseignait sur l'exemplarité de ces cheffes de file mondiales. En outre, cela a permis un aperçu de la manière dont la soutenabilité est conçue et transmise par la majorité, comme les transferts de connaissances interurbains sont majoritairement dominés par les expériences et la littérature occidentales. De plus, les villes ont été sélectionnées et triées en fonction du pourcentage de réduction qu'elles ont effectué sur la période 1990 - 2020 (*Voir* Tableau 2.4), mais d'autres critères auraient pu être choisis, qui auraient résultés en une liste différente pour les villes cheffes de file.

Finalement, les présents travaux se sont concentrés sur les villes consommatrices de pays riches (hauts-revenus), dont le contexte est bien différent de celles situées dans des pays en voie de développement. Ce choix a majoritairement été dicté par une absence de données urbaines disponibles pour les régions en voie de développement ainsi que par la disparité de contextes entre les villes à fort et faible revenu. Ce manque de données sur les villes du Sud global peut s'expliquer par un biais de langage (seulement la littérature en anglais et en français a été revue) ainsi qu'un biais financier (réaliser des études d'impact représente un certain budget). Les villes du Sud global ne constituent pas qu'une seule catégorie ; elles ont des enjeux variés en fonction de leur affluence, de leur revenu et de leur contexte géographique, et mériteraient une analyse qui leur soit entièrement dédiée. Toutefois, avoir un aperçu des cadres et pratiques spécifiques qui s'avèrent efficaces pour de grandes villes à faible consommation aurait été pertinent pour le renforcement des connaissances liées à la CCT et aurait augmenté la valeur de cette étude en tant que cas d'analyse comparative.

CONCLUSION

Les villes représentent une part importante des impacts environnementaux globaux, à la fois en termes de proportion et d'étendue géographique. Ainsi, l'atteinte d'un état de soutenabilité globale ne saurait se faire sans leur concours, tout comme la soutenabilité urbaine ne saurait se penser uniquement à l'échelle locale. Les régions urbaines sont actuellement perçues comme pouvant catalyser une transition réellement durable, soit qui permettent de respecter la capacité de charge de la Terre (CCT), définie comme la limite de pressions anthropiques que notre planète peut supporter à l'intérieur de ses capacités de régénération et d'assimilation. Pour accéder à leur plein potentiel d'agents de transition, il est alors primordial que les décideurs urbains adoptent une approche systémique de ce qu'est la durabilité environnementale, soit qu'ils mesurent les impacts d'origine urbaine selon différents indicateurs environnementaux, ainsi que ceux indirects reliés à leur mode de consommation. L'objectif de ce mémoire était alors d'identifier les outils capables de tenir compte des limites biophysiques de la Terre et qui soient adaptés aux réalités urbaines, pour enfin évaluer leur utilisation par les décideurs urbains.

Dix cadres d'évaluation de la soutenabilité et quatre empreintes environnementales (carbone, hydrique, écologique et matérielle) ont été identifiés comme permettant de mesurer une transition vers un état respectueux de la CCT, et étant adaptés aux réalités des décideurs urbains. Ceux-ci présentent explicitement l'objectif de «vivre selon une planète» et permettent de faire le suivi des flux liés au principaux domaines de consommation urbaine : (a) les biens de consommation et les déchets ; (b) les bâtiments ; (c) l'alimentation ; (d) les transports ; et (e) l'eau.

D'après les recherches effectuées, la CCT n'est pour le moment que faiblement utilisée pour la planification de soutenabilité urbaine, même au sein des villes cheffes de file. En effet, les cadres d'évaluation d'impact compatibles avec un objectif de CCT ne figurent pas parmi les plus populaires. De plus, les recherches effectuées indiquent qu'une grande majorité des villes ne mesure leurs impacts environnementaux qu'au travers du prisme des changements climatiques (soit en évaluant leurs émissions de GES). Cet indicateur n'est pas le plus compréhensif, ne renseigne pas sur l'allocation et la gestion des ressources matérielles au sein des villes et ne permet pas de déceler d'éventuels compromis écologiques entre différents

aspects environnementaux. L'utilisation d'approches plus globales, telles que l'analyse de l'empreinte écologique ou une combinaison des empreintes carbone, hydrique et matérielle permettraient une évaluation plus complète, donc plus appropriée pour se comparer à la CCT.

Vingt-trois villes cheffe de file ont été sélectionnées selon les critères suivants : l'atteinte d'une réduction absolue de leurs émissions de GES supérieure à 15 % sur la période 1990-2020, et l'intention de réduction/engagement envers la soutenabilité au travers de l'appartenance active à des groupes de transfert de connaissances environnementaux spécifiques. Leurs réductions d'émissions de GES depuis 1990 restent insuffisantes pour atteindre l'objectif d'Une Planète, et ce d'autant plus que ces villes sous-estiment substantiellement leurs impacts globaux et leurs réductions de GES comme la grande majorité d'entre elles ne considèrent pas leurs émissions indirectes liées à la consommation. Le manque de compréhensibilité et de transparence des méthodes d'évaluation de ces villes posent plusieurs problèmes. Étant considérées comme modèles de durabilité environnementale, cela perpétue à grande échelle les inégalités globales en encourageant un transfert de charges environnementales sur des régions exportatrices à faible consommation. En outre, cette sous-estimation renforce le maintien du *statu quo* en freinant une prise de conscience environnementale plus globale et l'émergence de solutions réellement soutenables au regard de la CCT.

Pour pouvoir atteindre l'objectif d'Une Planète, les villes doivent embrasser leur rôle de cheffe de file en adoptant une approche systémique et en favorisant une collaboration interurbaine pour une transition juste et équitable vers le respect de la CCT. Par l'approche systémique qu'il promeut, la considération des enjeux géopolitiques et économiques dont il tient compte ainsi que les solutions concrètes qu'il propose, ce mémoire et les réflexions qu'il contient pourraient bénéficier aux élus municipaux et autres groupes de transfert de connaissances qui souhaiteraient faciliter la transition des sociétés vers un état respectueux des limites de la Terre. Les impacts environnementaux étant concentrés dans un nombre relativement restreint de villes, cette adoption d'une approche de CCT représente un potentiel de mitigation majeur à l'échelle mondiale.

RECOMMANDATIONS

Pour ce qui est des prochaines recherches et recommandations dans le domaine de la soutenabilité selon la capacité de charge de la Terre (CCT) à l'échelle urbaine, plusieurs éléments tels que le renforcement de connaissances sur le Sud urbain, les approches alternatives de la durabilité environnementale ou encore le lien entre la justice environnementale et l'efficacité de mitigation seraient à développer. Par ailleurs, la conception intégrée des outils de gestion urbaine par différentes parties prenantes et la promotion de la CCT par les grands groupes de transfert de connaissance sont recommandées.

Premièrement, les **connaissances sur les grandes villes affluentes du Sud global**, dont les empreintes écologiques sont similaires à celles des villes du Nord global, doivent être développées. Ces villes sont stratégiquement importantes pour l'atteinte d'un état d'équilibre global avec la CCT. Continuer à appliquer des concepts développés par des villes occidentales et dont les apprentissages sont incohérents avec les réalités de villes à faible consommation freine l'atteinte de l'objectif d'Une Planète. De plus, l'élargissement de la panoplie de stratégies et d'outils de mesure d'impacts et d'aide à la décision ne peut qu'améliorer la compréhension du monde urbain et ainsi accroître les chances de tendre vers un état de soutenabilité respectueux des limites biophysiques de la Terre.

Deuxièmement, d'autres **recherches sur les outils basés sur la nature et la sobriété** qui sont utilisés par les villes à faible consommation seraient bénéfiques pour le domaine de la soutenabilité urbaine. La translation pratique de ces solutions alternatives dans des villes à haute consommation constituerait des cas d'études originaux qui permettraient de mettre en avant des solutions sortant du paradigme dominant technocentré et favoriserait le partage de connaissances bidirectionnel entre les connaissances de durabilité urbaine du Sud global et du Nord global.

Sur un autre aspect, **lien entre la justice environnementale et l'efficacité de mitigation d'impact globale** doit être étudié davantage. Le développement d'approches de partage d'effort

et d'objectifs quantitatifs adaptés en termes de réduction d'impact serait ainsi à privilégier pour atteindre un équilibre avec la CCT de manière efficace mais juste.

Concernant les recommandations, il est essentiel que la **barrière entre la théorie et la pratique soit mieux prise en compte** pour garantir la traduction de concepts théoriques vers une application concrète. Avoir recours à des processus collaboratifs, de participation citoyenne ou encore l'inclusion de parties prenantes dans le développement de stratégies de durabilité serait ainsi à favoriser. Les groupes d'innovation et de collaboration vers la durabilité (comme le C40, ICLEI, Covenant of Mayors, etc.) devraient promouvoir les méthodes de mesure systémiques et cohérentes avec la CCT et accompagner les villes dans leur adoption.

Le **paradigme d'économie circulaire (EC)** connaît une popularité en forte croissance au sein des villes et des entreprises et il pourrait avoir un rôle important dans la transition vers un état de réelle durabilité. L'utilisation d'outils systémiques sur la base de celui qui a été présenté à la Section 3.5, qui inclurait une analyse d'impact de type Analyse de Cycle de Vie (ACV) et tiendrait compte des interconnexions territoriales des matériaux, pourrait s'avérer utile. En effet, sans la considération de l'ensemble de la chaîne de valeurs et des enjeux géopolitiques intrinsèques à l'économie, l'utilisation de l'EC risquerait de se traduire par des changements de forme plutôt que de fond, qui n'aborderait pas les réels problèmes actuels et empêcherait l'émergence de solutions de rupture qui permettrait aux sociétés de prospérer à l'intérieur de la CCT. Afin de supporter cette recommandation, il faut noter que le développement de bases de données régionales est nécessaire afin que les analyses d'ACV en question reflètent adéquatement les impacts du système analysé, ce qui reste un défi avec l'utilisation de bases de données génériques.

ANNEXE I

REVUE DE LA LITTÉRATURE

1. Méthodologies d'évaluation de métabolisme urbain

L'approche de modélisation du système est à déterminer en fonction du degré de précision voulu à l'intérieur du système évalué. Le système de «boîte noire» (*black-box*) convient à l'analyse entre la ville et les régions alentours et permet d'évaluer la dépendance du système à des instances externes (Beloin-Saint-Pierre *et al.*, 2017). Cependant, elle ne permet pas d'analyser les flux à l'intérieur de la ville et est donc restrictive pour les décideurs politiques, comme elle ne permet pas d'analyser adéquatement l'impact des actions locales, ni les différents flux dans la région urbaine (Moore *et al.*, 2013; Beloin-Saint-Pierre *et al.*, 2017).

Pour ces visualisations internes, les modélisations dites de «réseau» - correspondant aux Analyses de Réseau Environnemental (ARE) - ou de «boîte grise» sont plus appropriées. Ces dernières désagrègent les flux entrants et sortants selon différentes catégories, permettant alors une meilleure compréhension de l'impact des différents secteurs urbains pour les décideurs politiques. De plus, l'approche «réseau» permet en plus de visualiser les liens entre les différents composants, ce qui permet une description spécifique des impacts des flux urbains en s'appuyant en plus sur des Analyses de Cycle de Vie (ACV), lorsque ces dernières sont disponibles. Toutefois, ces méthodes demandent davantage de données que les approches «boîte noire» et beaucoup plus de temps pour être effectuées, en raison de leur fort degré de précision (Beloin-Saint-Pierre *et al.*, 2017). Dès lors, un choix doit être fait entre précision, accessibilité des données et temps d'analyse.

Beloin-Saint-Pierre *et al.* (2017) ont établi un schéma d'aide à la décision (Figure I-1) pour faciliter le choix de la méthodologie de métabolisme urbain (MU) à employer, en fonction des objectifs et du contexte d'une évaluation donnée.

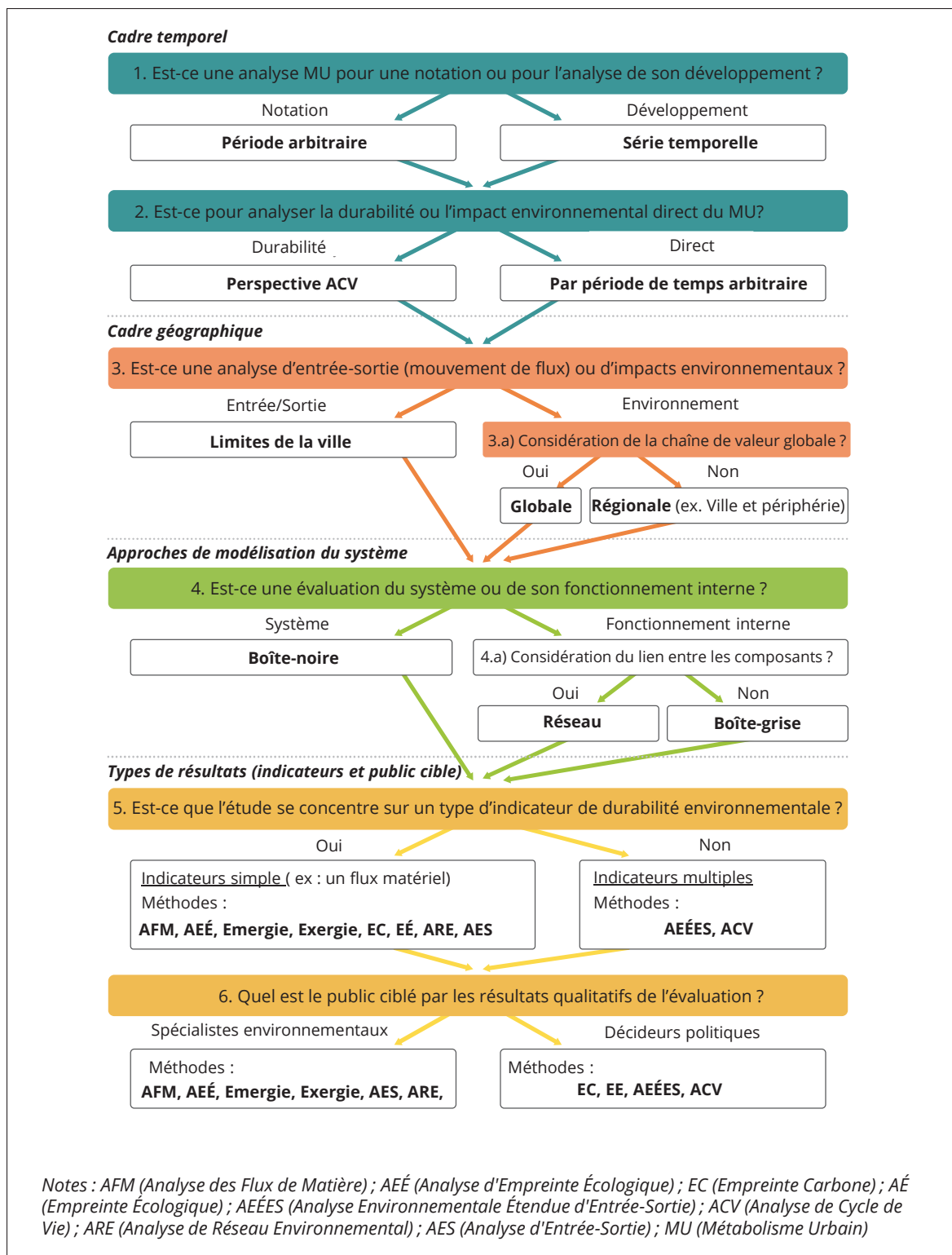


Figure-A I-1 Schéma décisionnel utilisé pour choisir une méthodologie MU en fonction des objectifs
Adapté de Beloin-Saint-Pierre *et al.* (2017)

2. Évaluation des émissions liées à la consommation pour les villes cheffes de file

Le Tableau I-1 recense les données utilisées pour faire l'approximation des émissions basées sur la consommation (EBC) des villes cheffes de file pour lesquelles des données étaient disponibles depuis 1990 (*Voir* Tableau 2.4).

Les colonnes représentent dans l'ordre :

- les émissions qui se produisent dans les pays en tant que tels, exprimées en méga tonnes de CO₂e. Elles ne prennent pas en compte l'endroit où les biens et services qui génèrent ces émissions sont finalement consommés. Ritchie *et al.* (2020) y font référence en tant qu'émissions basées sur la production (EBP), mais il s'agit davantage des émissions territoriales (ET) nationales ;
- les émissions nationales qui ont été ajustées pour prendre en compte le commerce (soit les émissions territoriales moins les émissions liées aux exportations, plus les émissions liées aux importations), exprimées en méga tonnes de CO₂e.. Il s'agit des EBC nationales ;
- l'évolution annuelle des EBC de chaque pays en pourcentage ;
- le rapport annuel entre les EBC et les ET pour chaque pays. Cela donne une idée de si le pays est un importateur net (EBC > ET) ou un exportateur net (EBC < ET) d'émissions de GES.

Le Tableau I-2 liste les émissions rapportées par les villes cheffes de file pour lesquelles des données sont disponibles depuis 1990. Les EBC approximées (calculées selon les équations 4.1 et 3.2) y sont aussi listées.

Les données en gris et en italique correspondent aux années pour lesquelles il n'y avait pas de mesure faites par les villes et sont donc le résultat d'une régression linéaires entre deux points de mesure.

Les données utilisées pour prendre en compte les PIB des villes et des pays proviennent de Statistique Canada ou de la base de donnée internet Statistica.

Tableau-A I-1 Émissions territoriales (ET) et émissions basées sur la consommation (EBC) des pays des villes cheffes de file
ayant des données depuis 1990, entre les années 1990 et 2020
Tiré de (Ritchie *et al.*, 2020)

Années	Allemagne			Canada			Suède			Finlande			Royaume-Uni			Etats-Unis		
	ET	EBC	ΔEBC ET	ET	EBC	ΔEBC ET	ET	EBC	ΔEBC ET	ET	EBC	ΔEBC ET	ET	EBC	ΔEBC ET	ET	EBC	ΔEBC ET
1990	1 052	1 190	-	458	486	-	57	85	-	57	80	-	600	668	-	5 113	5 032	-
1991	1 014	1 139	-4%	450	485	0%	58	84	-1%	55	74	-8%	608	676	1%	5 058	4 949	-2%
1992	966	1 199	5%	464	498	3%	57	93	11%	54	102	38%	593	692	2%	5 167	5 135	4%
1993	956	1 154	-4%	464	486	-2%	58	86	-7%	56	84	-18%	579	657	-5%	5 267	5 194	1%
1994	940	1 128	-2%	478	491	1%	60	86	-1%	62	78	-8%	575	651	-1%	5 359	5 295	2%
1995	939	1 135	1%	491	500	2%	59	85	-1%	58	75	-4%	567	647	-1%	5 422	5 356	1%
1996	959	1 118	-2%	507	509	2%	63	89	5%	64	74	-1%	588	677	5%	5 611	5 526	3%
1997	931	1 074	-4%	521	541	6%	58	84	-6%	63	73	-1%	562	673	0%	5 686	5 632	2%
1998	923	1 079	0%	529	545	1%	59	85	1%	59	71	-3%	568	698	4%	5 731	5 796	3%
1999	896	1 088	1%	544	543	0%	56	81	-5%	59	74	4%	561	685	-2%	5 805	5 961	3%
2000	900	1 092	0%	567	564	4%	55	82	2%	57	74	1%	568	696	2%	6 011	6 256	5%
2001	917	1 087	0%	559	543	-4%	56	78	-5%	63	78	4%	576	705	1%	5 905	6 164	-1%
2002	900	1 058	-3%	565	566	4%	57	81	3%	65	77	-1%	560	698	-1%	5 947	6 286	2%
2003	901	1 065	1%	582	546	-4%	57	86	7%	65	87	13%	571	714	2%	6 012	6 380	2%
2004	887	1 070	0%	581	562	3%	57	88	2%	69	90	3%	573	736	3%	6 114	6 560	3%
2005	867	1 050	-2%	576	576	2%	54	86	-2%	57	82	-9%	570	727	-1%	6 135	6 596	1%
2006	878	1 079	3%	571	567	-2%	54	89	3%	68	94	15%	568	742	2%	6 052	6 595	0%
2007	852	1 022	-5%	595	600	6%	53	91	3%	67	94	0%	559	749	1%	6 131	6 619	0%
2008	855	1 011	-1%	579	584	-3%	51	87	-4%	59	85	-9%	544	711	-5%	5 914	6 313	-5%
2009	790	931	-8%	547	561	-4%	47	75	-15%	56	72	-15%	494	657	-8%	5 478	5 795	-8%
2010	833	978	5%	559	597	6%	53	86	16%	64	83	15%	512	683	4%	5 676	5 998	3%
2011	809	978	0%	570	565	-5%	49	83	-4%	57	76	-9%	469	630	-8%	5 540	5 943	-1%
2012	814	922	-6%	569	603	7%	47	79	-5%	51	73	-5%	488	641	2%	5 339	5 714	-4%
2013	831	923	0%	574	606	0%	45	75	-5%	52	70	-4%	477	617	-4%	5 474	5 798	1%
2014	793	889	-4%	571	595	-2%	43	72	-4%	48	68	-3%	439	591	-4%	5 523	5 823	0%
2015	796	876	-1%	573	577	-3%	44	71	-2%	44	65	-4%	422	571	-3%	5 372	5 700	-2%
2016	801	874	0%	560	559	-3%	43	70	-1%	47	66	1%	399	543	-5%	5 248	5 577	-2%
2017	786	872	0%	569	571	2%	43	71	1%	45	64	-3%	388	537	-1%	5 208	5 551	0%
2018	754	862	-1%	579	580	2%	42	71	1%	46	68	6%	382	539	0%	5 375	5 727	3%
2019	711	825	-4%	582	575	-1%	41	68	-4%	43	62	-8%	369	521	-3%	5 256	5 626	-2%

Note : Les émissions sont exprimées en MtCO₂e

Tableau-A I-2 Émissions rapportées par les villes cheffes de file et approximations de leurs EBC entre les années 1990 et 2020
Tiré de (Ritchie *et al.*, 2020)

Années	Hambourg		Helsinki		Lahti		Londres		Los Angeles		San Francisco		Stockholm		Toronto	
	Rapportées	EBC	Rapportées	EBC	Rapportées	EBC	Rapportées	EBC	Rapportées	EBC	Rapportées	EBC	Rapportées	EBC	Rapportées	EBC
1990	20,70	23,40	5,70	8,02	1,18	1,66	45,36	50,50	33,24	32,71	7,87	7,75	3,67	9,09	25,30	26,82
1991	20,68	22,40	5,69	7,41	1,16	1,53	45,95	51,08	33,11	32,17	7,88	7,62	3,65	9,00	25,20	26,77
1992	20,66	23,57	5,67	11,08	1,14	2,29	46,53	51,68	32,98	33,93	7,89	8,04	3,64	10,06	25,10	27,51
1993	20,63	22,69	5,66	6,61	1,12	1,36	47,12	47,97	32,85	33,09	7,91	7,84	3,62	8,45	25,00	26,82
1994	20,61	22,18	5,65	7,40	1,10	1,53	47,70	50,04	32,72	33,35	7,92	7,90	3,61	9,01	24,90	27,13
1995	20,59	22,33	5,64	7,71	1,08	1,59	48,29	50,17	32,59	33,09	7,93	7,84	3,59	8,99	24,80	27,59
1996	20,57	21,98	5,63	7,98	1,06	1,65	48,87	52,84	32,46	33,75	7,94	7,99	3,58	9,59	24,70	28,13
1997	20,54	21,13	5,62	7,90	1,05	1,63	49,46	50,25	32,32	33,33	7,95	7,89	3,56	8,56	24,60	29,90
1998	20,52	21,22	5,61	7,82	1,03	1,61	50,04	52,35	32,19	33,66	7,96	7,97	3,55	9,18	24,50	30,11
1999	20,50	21,39	5,60	8,30	1,01	1,72	50,63	50,83	32,06	33,64	7,97	7,97	3,53	8,62	24,40	30,00
2000	20,48	21,49	5,59	8,08	0,99	1,67	51,21	53,17	31,93	34,33	7,98	8,13	3,52	9,29	24,30	31,18
2001	20,45	21,39	5,76	8,38	0,97	1,73	50,12	51,55	31,80	32,23	7,46	7,63	3,32	8,63	24,20	30,02
2002	20,43	20,81	5,93	7,95	0,95	1,64	50,52	50,83	31,67	33,36	6,78	7,90	3,10	9,39	24,10	30,15
2003	20,41	20,95	6,30	9,04	0,93	1,87	50,91	53,08	31,54	33,20	6,52	7,86	3,09	9,73	24,00	31,28
2004	20,42	21,05	6,29	8,30	0,91	1,71	48,60	53,67	31,41	33,63	6,26	7,96	3,15	9,25	23,90	31,07
2005	19,65	20,65	6,19	7,27	0,90	1,50	48,59	52,48	31,28	32,89	6,22	7,79	3,10	8,94	23,75	31,84
2006	19,06	21,21	6,64	9,26	1,06	1,91	49,92	53,38	31,15	32,70	6,18	7,75	3,13	9,36	23,60	31,30
2007	18,57	20,10	6,50	8,01	1,04	1,65	48,85	54,56	31,02	32,83	6,14	7,77	3,06	9,33	23,45	33,13
2008	18,32	19,89	5,85	7,29	0,94	1,51	49,79	49,06	30,89	31,20	6,10	7,39	2,77	8,73	23,30	32,25
2009	17,87	18,32	5,73	6,79	0,93	1,40	45,71	47,57	30,75	30,03	6,06	7,11	2,85	7,75	22,37	31,00
2010	18,85	19,23	5,95	9,23	1,04	1,91	45,91	53,62	30,62	33,85	6,02	8,02	2,87	10,54	21,43	32,61
2011	18,38	19,24	5,73	7,32	0,94	1,51	41,65	48,19	30,49	32,41	5,98	7,67	2,74	8,73	20,50	30,29
2012	18,58	18,14	5,83	7,66	0,82	1,58	45,40	52,80	30,36	31,45	5,94	7,45	2,51	8,61	19,20	32,59
2013	18,03	18,15	5,74	7,70	0,81	1,59	44,48	50,39	30,23	33,19	5,91	7,86	2,47	8,67	18,00	32,45
2014	17,41	17,48	5,55	7,78	0,75	1,61	41,57	50,22	30,10	32,85	5,87	7,78	2,42	8,77	17,70	31,93
2015	17,26	17,22	5,01	7,73	0,69	1,60	37,53	49,40	29,36	32,02	5,83	7,58	2,46	8,91	17,30	32,57
2016	16,74	17,19	5,07	8,09	0,73	1,67	34,90	49,74	25,87	32,00	5,57	7,58	2,33	9,00	16,10	32,97
2017	16,40	17,16	4,94	7,81	0,68	1,61	33,74	49,97	25,30	32,56	5,32	7,71	2,19	9,17	15,10	33,44
2018	16,32	16,95	4,76	8,50	0,72	1,75	32,37	51,98			5,06	7,99	2,11	9,16	16,20	33,84
2019	15,09	16,22	4,69	7,40	0,60	1,53					4,64	7,61			15,50	33,55

Note : Les émissions sont exprimées en $MtCO_2e$

ANNEXE II

ANNEXES DU CHAPITRE 2

Tableau-A II-1 Sustainability frameworks identified : their level of coverage of all five domains of consumption and their level of alignment with the goal of operating within Earth's carrying capacity

Name of Framework	Alignment with goal of living within Earth's carrying capacity		Coverage of all five domains of consumption	
	Full	Partial	Full	Partial
AICHI Targets	Inadequate information		Inadequate information	
ASEAN SDGs Frontrunner Cities Programme		✓		✓
ASEAN Sustainable Urbanisation Strategy (ASUS)		✓	Inadequate information	
Audubon International Sustainable Communities Program		✓	Inadequate information	
BREEAM Communities		✓	✓	
C40 Climate Action Planning Framework		✓	✓	
C40 Thriving Cities	✓		✓	
Circular Economy	✓		✓	
Doughnut Economics	✓		✓	
Eco2 cities (Ecological cities as economic cities)		✓	✓	
Ecocity Standards	✓		✓	
EcoDistricts		✓	✓	
EU Reference Framework for Sustainable Cities		✓		✓
Global City Indicators Program	Inadequate information		Inadequate information	
Global Footprint Network (EF Assessment)	✓		✓	
Global Sustainability Assessment System		✓	✓	
ISO 37120		✓	✓	
LEED Cities v4.1		✓	✓	
Living Cities Challenge	✓		✓	
Low Carbon City		✓	✓	
Metabolism of Cities	✓		✓	
One Planet Living Cities	✓		✓	
Pearl Community Rating System		✓	✓	
Planetary Boundaries	✓		Inadequate information	
Resilient Cities Network / Framework		✓	✓	
Resources and Energy Analysis Programme (REAP)		✓	Inadequate information	
SDGs Future City		✓	Inadequate information	
Smart City		✓		✓
Sustainable Development Goals (SDGs)		✓		✓
SymbioCity Approach (SCA)		✓	✓	
The Natural Step	✓		✓	
Transition Network	✓		✓	
Urban Low Emission Development		✓	Inadequate information	

Tableau-A II-2 Cities' ecological footprint (EF) variation on an absolute and normalized basis (part 1)

Cities	Baseline point			Final point			Variation		
	year	EF (gha/ca)	Population	year	EF (gha/ca)	Population	Population	EF Per persita	EF Absolute
Alexandria	2010	2,5	4 332 570	2015	2,5	4 789 632	10,5%	-1,2%	-9,2%
Antalya	2010	2,7	896 772	2015	2,7	1 083 923	20,9%	-1,9%	18,6%
Athens	2010	4,8	4 019 593	2015	4,9	3 161 155	-21,4%	1,0%	-20,5%
Barcelona	2010	4,5	4 721 271	2015	4,5	5 276 919	11,8%	0,0%	11,8%
Cairo	2010	2,9	12 835 255	2015	2,8	18 820 072	46,6%	-1,1%	45,1%
Calgary	2010	10	1 190 362	2015	9,4	1 360 316	14,3%	-5,9%	7,6%
Charlottetown	2010	3,9	41 613	2015	3,8	44 739	7,5%	-1,0%	6,4%
Edmonton	2010	8,3	1 137 346	2015	8,6	1 292 151	13,6%	4,2%	18,4%
Genoa	2010	4,9	904 919	2015	4,8	692 425	-23,5%	-1,6%	-24,7%
Halifax	2010	7,5	387 265	2015	7,2	401 115	3,6%	-4,2%	-0,7%
Istanbul	2010	3,2	13 017 265	2015	3,2	14 126 772	8,5%	-1,9%	6,5%
Izmir	2010	2,9	2 812 838	2015	3	2 860 197	1,7%	0,7%	2,4%
Marseille	2010	4,7	1 643 012	2015	4,7	1 587 434	-3,4%	-0,2%	-3,6%
Montréal	2010	4,2	1 649 519	2015	4,2	1 704 694	3,3%	-1,0%	2,4%
Naples	2010	3,3	4 399 644	2015	3,4	4 394 563	-0,1%	1,5%	1,4%
Ottawa	2010	4,5	883 391	2015	5	934 243	5,8%	11,4%	17,8%
Palermo	2010	3,8	960 129	2015	3,8	854 385	-11,0%	-1,8%	-12,6%
Québec City	2010	4,4	519 949	2015	4,3	531 902	2,3%	-0,9%	1,4%
Regina	2010	7,4	193 100	2015	7,4	215 106	11,4%	-0,1%	11,3%
Rome	2010	4,7	4 172 591	2015	4,6	4 113 185	-1,4%	-1,5%	-2,9%
Saint John	2010	6,1	70 063	2015	5,3	67 575	-3,6%	-12,4%	-15,5%
Saskatoon	2010	7,3	222 189	2015	7,1	246 376	10,9%	-2,6%	8,0%
Shanghai	2012	3,9	21 555 452	2016	3,6	24 163 230	12,1%	-6,9%	4,3%

Tableau-A II-2 Cities' ecological footprint (EF) variation on an absolute and normalized basis (part 2)

Cities	Baseline point			Final point			Variation		
	Year	EF (gha/ca)	Population	Year	EF (gha/ca)	Population	Population	EF Per persita	EF Absolute
St John's	2010	2,5	4 332 570	2015	2,5	4 789 632	10,5%	-1,2%	-9,2%
Tel Aviv	2010	2,7	896 772	2015	2,7	1 083 923	20,9%	-1,9%	18,6%
Thessaloniki	2010	4,8	4 019 593	2015	4,9	3 161 155	-21,4%	1,0%	-20,5%
Tirana	2010	4,5	4 721 271	2015	4,5	5 276 919	11,8%	0,0%	11,8%
Tokyo	2010	2,9	12 835 255	2015	2,8	18 820 072	46,6%	-1,1%	45,1%
Toronto	2010	10	1 190 362	2015	9,4	1 360 316	14,3%	-5,9%	7,6%
Tunis	2010	3,9	41 613	2015	3,8	44 739	7,5%	-1,0%	6,4%
Valencia	2010	8,3	1 137 346	2015	8,6	1 292 151	13,6%	4,2%	18,4%
Valletta	2010	4,9	904 919	2015	4,8	692 425	-23,5%	-1,6%	-24,7%
Vancouver	2010	7,5	387 265	2015	7,2	401 115	3,6%	-4,2%	-0,7%
Venice	2010	3,2	13 017 265	2015	3,2	14 126 772	8,5%	-1,9%	6,5%
Victoria, CAN	2010	2,9	2 812 838	2015	3	2 860 197	1,7%	0,7%	2,4%
Winnipeg	2010	4,7	1 643 012	2015	4,7	1 587 434	-3,4%	-0,2%	-3,6%
Xiamen	2010	4,2	1 649 519	2015	4,2	1 704 694	3,3%	-1,0%	2,4%

**Negative variations stand for reductions between the baseline and final years, and reductions for ecological impact and are in bold font.*

ANNEXE III

BASE DE DONNÉES D'EMPREINTES ÉCOLOGIQUES URBAINES

Les Tableaux III-1 recensent les empreintes écologiques urbaines trouvées dans la littérature. Ce travail de recherche constitue une première base pour créer une base de données mondiale qui pourrait être exploitée pour des études ultérieures. Il faut noter que certaines données n'ont pas été ajoutées, comme non nécessaires à l'utilisation faite dans le cadre des présents travaux. Cette table pourrait également être complétée.

Les colonnes représentent dans l'ordre :

- le nom des villes / régions (la couleur bleue signifie des études longitudinales) ;
- leur pays d'appartenance des villes étudiées ;
- l'année correspondant à l'évaluation des empreintes urbaines ;
- l'année où la référence utilisée a été publiée ;
- l'empreinte écologique normalisée (gha / cap) [le code couleur correspond à des consommations d'une (vert), deux (jaune), trois (orange) ou plus de trois planètes (rouge)] ;
- l'empreinte écologique globale (gha) (la couleur rouge signifie une augmentation de l'empreinte écologique, en présence d'études longitudinales) ;
- le type de l'étude (différentiation entre villes, régions, secteurs spécifiques, etc.) ;
- la méthode d'évaluation utilisée entre ascendante (*Bottom-up*) et descendante (*Top-down*) ;
- le nombre de cas d'étude contenus dans la référence.

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold					Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint				
Aberdeen City	United Kingdom	?	2004	5.8	-				
Abu Dhabi	United Arab	2007	2010	10.7	-				1
AGUEDA	Portugal		in progress						
Aichi	Japan	2008	2012	4.1	-		Whole region	Top down	
Aichi	Japan		2015	2.7	-		prefecture		
Albans	United Kingdom		2007	6.3	-			Top down	
ALBERGARIA-A-VELHA	Portugal		in progress						
Alexandria	Egypt	2010	2017	2.5	10 961 402		whole city	Top down	> 10
Alexandria	Egypt	2015	2017	2.5	11 974 080		whole city	Top down	> 10
Alexandria	Egypt	2010	2020	0.4	1 559 880		Crop land & built up land	Bottom up	
Alexandria	Egypt	2019	2020	0.7	3 731 040		Crop land & built up land	Bottom up	
Almada	Portugal	2016	2020	4.1	-		whole city	Top down	> 5
Altai Territory	Russia	2009	2014	2.9	-		whole region		
Amur Oblast	Russia	2009	2014	2.6	-		whole region		
ANADIA	Portugal		in progress						
Anadyr Chukotka Autonomous Okrug	Russia	2009	2014	2.3	-		whole region		
Anhui	China	2009	2014	1.5	-		whole province		
Antalya	Turkey	2010	2017	2.7	2 420 393		whole city	Top down	> 10
Antalya	Turkey	2015	2017	2.7	2 872 396		whole city	Top down	> 10
Arkhangel'sk region	Russia	2009	2014	2.9	-		whole region		
Astrakhan region	Russia	2009	2014	4.4	-		whole region		
Athens	Greece	2010	2017	4.8	19 460 961		whole city	Top down	> 10
Athens	Greece	2015	2017	4.9	15 458 048		whole city	Top down	> 10
Atlanta	USA	2007	2011	6.4	-		Whole city	Top down	> 10
AVEIRO	Portugal		in progress						
Ballina	Ireland	2005	2011	3.8	41 357		Whole city consumption	Bottom up	1
Ballina	Ireland	2008	2011	2.9	33 104		Whole city consumption	Bottom up	1
Baltimore	USA	2007	2011	6.4	-		Whole city	Top down	> 10
Bangor (Gwynedd)	United Kingdom		2007	5.3	-			Top down	
Barcelona	Spain	1996	1998	3.2	-			Bottom up	
Barcelona	Spain	2010	2017	4.5	21 632 451		whole city	Top down	> 10
Barcelona	Spain	2015	2017	4.5	23 830 566		whole city	Top down	> 10
BARCELOS	Portugal		in progress						
Bath (Bath and NE Somerset)	United Kingdom		2007	5.4	-			Top down	
Beer-Sheva	Israel	2007	2014	4.0	-			Bottom up	> 10
Beijing	China	2009	2012	3.9	-		whole city		
Beijing	China	2012	2016	3.6	66 316 313				> 10
Belfast	Ireland	2001	2006	8.6	-		Whole city consumption	Top down	
Belgorod	Russia	2009	2014	3.5	-		whole region		
Berlin	Germany	2000	2010	4.1	-		whole city		
Bida	Nigeria	2016	2018	0.7	-		whole city	Bottom up	

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020) (suite)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold				Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint			
Birmingham	United Kingdom		2007	5.2	-		Top down	
Blaenau Gwent	Wales	2003	2008	4.9	-	Whole city consumption		
Blaenau Gwent	Wales	2011	2015	3.1	-	Whole city consumption		> 10
Boston	USA	2007	2011	6.6	-	Whole city	Top down	> 10
Bradford	United Kingdom	2007	2007	5.2	-		Top down	
Bragança	Portugal	2016	2020	4.0	-	whole city	Top down	> 5
Bridgend	Wales	2003	2008	5.1	-	Whole city consumption		
Bridgend	Wales	2011	2015	3.2	-	Whole city consumption		> 10
Brighton and Hove	United Kingdom		2007	6.3	-		Top down	
Bristol (City of Bristol)	United Kingdom		2007	5.2	-		Top down	
Bryansk region	Russia	2009	2014	3.1	-	whole region		
Busan	South Korea	1993		2.5	-			
Busan	South Korea	2006		3.0	-			
Caerphilly	Wales	2003	2008	5.0	-	Whole city consumption		
Caerphilly	Wales	2011	2015	3.1	-	Whole city consumption		> 10
Cairo	Egypt	2010	2017	2.9	36 547 850	whole city	Top down	> 10
Cairo	Egypt	2015	2017	2.8	53 072 603	whole city	Top down	> 10
Calgary	Canada	2005	2015	9.8	-	whole city		
Calgary	Canada	2007	2017	9.9	10 934 740	whole city	Top down	> 10
Calgary	Canada	2010	2014	8.5	-	whole city		
Calgary	Canada	2010	2018	10.0	11 927 427	whole city	Top down	> 10
Calgary	Canada	2015	2018	9.4	12 827 780	whole city	Top down	> 10
California	USA	2008	2013	5.9	-	whole region		1
Cambridge	United Kingdom		2007	5.8	-		Top down	
Campo Grande	Brazil	2010	2012	3.1	2 471 821	Whole city consumption		
Canterbury	United Kingdom		2007	6.1	-		Top down	
Cardiff	United Kingdom	2007	2007	5.2	-		Top down	
Cardiff	Wales	2003	2008	5.1	-	Whole city consumption		
Cardiff	Wales	2011	2015	3.2	-	Whole city consumption		> 10
Carlisle	United Kingdom		2007	5.3	-		Top down	
Carmarthenshire	Wales	2003	2008	5.2	-	Whole city consumption		
Carmarthenshire	Wales	2011	2015	3.4	-	Whole city consumption		> 10
Cascais	Portugal	2009	2012	5.2	-	Whole city consumption		> 5
Castelo Branco	Portugal	2016	2020	4.0	-	whole city	Top down	> 5
Ceredigion	Wales	2003	2008	5.3	-	whole city		
Ceredigion	Wales	2011	2015	3.6	-	Whole city consumption		> 10
Charlottetown	Canada	2010	2018	3.9	161 042	Whole city consumption	Top down	> 10
Charlottetown	Canada	2015	2018	3.8	171 350	whole city	Top down	> 10
Chechnya	Russia	2009	2014	4.6	-	whole region		
Chelyabinsk region	Russia	2009	2014	3.6	-	whole region		
Chester	United Kingdom		2007	5.7	-		Top down	

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020) (suite)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold				Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint			
Chicago	USA	2007	2011	6,9	-	Whole city	Top down	> 10
Chichester	United Kingdom		2007	6,3	-		Top down	
Chongqing	China	2009	2017	2,2	23 894 200	whole city	Top down	> 10
Chongqing	China	2012	2016	2,3	27 237 520	whole city		>10
Chuvash Republic	Russia	2009	2014	2,9	-	whole region		
CJRA (Comunidade Intermunicipal)	Portugal		in progress					
Cleveland	USA	2007	2011	6,5	-	Whole city	Top down	> 10
Cloughjordan	Ireland	2014	2018	2,0	-	Whole city consumption		> 2
Cloughjordan	Ireland							
Conwy	Wales	2003	2008	5,3	-	Whole city consumption		
Conwy	Wales	2011	2015	3,3	-	Whole city consumption		> 10
Coventry	United Kingdom		2007	5,1	-		Top down	
Curitiba	Brazil	2009	2017	2,6	-		Top down	> 10
Curitiba	Brazil	2006	2010	3,4	-	whole city		1
da Região de Aveiro)	Portugal		in progress					
Dallas	USA	2007	2011	6,7	-	Whole city	Top down	> 10
Denbighshire	Wales	2003	2008	5,4	-	Whole city consumption		
Denbighshire	Wales	2011	2015	3,4	-	Whole city consumption		> 10
Derby	United Kingdom		2007	5,3	-		Top down	
Detroit	USA	2007	2011	6,7	-	Whole city	Top down	> 10
Dhaka	Bangladesh	2011	2013	1,2	51 278	Specific area (neighbourhood)	Bottom up	
Dundee City	United Kingdom		2007	5,3	-		Top down	
Durham	United Kingdom		2007	5,8	-		Top down	
Edinburgh	United Kingdom	2007	2007	5,8	-		Top down	
Edmonton	Canada	2001	2017	9,5	8 883 000	whole city	Top down	> 10
Edmonton	Canada	2008	2017	8,6	9 304 720	whole city	Top down	> 10
Edmonton	Canada	2010	2018	8,3	9 394 478	whole city	Top down	> 10
Edmonton	Canada	2015	2018	8,6	11 125 420	whole city	Top down	> 10
Ely (East Cambs)	United Kingdom		2007	5,6	-		Top down	
ESTARREJA	Portugal		in progress					
Exeter	United Kingdom		2007	5,2	-		Top down	
Flandre	Belgique	2006	2010	6,3	-	Region's consumption footprint		
Flintshire	Wales	2003	2008	5,2	-	Whole city consumption		
Flintshire	Wales	2011	2015	3,4	-	Whole city consumption		> 10
Fujian	China	2009	2014	2,0	-			
Fuzhou	China	2000	2010	1,3	2 985 490	whole city		
Fuzhou	China	2009	2010	2,4	6 928 610	whole city		
Gansu	China	2009	2014	1,4	-			
Genoa	Italy	2008	2010	3,9	-			
Genoa	Italy	2010	2017	4,9	4 423 274	whole city		> 10
Genoa	Italy	2015	2017	4,8	3 330 564	whole city	Top down	> 10

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020) (suite)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold				Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint			
Glasgow	United Kingdom	2007	2007	5.2	-		Top down	
Gloucester	United Kingdom		2007	5.1	-		Top down	
Gorontalo	Indonesia	2013	2019	1.3	-	Whole city consumption	Bottom up	>5
Greater Nottingham	United Kingdom	2003	2005	5.3	-		Bottom up	
Guangxi	China	2009	2014	1.4	-			
Guimarães	Portugal	2016	2020	3.7	-	whole city	Top down	> 5
Guizhou	China	2009	2014	1.4	-			
Gwynedd	Wales	2003	2008	5.3	-	Whole city consumption		
Gwynedd	Wales	2011	2015	3.4	-	Whole city consumption		> 10
Hainan	China	2009	2014	1.5	-			
Halifax	Canada	2010	2018	7.5	2 888 997	whole city	Top down	> 10
Halifax	Canada	2015	2018	7.2	2 867 972	whole city	Top down	> 10
Hamburg	Germany	2007	2012	5.2	9 110 565	Whole city		
Hebei	China	2009	2014	1.5	-			
Heilongjiang	China	2009	2014	1.8	-			
Helsinki	Finland	1995	?	3.5	-			
Henan	China	2009	2014	1.4	-			
Hereford (County of Herefordshire)	United Kingdom		2007	5.5	-		Top down	
Hong Kong	China	2004	2019	5.3	36 055 900	whole city		2
Hong Kong	China	2014	2019	7.0	50 365 000	whole city		2
Hong Kong	China	2008	2013	4.7	-			
Houston	USA	2007	2011	7.0	-	Whole city	Top down	> 10
Hubei	China	2009	2014	1.6	-			
Hunan	China	2009	2014	1.6	-			
Ibaituna	Brazil	NA	2016	2.1	-	whole city	Top down	
île de France	France	2004	2015	5.6	63 333 000	Whole region consumption		
île de France	France	2014	2015	4.8	57 864 300	Whole region consumption		
ILHAVO	Portugal		in progress					
Inner Mongolia	China	2009	2014	2.5	-			
Inverness (Highland)	United Kingdom		2007	5.4	-		Top down	
Irkutsk region	Russia	2009	2014	2.7	-	whole region		
Isfahan	Iran	2007	2015	1.2	-		Bottom up	
Isfahan	Iran	2011	2014		-	Transportation		
Isle of Anglesey	Wales	2003	2008	5.3	-	Whole city consumption		> 10
Isle of Anglesey	Wales	2011	2015	3.5	-	Whole city consumption		> 10
Istanbul	Turkey	2010	2017	3.2	42 071 596	whole city	Top down	> 10
Istanbul	Turkey	2015	2017	3.2	44 781 867	whole city	Top down	> 10
Ivanovo region	Russia	2009	2014	2.4	-	whole region		
Izmir	Turkey	2010	2017	2.9	8 275 354	whole city	Top down	> 10
Izmir	Turkey	2015	2017	3.0	8 466 183	whole city	Top down	> 10
Jakarta	Indonesia	2013	2019	1.8	-	Whole city consumption	Bottom up	>5

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020) (suite)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold				Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint			
Jawa-Bali	Indonesia	2013	2019	1,5	-	Whole city consumption	Bottom up	>5
Jewish Autonomous Region	Russia	2009	2014	2,4	-	whole region		
Jiangsu	China	2009	2014	2,2	-			
Jiangxi	China	2009	2014	1,5	-			
Jilin	China	2009	2014	1,7	-			
Kabardino-Balkariya	Russia	2009	2014	4,0	-	whole region		
Kalimantan	Indonesia	2013	2019	1,6	-	Whole city consumption	Bottom up	>5
Kaliningrad region	Russia	2009	2014	3,4	-	whole region		
Kaluga region	Russia	2009	2014	3,4	-	whole region		
Kamchatka Krai	Russia	2009	2014	2,3	-	whole region		
Karachayevo-Cherkesskaya Respublika	Russia	2009	2014	2,8	-	whole region		
Kawasaki	Japan	2000	2014	5,5	-	whole city	bottom up	2
Kawasaki	Japan	2009	2014	5,1	-	whole city	bottom up	2
Kemerovo region	Russia	2009	2014	3,3	-	whole region		
Khabarovsk Krai	Russia	2009	2014	3,2	-	whole region		
Kingston upon Hull	United Kingdom	2007	2007	5,0	-		Top down	
Kirov region	Russia	2009	2014	2,7	-	whole region		
Komi Republic	Russia	2009	2014	4,1	-	whole region		
Kostroma	Russia	2009	2014	2,4	-	whole region		
Krasnodar region	Russia	2009	2014	4,8	-	whole region		
Krasnoyarsk Territory	Russia	2009	2014	3,2	-	whole region		
Kurgan region	Russia	2009	2014	2,8	-	whole region		
Kursk region	Russia	2009	2014	3,0	-	whole region		
Lagoa	Portugal	2016	2020	3,3	-	whole city	Top down	> 5
Lancaster	United Kingdom		2007	5,5	-		Top down	
Leeds	United Kingdom		2007	5,3	-		Top down	
Leicester	United Kingdom		2007	5,3	-		Top down	
Leningrad region	Russia	2009	2014	3,4	-	whole region		
Liaoning	China	2009	2014	2,2	-			
Lichfield	United Kingdom		2007	5,5	-		Top down	
Limerick	Ireland	2001	2006	6,3	-	Whole city consumption	Top down	
Lincoln	United Kingdom		2007	5,2	-		Top down	
Lipetsk region	Russia	2009	2014	3,3	-	whole region		
Liverpool	United Kingdom	2007	2007	5,3	-		Top down	
London	United Kingdom	2007	2007	5,5	-		Top down	
Los Angeles	USA	2007	2011	6,3	-	Whole city	Top down	> 10
Magadan region	Russia	2009	2014	2,7	-	whole region		
Manchester	United Kingdom	2007	2007	5,4	-		Top down	
Manila	Philippines	2009	2013	1,8	-		Top down	> 10
Manila and Calabazon	Philippines	2002	2013	3,8	-		Top down	
Mar El Republic	Russia	2009	2014	2,7	-	whole region		

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020) (suite)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold					Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint				
Marseille	France	2010	2017	4,7	7 757 256		whole city	Top down	> 10
Marseille	France	2015	2017	4,7	7 476 814		whole city	Top down	> 10
Medellin	Columbia	?	2019	2,0	-			Hybrid	
Melbourne	Australia	2003	2008	6,9	-		Whole city	Top down	
Merthyr Tydfil	Wales	2003	2008	5,0	-		Whole city consumption		
Merthyr Tydfil	Wales	2011	2015	3,1	-		Whole city consumption		> 10
Metro de Manila	Philippines	2002	2013	2,1	-			Top down	
Miami	USA	2007	2011	6,2	-		Whole city	Top down	> 10
Milan	Italy	2008	2010	4,2	-				
Minna	Nigeria	2013	2014	1,4	-		Whole city consumption		
Minneapolis	USA	2007	2011	7,1	-		Whole city	Top down	> 10
Monmouthshire	Wales	2003	2008	5,5	-		Whole city consumption		
Monmouthshire	Wales	2011	2015	3,4	-		Whole city consumption		> 10
Montréal	Canada	2010	2018	4,2	6 960 970		whole city	Top down	> 10
Montréal	Canada	2015	2018	4,2	7 125 621		whole city	Top down	> 10
Moscow	Russia	2009	2014	5,9	-		whole region		
Moscow city	Russia	2009	2016	6,6	74 685 600		Whole city consumption		
Moscow city	Russia	2012	2016	7,0	81 893 000		Whole city consumption		
Moscow region	Russia	2009	2014	4,5	-		whole region		
Murmansk region	Russia	2009	2014	3,6	-		whole region		
MURTOSA	Portugal		in progress						
Naples	Italy	2010	2017	3,3	14 689 601		whole city	Top down	> 10
Naples	Italy	2015	2017	3,4	14 897 569		whole city	Top down	> 10
Neath Port Talbot	Wales	2003	2008	5,1	-		Whole city consumption		
Neath Port Talbot	Wales	2011	2015	3,2	-		Whole city consumption		> 10
New York	USA	2007	2011	6,1	-		Whole city	Top down	> 10
Newcastle upon Tyne	United Kingdom		2007	5,4	-			Top down	
Newport	United Kingdom	2007	2007	5,0	-			Top down	
Newport	Wales	2003	2008	5,1	-		Whole city consumption		
Newport	Wales	2011	2015	3,2	-		Whole city consumption		> 10
Ningde	China	2000	2010	1,0	173 760		whole city		
Ningde	China	2009	2010	1,7	405 810		whole city		
Ningxia	China	2009	2014	1,8	-				
Nizhny Novgorod region	Russia	2009	2014	3,5	-		whole region		
North Ossetia	Russia	2009	2014	3,8	-		whole region		
North Rhine Westphalia	Germany	2012	2016	5,8	19 140 000		whole city consumption		
Norwich	United Kingdom		2007	5,3	-			Top down	
Nottingham	United Kingdom	2007	2007	5,3	-			Top down	
Novgorod region	Russia	2009	2014	3,3	-		whole region		
Novosibirsk region	Russia	2009	2014	3,7	-		whole region		
Oknawa	Japan		2012	3,8	-		whole region		

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020) (suite)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold				Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint			
Okinawa	Japan		2015	2.4	-	prefecture		> 2
OLIVEIRA DO BAIRRO	Portugal		in progress					
Onsk region	Russia	2009	2014	3.6	-	whole region		
Ontario	Canada	2005	2010	8.4	-	whole region		
Orel region	Russia	2009	2014	3.0	-	whole region		
Orenburg region	Russia	2009	2014	3.2	-	whole region		
Oslo	Norway	2000	2002	7.8	-		Bottom up	
Ottawa	Canada	2010	2018	4.5	3 957 592	whole city	Top down	> 10
Ottawa	Canada	2015	2018	5.0	4 661 873	whole city	Top down	> 10
OVAR	Portugal		in progress					
Oxford	United Kingdom		2007	6.1	-		Top down	
Palermo	Italy	2010	2017	3.8	3 677 824	whole city	Top down	> 10
Palermo	Italy	2015	2017	3.8	3 212 488	whole city	Top down	> 10
Papua-Maluku-Nusatenggara	Indonesia	2013	2019	1.5	-	Whole city consumption	Bottom up	>5
Pembrokeshire	Wales	2003	2008	5.3	-	Whole city consumption		
Pembrokeshire	Wales	2011	2015	3.4	-	Whole city consumption		> 10
Penza region	Russia	2009	2014	3.0	-	whole region		
Pern Krai	Russia	2009	2014	3.9	-	whole region		
Peterborough	United Kingdom		2007	5.3	-		Top down	
Philadelphia	USA	2007	2011	6.1	-	Whole city	Top down	> 10
Phoenix	USA	2007	2011	6.6	-	Whole city	Top down	> 10
Piacenza	Italy	2002	2009	3.8	-		Bottom up	
Plymouth	United Kingdom	2007	2007	5.3	-		Top down	
Portsmouth	United Kingdom		2007	5.8	-		Top down	
Powys	Wales	2003	2008	5.3	-	Whole city consumption		
Powys	Wales	2011	2015	3.5	-	Whole city consumption		> 10
Preston	United Kingdom		2007	5.4	-		Top down	
Primorskiy Kray	Russia	2009	2014	2.5	-	whole region		
Pskov region	Russia	2009	2014	2.9	-	whole region		
Qinghai	China	2009	2014	1.7	-			
Québec City	Canada	2001	2017	6.9	4 733 430	whole city	Top down	> 10
Québec City	Canada	2010	2018	4.4	2 272 177	whole city	Top down	> 10
Québec City	Canada	2015	2018	4.3	2 303 136	whole city	Top down	> 10
Quito	Ecuador	2006	2017	2.4	-		Top down	> 10
Raanana	Israel	2002	2009	4.0	-		Bottom up	
Regina	Canada	2010	2018	7.4	1 428 940	whole city	Top down	> 10
Regina	Canada	2015	2018	7.4	1 589 633	whole city	Top down	> 10
Republic of Adygeya	Russia	2009	2014	3.3	-	whole region		
Republic of Altai	Russia	2009	2014	1.8	-	whole region		
Republic of Bashkortostan	Russia	2009	2014	5.7	-	whole region		
Republic of Buryatia	Russia	2009	2014	3.4	-	whole region		

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020) (suite)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold					Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint				
Republic of Ingushetia	Russia	2009	2014	2.9	-		whole region		
Republic of Kalmykia	Russia	2009	2014	1.7	-		whole region		
Republic of Mordovia	Russia	2009	2014	2.2	-		whole region		
Republic of Tyva	Russia	2009	2014	1.7	-		whole region		
Respublika Kareliya	Russia	2009	2014	3.2	-		whole region		
Respublika Khakasiya	Russia	2009	2014	2.4	-		whole region		
Rhonda, cynon, Taff	Wales	2003	2008	5.0	-		Whole city consumption		
Rhonda, cynon, Taff	Wales	2011	2015	3.2	-		Whole city consumption		> 10
Rippon (Harrogate)	United Kingdom		2007	5.4	-			Top down	
Rome	Italy	2010	2017	4.7	19 621 650		whole city	Top down	> 10
Rome	Italy	2015	2017	4.6	19 044 047		whole city	Top down	> 10
Rostov region	Russia	2009	2014	4.3	-		whole region		
Ryazan region	Russia	2009	2014	2.9	-		whole region		
Saint John	Canada	2010	2018	6.1	424 582		whole city	Top down	> 10
Saint John	Canada	2015	2018	5.3	358 823		whole city	Top down	> 10
Saint Petersburg	Russia	2012	2016	7.3	-		Whole city		
Sakhalin Region	Russia	2009	2014	4.3	-		whole region		
Salford	United Kingdom		2007	5.1	-			Top down	
Salisbury	United Kingdom		2007	5.0	-			Top down	
Samara region	Russia	2009	2014	4.2	-		whole region		
San Diego	USA	2007	2011	6.1	-		Whole city	Top down	> 10
San Francisco	USA	2007	2011	7.1	-		Whole city	Top down	> 10
San Sebastian	Spain	2005		3.6	-				
Santiago de Chile	Chile	1998	2017	2.6	38 196 600			Top down	> 10
Sao Paulo	Brazil	2008	2012	4.4	47 304 000		whole city	Top down	
Sao Paulo	Brazil		2010	-	-				
Saratov region	Russia	2009	2014	3.0	-		whole region		
Saskatoon	Canada	2010	2018	7.3	1 613 092		whole city	Top down	> 10
Saskatoon	Canada	2015	2018	7.1	1 741 878		whole city	Top down	> 10
Saskatoon	Canada	2014	2015	7.4	1 878 174		whole city	hybrid TID/BU	
Seattle	USA	2007	2011	7.4	-		Whole city	Top down	> 10
Seville	Spain	1996	1998	4.4	-				
Shaanxi	China	2009	2014	1.6	-				
Shandong	China	2009	2014	1.9	-				
Shanghai	China	2009	2017	3.8	74 540 800		whole city	Top down	> 10
Shanghai	China	2012	2016	3.9	84 066 263		whole city		> 10
Shanghai	China	2016	2020	3.6	87 712 525		whole city		
Shanxi	China	2009	2014	1.5	-				
Sheffield	United Kingdom		2007	5.3	-			Top down	
Shenyang	China	2000	2014	1.4	6 821 280		whole city	bottom up	2
Shenyang	China	2009	2014	2.8	16 264 680		whole city	bottom up	2

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020) (suite)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold					Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint	Footprint			
Shenyang	China	2009	2017	1,8	10 308 600	-	whole city	Bottom up	> 10
Sichuan	China	2009	2014	1,5	-	-	-	-	-
Siena	Italy	1999	2008	5,8	-	-	Whole region	Bottom up	-
Singapore	Singapore	2004	2019	7,0	30 590 000	-	whole city	-	2
Singapore	Singapore	2014	2019	5,9	32 143 200	-	whole city	-	2
Smolensk region	Russia	2009	2014	3,3	-	-	whole region	-	-
Southampton	United Kingdom	-	2007	5,9	-	-	-	Top down	-
St Davids (Pembrokeshire)	United Kingdom	-	2007	5,3	-	-	-	Top down	-
St John's	Canada	2010	2018	4,5	473 527	-	whole city	Top down	> 10
St John's	Canada	2015	2018	4,9	529 060	-	whole city	Top down	> 10
St. Petersburg	Russia	2009	2014	5,2	-	-	whole region	-	-
Stavropol region	Russia	2009	2014	4,2	-	-	whole region	-	-
Stirling	United Kingdom	-	2007	5,5	-	-	-	Top down	-
Stoke on Trent	United Kingdom	-	2007	5,0	-	-	-	Top down	-
Sulawesi	Indonesia	2013	2019	1,4	-	-	Whole city consumption	Bottom up	> 5
Sumatra	Indonesia	2013	2019	1,5	-	-	Whole city consumption	Bottom up	> 5
Sunderland	United Kingdom	-	2007	5,1	-	-	-	Top down	-
Sverdlovsk region	Russia	2009	2014	4,6	-	-	whole region	-	-
Swansea	United Kingdom	-	2007	5,1	-	-	-	Top down	-
Swansea	Wales	2003	2008	5,2	-	-	Whole city consumption	-	-
Swansea	Wales	2011	2015	3,3	-	-	Whole city consumption	-	> 10
Sydney	Australia	2001	2017	5,9	249 650	-	Whole city consumption	Top down	> 10
Tambov region	Russia	2009	2014	3,1	-	-	whole region	-	-
Tehran	Iran	2005	2009	3,8	-	-	-	Bottom up	-
Tel Aviv	Israel	2010	2017	4,1	13 452 595	-	whole city	Top down	> 10
Tel Aviv	Israel	2015	2017	4,0	14 959 142	-	whole city	Top down	> 10
The Republic of Dagestan	Russia	2009	2014	6,5	-	-	whole region	-	-
The Republic of Sakha (Yakutia)	Russia	2009	2014	3,6	-	-	whole region	-	-
The Republic of Tatarstan	Russia	2009	2014	4,9	-	-	whole region	-	-
Thessaloniki	Greece	2010	2017	4,3	4 903 016	-	whole city	Top down	> 10
Thessaloniki	Greece	2015	2017	4,2	3 373 709	-	whole city	Top down	> 10
Tianjin	China	2009	2017	2,7	26 406 000	-	whole city	Top down	> 10
Tianjin	China	2012	2016	3,2	35 286 400	-	whole city	Top down	> 10
Tibet	China	2009	2014	1,6	-	-	-	-	-
Tirana	Albania	2010	2017	2,1	1 543 962	-	Whole city consumption	Top down	> 10
Tirana	Albania	2015	2017	2,1	934 540	-	Whole city consumption	Top down	> 10
Tokyo	Japan	2011	2012	4,5	166 389 480	-	whole region	-	-
Tokyo	Japan	2013	2015	5,2	194 853 299	-	prefecture	Top down	-
Tomsk Oblast	Russia	2009	2014	2,7	-	-	whole region	-	-
Torfaen	Wales	2003	2008	5,1	-	-	Whole city consumption	-	-
Torfaen	Wales	2011	2015	3,1	115 733 127	-	Whole city consumption	-	> 10

Tableau-A III-1 Base de données d'empreintes écologiques performées à l'échelle urbaine (1990 - 2020) (fin)

Cities		Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold					Type	Method	n areas
	Country	EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint				
Toronto	Canada	2011	2017	7.4	34 547 840		whole city	Top down	> 10
Toronto	Canada	2010	2018	4.2	10 957 101		whole city	Top down	> 10
Toronto	Canada	2015	2018	4.1	11 144 810		whole city	Top down	> 10
Truro (Carrick)	United Kingdom		2007	5.1	-			Top down	
Tula region	Russia	2009	2014	3.2	-		whole region		
Tunis	Tunisia	2010	2017	3.1	5 983 579		whole city	Top down	> 10
Tunis	Tunisia	2015	2017	3.1	6 810 551		whole city	Top down	> 10
Turin	Italy	2008	2010	3.3	-				
Tver region	Russia	2009	2014	2.9	-		whole region		
Tyumen region	Russia	2009	2014	4.4	-		whole region		
Udmurtskaya Respublika	Russia	2009	2014	2.9	-		whole region		
Ulyanovsk region	Russia	2009	2014	3.1	-		whole region		
Utah	USA	1990	2007	8.8	-		Whole city consumption	Hybrid (TD /BU)	
Utah	USA	2003	2007	9.9	-		Whole city consumption	Hybrid (TD /BU)	
Vale of Glamorgan	Wales	2003	2008	5.1	-		Whole city consumption		> 10
Vale of Glamorgan	Wales	2011	2015	3.5	-		Whole city consumption		> 10
Valencia	Spain	2010	2017	4.0	7 477 595		whole city	Top down	> 10
Valencia	Spain	2015	2017	4.1	3 307 429		whole city	Top down	> 10
Valletta	Malta	2010	2017	5.3	427 361		whole city	Top down	> 10
Valletta	Malta	2015	2017	5.4	441 828			Top down	> 10
Vancouver	Canada	2001	2017	7.4	14 646 400		whole city	Top down	> 10
Vancouver	Canada	2006	2013	4.7	10 054 400		whole city	Bottom up	
Vancouver	Canada	2010	2018	4.5	2 733 864		whole city	Top down	> 10
Vancouver	Canada	2015	2018	4.3	2 740 649		whole city	Top down	> 10
Venice	Italy	2010	2017	4.0	3 393 772		whole city	Top down	> 10
Venice	Italy	2015	2017	4.0	2 522 290		whole city	Top down	> 10
Victoria	Australia	2003	2008	6.8	-		Whole city	Top down	
Victoria	Australia	2006	?	8.1	-				
Victoria, CAN	Canada	2010	2018	4.6	364 077		whole city	Top down	> 10
Victoria, CAN	Canada	2015	2018	4.5	386 922		whole city	Top down	> 10
Vila Nova de Gaia	Portugal	2016	2020	3.9	-		whole city	Top down	> 5
Vladimir	Russia	2011-2014	2015	2.2	-		whole city	bottom up	
Vladimir region	Russia	2009	2014	2.2	-		whole region		
Vologograd region	Russia	2009	2014	3.9	-		whole region		
Vologda region	Russia	2009	2014	2.5	-		whole region		
Voronezh region	Russia	2009	2014	2.7	-		whole region		
Wakefield	United Kingdom		2007	5.1	-			Top down	
Washington	USA	2007	2011	7.1	-		Whole city	Top down	> 10
Wells (Bath and NE Somerset)	United Kingdom		2007	5.4	-			Top down	
Winchester	United Kingdom	2007	2007	6.5	-			Top down	
Winnipeg	Canada	2010	2018	4.6	3 032 730		whole city	Top down	> 10

Tableau-A III-1 Base de données d’empreintes écologiques performées à l’échelle urbaine (1990 - 2020) (fin)

Cities	Country	Classification for cities reduction toward EF carrying capacity threshold					Type	Method	n areas
		EF Year	Reference	Footprint	Total Footprint				
Winnipeg	Canada	2015	2018	4,2	2 976 045		whole city	Top down	> 10
Wolverhampton	United Kingdom		2007	5,1	-			Top down	
Worcester	United Kingdom		2007	5,3	-			Top down	
Wrexham	Wales	2003	2008	5,1	-				
Wrexham	Wales	2011	2015	3,3	-		Whole city consumption		> 10
Wrocław	Poland	2016	2018	1,0	-		Whole city consumption	Hybrid method	
Wrocław	Poland	2016	2020	5,419-7,323	-		food sector	Bottom up - Hybrid	
Xiamen	China	2010	2015	1,9	5 776 000		whole city consumption		
Xiamen	China	2012	2015	2,1	6 815 800		whole city		
Xian	China	2014	2017	2,0	-		whole city		
Xinjiang	China	2009	2014	1,8	-				
Yaroslavl region	Russia	2009	2014	2,7	-		whole region		
York	United Kingdom	2000	2001	7,0	-			Bottom up	
Yunnan	China	2009	2014	1,8	-				
Zabaykalsky region	Russia	2009	2014	3,3	-		whole region		
Zhejiang	China	2009	2014	1,4	-				

LISTE DE RÉFÉRENCES

- ABC. (2017). *Methodological guidelines—Bilan carbone—Accounting principles and objectives* (V.8).
- Acott, T. G. & McGibbon, M. (2007). Environmental science and sustainability : some critical thoughts. *Environmental Sciences*, 4(4), 199–207. doi : 10.1080/15693430701609397.
- Acuto, M. (2013). The new climate leaders ? *Review of International Studies*, 39(4), 835–857. doi : 10.1017/S0260210512000502.
- Agence Parisienne du Climat. (2017). The Paris Climate Agency. Repéré le 2022-01-17 à <https://www.apc-paris.com/article-rubrique/the-paris-climate-agency>.
- Albertí, J., Balaguera, A., Brodhag, C. & Fullana-i Palmer, P. (2017). Towards life cycle sustainability assessment of cities. A review of background knowledge. *Science of The Total Environment*, 609, 1049–1063. doi : 10.1016/j.scitotenv.2017.07.179.
- Aldaya, M. M. (2012). *The Water Footprint Assessment Manual : Setting the Global Standard* (éd. 1). Routledge. doi : 10.4324/9781849775526.
- Almiron, N. & Xifra, J. (2020). *Climate change denial and public relations : strategic communication and interest groups in climate inaction*. London : Routledge.
- Alvioli, M. (2020). Administrative boundaries and urban areas in Italy : A perspective from scaling laws. *Landscape and Urban Planning*, 204, 103906. doi : 10.1016/j.landurbplan.2020.103906.
- Angelo, H. & Wachsmuth, D. (2020). Why does everyone think cities can save the planet ? *Urban Studies*, 57(11), 2201–2221. doi : 10.1177/0042098020919081.
- AQMAT. (2021). Montréal va créer un centre de réemploi de matériaux. Repéré le 2022-02-02 à <https://www.aqmat.org/montreal-va-creer-un-centre-de-reemploi-de-materiaux/>.
- Arioli, M. S., D’Agosto, M. d. A., Amaral, F. G. & Cybis, H. B. B. (2020). The evolution of city-scale GHG emissions inventory methods : A systematic review. *Environmental Impact Assessment Review*, 80, 106316. doi : 10.1016/j.eiar.2019.106316.
- Athanassiadis, A. (2017). *Economie Circulaire dans le secteur de la Construction à Bruxelles : Etats des lieux, enjeux et modèle à venir*.

- Baabou, W., Grunewald, N., Ouellet-Plamondon, C., Gressot, M. & Galli, A. (2017). The Ecological Footprint of Mediterranean cities : Awareness creation and policy implications. *Environmental Science & Policy*, 69, 94–104. doi : 10.1016/j.envsci.2016.12.013.
- Balouktsi, M. (2020). Carbon metrics for cities : production and consumption implications for policies. *Buildings and Cities*, 1(1), 233–259. doi : 10.5334/bc.33.
- Barrau, A. (2019). *Le plus grand défi de l'histoire de l'humanité : Face à la catastrophe écologique et sociale*.
- Baynes, T. M. & Musango, J. K. (2018). Estimating current and future global urban domestic material consumption. *Environmental Research Letters*, 13(6), 065012. doi : 10.1088/1748-9326/aac391.
- Beloin-Saint-Pierre, D., Rugani, B., Lasvaux, S., Mailhac, A., Popovici, E., Sibiude, G., Benetto, E. & Schiopu, N. (2017). A review of urban metabolism studies to identify key methodological choices for future harmonization and implementation. *Journal of Cleaner Production*, 163, S223–S240. doi : 10.1016/j.jclepro.2016.09.014.
- Ben-Eli, M. U. (2018). Sustainability : definition and five core principles, a systems perspective. *Sustainability Science*, 13(5), 1337–1343. doi : 10.1007/s11625-018-0564-3.
- Bergeron-Verville, C. (2013). *La capacité de charge des écosystèmes dans le contexte de l'aménagement du territoire et du développement durable au Québec*. (Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke). Repéré à https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7037/cufe_Bergeron-Verville_Christine_essai333.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- Bihouix, P. (2019). *Le Bonheur était pour demain Les rêveries d'un ingénieur solitaire* (éd. Seuil).
- Boisvert, V., Carnoye, L. & Petitimberty, R. (2019). « La durabilité forte : enjeux épistémologiques et politiques, de l'économie écologique aux autres sciences sociales ». *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, (Vol. 10, n°1). doi : 10.4000/developpementdurable.13837. Number : Vol. 10, n°1 Publisher : Réseau « Développement durable et territoires fragiles ».
- Bolger, K. & Doyon, A. (2019). Circular cities : exploring local government strategies to facilitate a circular economy. *European Planning Studies*, 27(11), 2184–2205. doi : 10.1080/09654313.2019.1642854.
- Bringezu, S. (2015). Possible Target Corridor for Sustainable Use of Global Material Resources. *Resources*, 4(1), 25–54. doi : 10.3390/resources4010025. Number : 1 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.

- Bulkeley, H., Edwards, G. A. S. & Fuller, S. (2014). Contesting climate justice in the city : Examining politics and practice in urban climate change experiments. *Global Environmental Change*, 25, 31–40. doi : 10.1016/j.gloenvcha.2014.01.009.
- Byrne, J., Glover, L. & Martinez, C. (s.d.). *Environmental Justice : Discourses in International Political Economy*. Transaction Pub. Repéré à <https://books.google.ca/books?id=d6EJpqeeteAC>.
- C40 Cities. (2017). *Consumption based GHG emissions of C40 cities*. Repéré à <https://www.c40.org/researches/consumption-based-emissions>.
- C40 Cities. (2019). The future of urban consumption in a 1.5°C world - Headline report. Repéré le 2020-08-31 à https://c40-production-images.s3.amazonaws.com/press_releases/images/361_C40_CBE_MainReport_250719.original.pdf?1564075084.
- C40 Cities. (s.d.). Cities Race to Zero. Repéré le 2022-02-11 à <https://www.c40.org/what-we-do/building-a-movement/cities-race-to-zero/>.
- C40 Cities & ARUP. (2016). *Deadline 2020 - How cities will get the job done*. Repéré le 2020-07-24 à <https://www.c40.org/researches/deadline-2020>.
- California Air Resources Board, California Climate Action Registry, ICLEI-Local Governments for Sustainability & The Climate Registry. (2010). *Local Government Operations Protocol For the quantification and reporting of greenhouse gas emissions inventories - Version 1.1*. Repéré à https://s3.amazonaws.com/iclei-usa-resources/lgo_protocol_v1_1_2010-05-03.pdf.
- Calisto Friant, M., Vermeulen, W. J. V. & Salomone, R. (2020). A typology of circular economy discourses : Navigating the diverse visions of a contested paradigm. *Resources, Conservation and Recycling*, 161, 104917. doi : 10.1016/j.resconrec.2020.104917.
- Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J. M. & Abel, N. (2001). From Metaphor to Measurement : Resilience of What to What ? *Ecosystems*, 4(8), 765–781. doi : 10.1007/s10021-001-0045-9.
- Chambers, J. C., Allen, C. R. & Cushman, S. A. (2019). Operationalizing Ecological Resilience Concepts for Managing Species and Ecosystems at Risk. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 241. doi : 10.3389/fevo.2019.00241.
- Champkin, J. (2014). The champagne glass effect. *Significance*, 11(1), 39–41. doi : 10.1111/j.1740-9713.2014.00726.x.

- Chen, G., Shan, Y., Hu, Y., Tong, K., Wiedmann, T., Ramaswami, A., Guan, D., Shi, L. & Wang, Y. (2019). Review on City-Level Carbon Accounting. *Environmental Science & Technology*, 53(10), 5545–5558. doi : 10.1021/acs.est.8b07071.
- Circle Economy. (2021a). *The Circularity Gap Report 2021*.
- Circle Economy. (2021b). *Rapport sur l'indice de circularité de l'économie - Québec*. Repéré le 2021-05-31 à <https://www.quebeccirculaire.org/data/sources/users/5777/20210526122651-rapport-indice-circularite-fr.pdf#viewer.action=download>.
- Circular Cities and Regions Initiative. (s.d.). Peer-to-Peer Network. Repéré le 2022-02-02 à <https://canadiancircularcities.ca/p2p-network/Pages/default.aspx>.
- City of Amsterdam. (2020). *Amsterdam Circular Monitor*.
- City of Toronto, Circle Economy & David Suzuki Fondation. (2021). Baselineing for a Circular Toronto. 47.
- City of Vancouver. (2012). *Greenest City - 2020 Action Plan*. Repéré le 2022-04-28 à <https://vancouver.ca/files/cov/Greenest-city-action-plan.pdf>.
- CNCA. (2018). *GAME CHANGERS : Bold Actions by Cities to Accelerate Progress Toward Carbon Neutrality*. Repéré le 2022-02-03 à <http://carbonneutralcities.org/wp-content/uploads/2018/09/CNCA-Game-Changers-Report-2018.pdf>.
- Corvellec, H., Stowell, A. F. & Johansson, N. (2021). Critiques of the circular economy. *Journal of Industrial Ecology*, jiec.13187. doi : 10.1111/jiec.13187.
- Cossell, L., Iacaruso, M. F., Muir, D. R., Houlton, R., Sader, E. N., Ko, H., Hofer, S. B. & Mrsic-Flogel, T. D. (2015). Functional organization of excitatory synaptic strength in primary visual cortex. *Nature*, 518(7539), 399–403. doi : 10.1038/nature14182.
- Credit Suisse Research Institute. (2021). *The Global Wealth report 2021*.
- Cui, X. (2018). How can cities support sustainability : A bibliometric analysis of urban metabolism. *Ecological Indicators*, 93, 704–717. doi : 10.1016/j.ecolind.2018.05.056.
- Currie, P. K. & Musango, J. K. (2017). African Urbanization : Assimilating Urban Metabolism into Sustainability Discourse and Practice : African Urbanization. *Journal of Industrial Ecology*, 21(5), 1262–1276. doi : 10.1111/jiec.12517.

- Davidson, K., Coenen, L., Acuto, M. & Gleeson, B. (2019). Reconfiguring urban governance in an age of rising city networks : A research agenda :. *Urban Studies*. doi : 10.1177/0042098018816010. Publisher : SAGE PublicationsSage UK : London, England.
- de Freytas-Tamura, K. (2017). For Dignity and Development, East Africa Curbs Used Clothes Imports. *The New York Times*. Repéré à <https://www.nytimes.com/2017/10/12/world/africa/east-africa-rwanda-used-clothing.html>.
- Dell, S. (2021). Vaccine inequity : Countries fail at ‘global solidarity’. *University World News - Africa Edition*. Repéré à <https://www.universityworldnews.com/post.php?story=20211124153120458>.
- Deshmukh, A. (2021). This Simple Chart Reveals the Distribution Of Global Wealth. *Visual Capitalist*. Repéré à <https://www.visualcapitalist.com/distribution-of-global-wealth-chart/>.
- Desing, H., Brunner, D., Takacs, F., Nahrath, S., Frankenberger, K. & Hirschier, R. (2020). A circular economy within the planetary boundaries : Towards a resource-based, systemic approach. *Resources, Conservation and Recycling*, 155, 104673. doi : 10.1016/j.resconrec.2019.104673.
- Destek, M. A. & Sarkodie, S. A. (2019). Investigation of environmental Kuznets curve for ecological footprint : The role of energy and financial development. *Science of The Total Environment*, 650, 2483–2489. doi : 10.1016/j.scitotenv.2018.10.017.
- Dietz, S. & Neumayer, E. (2007). Weak and strong sustainability in the SEEA : Concepts and measurement. *Ecological Economics*, 61(4), 617–626. doi : 10.1016/j.ecolecon.2006.09.007.
- Dijst, M., Worrell, E., Böcker, L., Brunner, P., Davoudi, S., Geertman, S., Harmsen, R., Helbich, M., Holtslag, A. A. M., Kwan, M.-P., Lenz, B., Lyons, G., Mokhtarian, P. L., Newman, P., Perrels, A., Ribeiro, A. P., Rosales Carreón, J., Thomson, G., Urge-Vorsatz, D. & Zeyringer, M. (2018). Exploring urban metabolism—Towards an interdisciplinary perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 132, 190–203. doi : 10.1016/j.resconrec.2017.09.014.
- Doheny, M. (2022). *Square Foot Costs - with RSMeans Data* (éd. 43).
- Dong, H., Fujita, T., Geng, Y., Dong, L., Ohnishi, S., Sun, L., Dou, Y. & Fujii, M. (2016). A review on eco-city evaluation methods and highlights for integration. *Ecological Indicators*, 60, 1184–1191. doi : 10.1016/j.ecolind.2015.08.044.

- Doughnut Economics Action Lab, Biomimicry 3.8, C40 Cities & Circle Economy. (2020). *Creating City Portraits - A methodological guide from The Thriving Cities Initiative*. Repéré le 2020-11-19 à https://c40.my.salesforce.com/sfc/p/#36000001Enhz/a/1Q000000kVxB/fbfzB3ljocdII7TznSB3u_gMH1aiA7K94DI1USweeCg.
- Dubois, G., Sovacool, B., Aall, C., Nilsson, M., Barbier, C., Herrmann, A., Bruyère, S., Andersson, C., Skold, B., Nadaud, F., Dorner, F., Moberg, K. R., Ceron, J. P., Fischer, H., Amelung, D., Baltruszewicz, M., Fischer, J., Benevise, F., Louis, V. R. & Sauerborn, R. (2019). It starts at home? Climate policies targeting household consumption and behavioral decisions are key to low-carbon futures. *Energy Research & Social Science*, 52, 144–158. doi : 10.1016/j.erss.2019.02.001.
- d'Amour, C. B., Reitsma, F., Baiocchi, G., Barthel, S., Güneralp, B., Erb, K.-H., Haberl, H., Creutzig, F. & Seto, K. C. (2017). Future urban land expansion and implications for global croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(34), 8939–8944. doi : 10.1073/pnas.1606036114. ISBN : 9781606036112 Publisher : National Academy of Sciences Section : Social Sciences.
- Elia, V., Gnani, M. G. & Tornese, F. (2017). Measuring circular economy strategies through index methods : A critical analysis. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2741–2751. doi : 10.1016/j.jclepro.2016.10.196.
- Ellen MacArthur Foundation. (2017). *Cities in the Circular Economy : An Initial Exploration*. Repéré à <https://ellenmacarthurfoundation.org/cities-in-the-circular-economy-an-initial-exploration>.
- Elliot, T., Rugani, B., Almenar, J. B. & Niza, S. (2018). A Proposal to Integrate System Dynamics and Carbon Metabolism for Urban Planning. *Procedia CIRP*, 69, 78–82. doi : 10.1016/j.procir.2017.10.003.
- Elmqvist, T., Andersson, E., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Olsson, P., Gaffney, O., Takeuchi, K. & Folke, C. (2019). Sustainability and resilience for transformation in the urban century. *Nature Sustainability*, 2(4), 267–273. doi : 10.1038/s41893-019-0250-1.
- Énergir. (s.d.). Organismes réglementaires. Repéré le 2022-01-03 à <https://www.energir.com/fr/a-propos/lentreprise/gouvernance/organismes-reglementaires/>.
- European Commission Statistical Office of the European Union. (2018). *Economy-wide material flow accounts handbook : 2018 edition*. LU : Publications Office. Repéré à <https://data.europa.eu/doi/10.2785/158567>.

- Eyong, C. & Foy, I. (2006). Towards alternative strategies for sustainable development in Africa. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 1(2), 133–156. doi : 10.2495/SDP-V1-N2-133-156.
- Fang, K., Heijungs, R., Duan, Z. & De Snoo, G. R. (2015). The Environmental Sustainability of Nations : Benchmarking the Carbon, Water and Land Footprints against Allocated Planetary Boundaries. *Sustainability*, 7(8), 11285–11305. doi : 10.3390/su70811285. Number : 8 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Folke, A. C., Jansson, A., Larsson, J. & Costanza, R. (1997). Ecosystem Appropriation by Cities. *Ambio*, 26(3).
- Frantzeskaki, N. (2019). Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. *Environmental Science & Policy*, 93, 101–111. doi : 10.1016/j.envsci.2018.12.033.
- Frantzeskaki, N., Dumitru, A., Anguelovski, I., Avelino, F., Bach, M., Best, B., Binder, C., Barnes, J., Carrus, G., Egermann, M., Haxeltine, A., Moore, M.-L., Mira, R. G., Loorbach, D., Uzzell, D., Omann, I., Olsson, P., Silvestri, G., Stedman, R., Wittmayer, J., Durrant, R. & Rauschmayer, F. (2016). Elucidating the changing roles of civil society in urban sustainability transitions. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 22, 41–50. doi : 10.1016/j.cosust.2017.04.008.
- Frantzeskaki, N., Buchel, S., Spork, C., Ludwig, K. & Kok, M. T. J. (2019). The Multiple Roles of ICLEI : Intermediating to Innovate Urban Biodiversity Governance. *Ecological Economics*, 164, 106350. doi : 10.1016/j.ecolecon.2019.06.005.
- Fuhr, H. (2021). The rise of the Global South and the rise in carbon emissions. *Third World Quarterly*, 42(11), 2724–2746. doi : 10.1080/01436597.2021.1954901. Publisher : Routledge _eprint : <https://doi.org/10.1080/01436597.2021.1954901>.
- Fuhr, H., Hickmann, T. & Kern, K. (2018). The role of cities in multi-level climate governance : local climate policies and the 1.5°C target. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 30, 1–6. doi : 10.1016/j.cosust.2017.10.006.
- Galli, A. (2015). On the rationale and policy usefulness of Ecological Footprint Accounting : The case of Morocco. *Environmental Science & Policy*, 48, 210–224. doi : 10.1016/j.envsci.2015.01.008.
- Galli, A., Wiedmann, T., Ercin, E., Knoblauch, D., Ewing, B. & Giljum, S. (2012). Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a “Footprint Family” of indicators : Definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecological Indicators*, 16, 100–112. doi : 10.1016/j.ecolind.2011.06.017.

- Galli, A., Iha, K., Moreno Pires, S., Mancini, M. S., Alves, A., Zokai, G., Lin, D., Murthy, A. & Wackernagel, M. (2020). Assessing the Ecological Footprint and biocapacity of Portuguese cities : Critical results for environmental awareness and local management. *Cities*, 96, 102442. doi : 10.1016/j.cities.2019.102442.
- Genovese, A. & Pansera, M. (2021). The Circular Economy at a Crossroads : Technocratic Eco-Modernism or Convivial Technology for Social Revolution? *Capitalism Nature Socialism*, 32(2), 95–113. doi : 10.1080/10455752.2020.1763414. Publisher : Routledge _eprint : <https://doi.org/10.1080/10455752.2020.1763414>.
- Ghaemi, Z. & Smith, A. D. (2020). A review on the quantification of life cycle greenhouse gas emissions at urban scale. *Journal of Cleaner Production*, 252, 119634. doi : 10.1016/j.jclepro.2019.119634.
- Gleeson, T., Wang-Erlandsson, L., Zipper, S. C., Porkka, M., Jaramillo, F., Gerten, D., Fetzer, I., Cornell, S. E., Piemontese, L., Gordon, L. J., Rockström, J., Oki, T., Sivapalan, M., Wada, Y., Brauman, K. A., Flörke, M., Bierkens, M. F. P., Lehner, B., Keys, P., Kummu, M., Wagener, T., Dadson, S., Troy, T. J., Steffen, W., Falkenmark, M. & Famiglietti, J. S. (2020). The Water Planetary Boundary : Interrogation and Revision. *One Earth*, 2(3), 223–234. doi : 10.1016/j.oneear.2020.02.009.
- Global Covenant of Mayors. (s.d.). Home. Repéré le 2020-11-28 à <https://www.globalcovenantofmayors.org/>.
- Global Covenant of Mayors for Climate & Energy. (2020). City Climate Finance Gap Fund Launches to Support Climate-smart Urban Development. Repéré le 2022-01-06 à <https://www.globalcovenantofmayors.org/press/city-climate-finance-gap-fund-launch/>.
- Global Footprint Network. (2017). Six cities in Portugal sign on to Footprint initiative. Repéré le 2022-04-28 à <https://www.footprintnetwork.org/2017/09/22/six-cities-portugal-sign-footprint-initiative/>.
- Global Footprint Network. (2020). Past Earth Overshoot Days - Earth Overshoot Day. Repéré le 2020-11-18 à <https://www.overshootday.org/newsroom/past-earth-overshoot-days/>.
- Global Footprint Network. (s.d.a). Footprint Calculator - How many planets does it take to sustain your lifestyle? Repéré le 2022-01-25 à <http://www.footprintcalculator.org/>.
- Global Footprint Network. (s.d.b). Glossary. Repéré le 2021-12-08 à <https://www.footprintnetwork.org/resources/glossary/>.

- González-García, S., Caamaño, M. R., Moreira, M. T. & Feijoo, G. (2021). Environmental profile of the municipality of Madrid through the methodologies of Urban Metabolism and Life Cycle Analysis. *Sustainable Cities and Society*, 64, 102546. doi : 10.1016/j.scs.2020.102546.
- Goodwin, K., Wiedmann, T., Chen, G. & Teh, S. H. (2021). Benchmarking urban performance against absolute measures of sustainability – A review. *Journal of Cleaner Production*, 314, 128020. doi : 10.1016/j.jclepro.2021.128020.
- Guo, J., Yue, D., Li, K. & Hui, C. (2017). Biocapacity optimization in regional planning. *Scientific Reports*, 7(1), 41150. doi : 10.1038/srep41150. Number : 1 Publisher : Nature Publishing Group.
- Hachaichi, M. & Baouni, T. (2020). Downscaling the planetary boundaries (Pbs) framework to city scale-level : De-risking MENA region's environment future. *Environmental and Sustainability Indicators*, 5, 100023. doi : 10.1016/j.indic.2020.100023.
- Harris, S., Weinzettel, J., Bigano, A. & Källmén, A. (2020). Low carbon cities in 2050 ? GHG emissions of European cities using production-based and consumption-based emission accounting methods. *Journal of Cleaner Production*, 248, 119206. doi : 10.1016/j.jclepro.2019.119206.
- Hassan, A. M. & Lee, H. (2015). The paradox of the sustainable city : definitions and examples. *Environment, Development and Sustainability*, 17(6), 1267–1285. doi : 10.1007/s10668-014-9604-z.
- He, C., Liu, Z., Wu, J., Pan, X., Fang, Z., Li, J. & Bryan, B. A. (2021). Future global urban water scarcity and potential solutions. *Nature Communications*, 12(1), 4667. doi : 10.1038/s41467-021-25026-3.
- Hoornweg, D., Hosseini, M., Kennedy, C. & Behdadi, A. (2016). An urban approach to planetary boundaries. *Ambio*, 45(5), 567–580. doi : 10.1007/s13280-016-0764-y.
- Hui, C. (2006). Carrying capacity, population equilibrium, and environment's maximal load. *Ecological Modelling*, 192(1), 317–320. doi : 10.1016/j.ecolmodel.2005.07.001.
- Hydro-Québec. (2020). *Voir grand avec notre énergie propre - Rapport Annuel*. Repéré le 2022-01-03 à <https://www.hydroquebec.com/data/documents-donnees/pdf/rapport-annuel.pdf>.
- ICLEI. (2019). *Resilient cities, thriving cities : The evolution of urban resilience*. Bonn, Germany.

- Institut Paris Region. (2020). Note Rapide de L'institut Paris Région - N°849. Repéré à https://www.institutparisregion.fr/fileadmin/NewEtudes/000pack2/Etude_2354/NR_AmgtCirculaire.pdf.
- Institut Paris Region. (2021). BÂTIR L'AMÉNAGEMENT CIRCULAIRE - LES CARNETS PRATIQUES de L'institut PARIS région n° 12. 116.
- Institute for Global Environment Strategies, Aalto University & D-mat ltd. (2019). *1.5-Degree Lifestyles : Targets and Options for Reducing Lifestyle Carbon Footprints. Technical Report*. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan. Repéré à https://enfuze.com/wp-content/uploads/2020/06/15_degree_lifestyles_mainreport.pdf.
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Repéré à <https://doi.org/10.5281/zenodo.5657041>.
- IPCC. (2019). *Climate Change and Land - Summary for policy makers*. Repéré à https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4.-SPM_Approved_Microsite_FINAL.pdf.
- 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*. Repéré le 2021-08-17 à https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM.pdf.
- Isman, M., Archambault, M., Racette, P., Konga, C. N., Llaque, R. M., Lin, D., Iha, K. & Ouellet-Plamondon, C. M. (2018). Ecological Footprint assessment for targeting climate change mitigation in cities : A case study of 15 Canadian cities according to census metropolitan areas. *Journal of Cleaner Production*, 174, 1032–1043. doi : 10.1016/j.jclepro.2017.10.189.
- ISO. (2014). Environmental management — Water footprint — Principles, requirements and guidelines (ISO Standard No. 14046 :2014). Repéré à <https://www.iso.org/cms/render/live/en/sites/isoorg/contents/data/standard/04/32/43263.html>. Publisher : International Organization for Standardization.
- Kalbar, P. P., Birkved, M., Karmakar, S., Nygaard, S. E. & Hauschild, M. (2017). Can carbon footprint serve as proxy of the environmental burden from urban consumption patterns ? *Ecological Indicators*, 74, 109–118. doi : 10.1016/j.ecolind.2016.11.022.
- Kareem, B., Lwasa, S., Tugume, D., Mukwaya, P., Walubwa, J., Owuor, S., Kasaija, P., Sseviiri, H., Nsangi, G. & Byarugaba, D. (2020). Pathways for resilience to climate change in African cities. *Environmental Research Letters*, 15(7), 073002. doi : 10.1088/1748-9326/ab7951. Publisher : IOP Publishing.

- Kennedy, C., Cuddihy, J. & Engel-Yan, J. (2007). The Changing Metabolism of Cities. *Journal of Industrial Ecology*, 11(2), 43–59. doi : 10.1162/jie.2007.1107.
- Khalil, H. A. E. E. & Al-Ahwal, A. (2020). Reunderstanding Cairo through urban metabolism : Formal versus informal districts resource flow performance in fast urbanizing cities. *Journal of Industrial Ecology*, jiec.13056. doi : 10.1111/jiec.13056.
- Kissinger, M. & Rees, W. (2010). An interregional ecological approach for modelling sustainability in a globalizing world—Reviewing existing approaches and emerging directions. *Ecological Modelling*, 221(21), 2615–2623. doi : 10.1016/j.ecolmodel.2010.07.003.
- Kissinger, M., Rees, W. & Timmer, V. (2011). Interregional sustainability : governance and policy in an ecologically interdependent world. *Environmental Science & Policy*, 14(8), 965–976. doi : 10.1016/j.envsci.2011.05.007.
- Lavigne, C. [Publisher : Radio-Canada.ca]. (2022). Les sales secrets du recyclage du papier canadien. Repéré le 2022-02-09 à <https://ici.radio-canada.ca/recit-numerique/3600/papier-pollution-inde-recyclage>.
- Lees, N. (2021). The Brandt Line after forty years : The more North–South relations change, the more they stay the same? *Review of International Studies*, 47(1), 85–106. doi : 10.1017/S026021052000039X. Publisher : Cambridge University Press.
- Lemire Gaumont, p. (2017). *L'adoption de redevances sur le développement au Québec : Comment y intégrer les objectifs d'aménagement du territoire ?* (Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke). Repéré à https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/10638/Lemire_Gaumont_Pascale_MEnv_2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- Leontief, W. (1970). Environmental Repercussions and the Economic Structure : An Input-Output Approach. *The Review of Economics and Statistics*, 52(3), 262–271. doi : 10.2307/1926294. Publisher : The MIT Press.
- Lewis, S. L. & Maslin, M. A. (2015). Defining the Anthropocene. *Nature*, 519(7542), 171–180. doi : 10.1038/nature14258.
- Li, M., Wiedmann, T., Liu, J., Wang, Y., Hu, Y., Zhang, Z. & Hadjikakou, M. (2020). Exploring consumption-based planetary boundary indicators : An absolute water footprinting assessment of Chinese provinces and cities. *Water Research*, 184, 116163. doi : 10.1016/j.watres.2020.116163.
- Li, M., Wiedmann, T., Fang, K. & Hadjikakou, M. (2021). The role of planetary boundaries in assessing absolute environmental sustainability across scales. *Environment International*, 152, 106475. doi : 10.1016/j.envint.2021.106475.

- Liu, Z., Ren, Y., Shen, L., Liao, X., Wei, X. & Wang, J. (2020). Analysis on the effectiveness of indicators for evaluating urban carrying capacity : A popularity-suitability perspective. *Journal of Cleaner Production*, 246, 119019. doi : 10.1016/j.jclepro.2019.119019.
- Lombardi, M., Laiola, E., Tricase, C. & Rana, R. (2017). Assessing the urban carbon footprint : An overview. *Environmental Impact Assessment Review*, 66, 43–52. doi : 10.1016/j.eiar.2017.06.005.
- Lonca, G., Muggéo, R., Imbeault-Tétreault, H., Bernard, S. & Margni, M. (2018). Does material circularity rhyme with environmental efficiency ? Case studies on used tires. *Journal of Cleaner Production*, 183, 424–435. doi : 10.1016/j.jclepro.2018.02.108.
- Länderarbeitskreis Energiebilanzen. (s.d.). Methodik der CO₂-Bilanzen. Repéré le 2021-04-05 à <http://www.lak-energiebilanzen.de/methodik-der-co2-bilanzen/>.
- Lévêque, C. & Muxard, T. (2004). Anthrosystème. Repéré à <https://wiki.parisgeo.cnrs.fr/pdf/test8.php?id=270>.
- Maguire, R. & Jiang, X. (2015). Emerging Powerful Southern Voices : Role of BASIC Nations in Shaping Climate Change Mitigation Commitments. Dans Alam, S., Atapattu, S., Gonzalez, C. G. & Razzaque, J. (Éds.), *International Environmental Law and the Global South* (pp. 214–236). Cambridge University Press. doi : 10.1017/CBO9781107295414.011.
- Maranghi, S., Parisi, M. L., Facchini, A., Rubino, A., Kordas, O. & Basosi, R. (2020). Integrating urban metabolism and life cycle assessment to analyse urban sustainability. *Ecological Indicators*, 112, 106074. doi : 10.1016/j.ecolind.2020.106074.
- Marchese, D., Reynolds, E., Bates, M. E., Morgan, H., Spierre Clark, S. & Linkov, I. (2018). Resilience and sustainability : Similarities and differences in environmental management applications | Elsevier Enhanced Reader. *Science of The Total Environment*. doi : 10.1016/j.scitotenv.2017.09.086.
- Masson-Delmotte, V. & Larroustou, P. (2021). Le rapport qui annonce l’apocalypse ? Valérie Masson-Delmotte et Pierre Larroustou. Repéré à <https://www.youtube.com/watch?v=9X4bV9fYkfs>.
- Mauree, D., Naboni, E., Coccolo, S., Perera, A., Nik, V. M. & Scartezzini, J.-L. (2019). A review of assessment methods for the urban environment and its energy sustainability to guarantee climate adaptation of future cities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 112, 733–746. doi : 10.1016/j.rser.2019.06.005.

- McDonald, R. I., Mansur, A. V., Ascensão, F., Colbert, M., Crossman, K., Elmqvist, T., Gonzalez, A., Güneralp, B., Haase, D., Hamann, M., Hillel, O., Huang, K., Kahnt, B., Maddox, D., Pacheco, A., Pereira, H. M., Seto, K. C., Simkin, R., Walsh, B., Werner, A. S. & Ziter, C. (2020). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 3(1), 16–24. doi : 10.1038/s41893-019-0436-6.
- McKinsey & Company. (2016). *URBAN WORLD : THE GLOBAL CONSUMERS TO WATCH*. Repéré le 2021-06-16 à <https://www.mckinsey.com/~media/mckinsey/featured%20insights/urbanization/urban%20world%20the%20global%20consumers%20to%20watch/urban-world-global-consumers-executive-summary.pdf>.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. & Behrens, W. W. I. (1972). *The Limits to Growth. A report to the Club of Rome's project on the predicament of mankind*.
- Melbourne, R. (s.d.). About Regen Melbourne. Repéré le 2022-02-11 à <https://www.regen.melbourne>.
- Menton, M., Larrea, C., Latorre, S., Martinez-Alier, J., Peck, M., Temper, L. & Walter, M. (2020). Environmental justice and the SDGs : from synergies to gaps and contradictions. *Sustainability Science*, 15(6), 1621–1636. doi : 10.1007/s11625-020-00789-8.
- Merino-Saum, A., Halla, P., Superti, V., Boesch, A. & Binder, C. (2020). Indicators for urban sustainability : Key lessons from a systematic analysis of 67 measurement initiatives. *Ecological Indicators*, 119. doi : 10.1016/j.ecolind.2020.106879.
- Merriam-Webster. (s.d.). Entropy. Repéré le 2021-11-24 à <https://www.merriam-webster.com/dictionary/entropy>.
- Mi, Z., Zheng, J., Meng, J., Zheng, H., Li, X., Coffman, D., Woltjer, J., Wang, S. & Guan, D. (2019). Carbon emissions of cities from a consumption-based perspective. *Applied Energy*, 235, 509–518. doi : 10.1016/j.apenergy.2018.10.137.
- Mirabella, N. & Allacker, K. (2021). Urban GHG accounting : discrepancies, constraints and opportunities. *Buildings and Cities*, 2(1), 21–35. doi : 10.5334/bc.50. Number : 1 Publisher : Ubiquity Press.
- Mirabella, N., Allacker, K. & Sala, S. (2019). Current trends and limitations of life cycle assessment applied to the urban scale : critical analysis and review of selected literature. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(7), 1174–1193. doi : 10.1007/s11367-018-1467-3.

- Moore, D., Cranston, G., Reed, A. & Galli, A. (2012). Projecting future human demand on the Earth's regenerative capacity. *Ecological Indicators*, 16, 3–10. doi : 10.1016/j.ecolind.2011.03.013.
- Moore, J. (2013). *Getting serious about sustainability : exploring the potential for One planet living in Vancouver*. (Ph.D., University of British Columbia, Vancouver).
- Moore, J. (2015). Ecological Footprints and Lifestyle Archetypes : Exploring Dimensions of Consumption and the Transformation Needed to Achieve Urban Sustainability. *Sustainability*, 7(4), 4747–4763. doi : 10.3390/su7044747. Number : 4 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Moore, J. & Rees, W. (2013). Getting to One-Planet Living. Dans *State of the World Report : Is sustainability still possible ?* Washington, DC, USA, : The Worldwatch Institute. Repéré à http://library.uniteddiversity.coop/More_Books_and_Reports/State_of_the_World/State_of_the_World_2013-Is_Sustainability_Still_Possible.pdf.
- Moore, J., Kissinger, M. & Rees, W. (2013). An urban metabolism and ecological footprint assessment of Metro Vancouver. *Journal of Environmental Management*, 124, 51–61. doi : 10.1016/j.jenvman.2013.03.009.
- Moran, D., Kanemoto, K., Jiborn, M., Wood, R., Többen, J. & Seto, K. C. (2018). Carbon footprints of 13 000 cities. *Environmental Research Letters*, 13(6), 064041. doi : 10.1088/1748-9326/aac72a.
- Moreno-Monroy, A. I., Schiavina, M. & Veneri, P. (2021). Metropolitan areas in the world. Delineation and population trends. *Journal of Urban Economics*, 125, 103242. doi : 10.1016/j.jue.2020.103242.
- Morée, A. L., Beusen, A. H. W., Bouwman, A. F. & Willems, W. J. (2013). Exploring global nitrogen and phosphorus flows in urban wastes during the twentieth century. *Global Biogeochemical Cycles*, 27(3), 836–846. doi : 10.1002/gbc.20072. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/gbc.20072>.
- Musango, J., Currie, P. & Robinson, B. (2017). *Urban metabolism for resource efficient cities : from theory to implementation*. Paris. Repéré le 2021-01-22 à <https://resourceefficientcities.org/wp-content/uploads/2017/09/Urban-Metabolism-for-Resource-Efficient-Cities.pdf>.
- Nagendra, H., Bai, X., Brondizio, E. S. & Lwasa, S. (2018). The urban south and the predicament of global sustainability. *Nature Sustainability*, 1(7), 341–349. doi : 10.1038/s41893-018-0101-5.

- Naredo, J. M. (2004). Sobre el origen, el uso y el contenido del término sostenible. doi : <https://doi.org/10.20868/ciur.2004.41.1032>.
- Nations Unies. [A/RES/71/256*]. (2017). Nouveau Programme pour les Villes. Repéré le 2022-01-04 à <https://habitat3.org/the-new-urban-agenda/>.
- Neumayer, E. (2003). *Weak versus strong sustainability : exploring the limits of two opposing paradigms* (éd. Edward Elgar Publishing).
- New York City Office of Environmental Coordination. (s.d.). About - OEC. Repéré le 2022-01-29 à <https://www1.nyc.gov/site/oec/about/about.page>.
- Noiva, K., Fernández, J. E. & Wescoat, J. L. (2016). Cluster analysis of urban water supply and demand : Toward large-scale comparative sustainability planning. *Sustainable Cities and Society*, 27, 484–496. doi : 10.1016/j.scs.2016.06.003.
- OCDE. (2012). Chapitre 5 : Eau. Dans *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050 LES CONSÉQUENCES DE L'INACTION*. Repéré à <https://www.oecd.org/fr/env/indicateurs-modelisation-perspectives/49848948.pdf>.
- of Amsterdam, C. (2020). *Circular 2020-2025 Strategy*.
- Ortega-Montoya, C. Y. & Johari, A. (2020). Urban Ecological Footprints. Dans Leal Filho, W., Marisa Azul, A., Brandli, L., Gökçin Özuyar, P. & Wall, T. (Éds.), *Sustainable Cities and Communities* (pp. 812–824). Cham : Springer International Publishing. doi : 10.1007/978-3-319-95717-3_76.
- Panayotou, T. (1993). *Empirical tests and policy analysis of environmental degradation at different stages of economic development* (Rapport n°992927783402676). Repéré à <https://ideas.repec.org/p/ilo/ilowps/992927783402676.html>.
- Parkinson, S. (2021). Guiding urban water management towards 1.5 °C. *npj Clean Water*, 4(1), 1–6. doi : 10.1038/s41545-021-00126-1.
- Paterson, W., Rushforth, R., Ruddell, B., Konar, M., Ahams, I., Gironás, J., Mijic, A. & Mejia, A. (2015). Water Footprint of Cities : A Review and Suggestions for Future Research. *Sustainability*, 7(7), 8461–8490. doi : 10.3390/su7078461.
- Pelenc, J., Ballet, J. & Dedeurwaerdere, T. (2015). Weak Sustainability versus Strong Sustainability. 4.
- Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J. & Common, M. (2003). *Natural Resource and Environmental Economics - Third edition* (éd. Pearson Education Limited).

- Petersen, B., Stuart, D. & Gunderson, R. (2019). Reconceptualizing Climate Change Denial : Ideological Denialism Misdiagnoses Climate Change and Limits Effective Action. *Human Ecology Review*, 25(2), 117–141. doi : 10.22459/HER.25.02.2019.08.
- Pierce, J. R., Barton, M. A., Tan, M. M. J., Oertel, G., Halder, M. D., Lopez-Guijosa, P. A. & Nuttall, R. (2020). Actions, indicators, and outputs in urban biodiversity plans : A multinational analysis of city practice. *PLOS ONE*, 15(7), e0235773. doi : 10.1371/journal.pone.0235773.
- Piketty, T. (2019). *Capital et idéologie* (éd. Seuil). Paris.
- Pincetl, S. (2017). Cities in the age of the Anthropocene : Climate change agents and the potential for mitigation. *Anthropocene*, 20, 74–82. doi : 10.1016/j.ancene.2017.08.001.
- Princen, T. (2010). Speaking of sustainability : the potential of metaphor. *Sustainability : Science, Practice and Policy*, 6(2), 60–65. doi : 10.1080/15487733.2010.11908050.
- Proag, V. (2014). The Concept of Vulnerability and Resilience. *Procedia Economics and Finance*, 8.
- Purvis, B., Mao, Y. & Robinson, D. (2019). Three pillars of sustainability : in search of conceptual origins. *Sustainability Science*, 14(3), 681–695. doi : 10.1007/s11625-018-0627-5.
- Raworth, K. (2017). *Doughnut Economics : Seven Ways to Think Like a 21st-Century Economist*. Random House.
- Rees, W. (1989). Defining Sustainable Development. *CHS Research Bulletin*. Repéré à https://scarp.ubc.ca/sites/scarp.ubc.ca/files/1989%20May_Defining%20Sustainable%20Devt_Rees.pdf.
- Rees, W. (1992). Ecological footprints and appropriated carrying capacity : what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization*, 4(2), 121–130. doi : 10.1177/095624789200400212. Publisher : SAGE Publications Ltd.
- Rees, W. (2010). What's blocking sustainability ? Human nature, cognition, and denial. *Sustainability : Science, Practice and Policy*, 6(2), 13–25. doi : 10.1080/15487733.2010.11908046.
- Rees, W. (2012). Cities as Dissipative Structures : Global Change and the Vulnerability of Urban Civilization. Dans Weinstein, M. P. & Turner, R. E. (Éds.), *Sustainability Science : The Emerging Paradigm and the Urban Environment* (pp. 247–273). New York, NY : Springer New York. doi : 10.1007/978-1-4614-3188-6_12.

- Rees, W. (2020). Ecological economics for humanity's plague phase. *Ecological Economics*, 169. doi : 10.1016/j.ecolecon.2019.106519.
- Ribon, B., Badariotti, D. & Kahn, R. (2018). Fondements des analyses de flux de matières et d'énergie et typologies d'applications pour la gouvernance des territoires et des organisations. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 18 numéro 2). doi : 10.4000/vertigo.20822. Number : Volume 18 numéro 2 Publisher : Les éditions en environnements VertigO.
- Ripple, W., Wolf, C., Galetti, M., Newsome, T., Alamgir, M., Crist, E. & countries, . s. s. f. . (2017). World scientists' warning to humanity : a second notice. *BioScience*, 67(12), 1026–1028.
- Ritchie, H. (2020). Half of the world's habitable land is used for agriculture. Repéré le 2022-01-03 à <https://ourworldindata.org/global-land-for-agriculture>.
- Ritchie, H. & Roser, M. (2018). Urbanization. *Our World in Data*. Repéré à <https://ourworldindata.org/urbanization>.
- Ritchie, H., Roser, M. & Rosado, P. (2020). CO and Greenhouse Gas Emissions. *Our World in Data*. Repéré à <https://ourworldindata.org/co2-emissions>.
- Rogelj, J., Shindell, D., Jiang, K., Fifita, S., Forster, P., Ginzburg, V., Handa, C., Kobayashi, S., Kriegler, E., Mundaca, L., Séférian, R., Vilariño, M. V., Calvin, K., Emmerling, J., Fuss, S., Gillett, N., He, C., Hertwich, E., Höglund-Isaksson, L., Huppmann, D., Luderer, G., McCollum, D. L., Meinshausen, M., Millar, R., Popp, A., Purohit, P., Riahi, K., Ribes, A., Saunders, H., Schädel, C., Smith, P., Trutnevyte, E., Xiu, Y., Zhou, W., Zickfeld, K., Flato, G., Fuglestvedt, J., Mrabet, R. & Schaeffer, R. (2019). Mitigation Pathways Compatible with 1.5°C in the Context of Sustainable Development. 82.
- Ruggerio, C. A. (2021). Sustainability and sustainable development : A review of principles and definitions. *Science of The Total Environment*, 786, 147481. doi : 10.1016/j.scitotenv.2021.147481.
- Sala, S., Crenna, E., Secchi, M. & Sanyé-Mengual, E. (2020). Environmental sustainability of European production and consumption assessed against planetary boundaries. *Journal of Environmental Management*, 269, 110686. doi : 10.1016/j.jenvman.2020.110686.
- Sampson, R. J. (2017). Urban sustainability in an age of enduring inequalities : Advancing theory and econometrics for the 21st-century city. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(34), 8957–8962. doi : 10.1073/pnas.1614433114. Publisher : National Academy of Sciences Section : Perspective.

- Sanches, T. L. & Bento, N. V. S. (2020). Urban Metabolism : A Tool to Accelerate the Transition to a Circular Economy. Dans Leal Filho, W., Marisa Azul, A., Brandli, L., Gökçin Özuyar, P. & Wall, T. (Éds.), *Sustainable Cities and Communities* (pp. 860–876). Cham : Springer International Publishing. doi : 10.1007/978-3-319-95717-3_117.
- Schröder, P., Bengtsson, M., Cohen, M., Dewick, P., Hofstetter, J. & Sarkis, J. (2019). Degrowth within – Aligning circular economy and strong sustainability narratives. *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 190–191. doi : 10.1016/j.resconrec.2019.03.038.
- Schrödinger, E. (1958). *What is Life ? The Physical Aspect of the Living Cell with Mind and Matter & Autobiographical Sketches*. Repéré le 2021-11-24 à <http://strangebeautiful.com/other-texts/schrodinger-what-is-life-mind-matter-auto-sketches.pdf>.
- Seto, K., Dhakal, S., Blanco, H., Delgado, G., Dewar, D., Huang, L., Inaba, A., Kansal, A., Lwasa, S., McMahon, J., Müller, D., Murakami, J., Nagendra, H. & Ramaswami, A. (2014). Human settlements, infrastructure and spatial planning. Dans *Climate Change 2014 Mitigation of Climate Change : Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge : Cambridge University Press. doi : 10.1017/CBO9781107415416.
- Shift Project. (2020). *Plan de transformation de l'économie française*. Repéré le 2022-02-14 à https://theshiftproject.org/wp-content/uploads/2021/10/PTEF_web.pdf.
- Spaiser, V., Ranganathan, S., Swain, R. B. & Sumpter, D. J. T. (2017). The sustainable development oxymoron : quantifying and modelling the incompatibility of sustainable development goals. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 24(6), 457–470. doi : 10.1080/13504509.2016.1235624. Publisher : Taylor & Francis _eprint : <https://doi.org/10.1080/13504509.2016.1235624>.
- Spiliotopoulou, M. (2021). *Sustainable community development through the conceptual lens of productivity*. (PhD Thesis, Environment : School of Resource and Environmental Management). Repéré à <https://summit.sfu.ca/item/21298>.
- Spratt, D., Dunlop, I. & Taylor, L. (2020). *Climate Reality Check 2020* (éd. Breakthrough – National Centre for Climate Restoration). Repéré à https://469804a7-ae0f-4ba4-926a-0f4778d88216.filesusr.com/ugd/148cb0_c4cb345518ad4669bafa7c31d205edf4.pdf.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., Vries, W. d., Wit, C. A. d., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B. & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries : Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223). doi : 10.1126/science.1259855. Publisher : American Association for the Advancement of Science Section : Research Article.

- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T. M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C. P., Barnosky, A. D., Cornell, S. E., Crucifix, M., Donges, J. F., Fetzer, I., Lade, S. J., Scheffer, M., Winkelmann, R. & Schellnhuber, H. J. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33), 8252–8259. doi : 10.1073/pnas.1810141115.
- Stein, A., Wickel, M. & Zengerling, C. (2018). *CLIMATIC IMPACT OF RESIDENTIAL BUILDINGS - An Examination of Greenhouse Gas Emissions in the Residential Building Sector, Factors that influence Energy Use and the Energy Saving Potentials analysed for the Borough Altona in Hamburg*. (Thèse de doctorat). Repéré à https://repos.hcu-hamburg.de/bitstream/hcu/165/1/Stein_Annika_Master_20181218.pdf.
- Stephan, A. & Athanassiadis, A. (2017). Quantifying and mapping embodied environmental requirements of urban building stocks. *Building and Environment*, 114, 187–202. doi : 10.1016/j.buildenv.2016.11.043.
- Stoeglehner, G. & Narodoslawsky, M. (2008). Implementing ecological footprinting in decision-making processes. *Land Use Policy*, 25(3), 421–431. doi : 10.1016/j.landusepol.2007.10.002.
- Swilling, M., Hajer, M., Baynes, T., Bergesen, J., Labbé, F., Musango, J., Ramaswami, A., Robinson, B., Salat, S., Suh, S., Currie, P., Fang, A., Hanson, A., Kruit, K., Reiner, M., Smit, S. & Tabory, S. (2018). *The Weight of Cities : Resource Requirements of Future Urbanization*. the International Resource Panel. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Świąder, M. (2018). The implementation of the concept of environmental carrying capacity into spatial management of cities : A review. *Management of Environmental Quality : An International Journal*, 29(6), 1059–1074. doi : 10.1108/MEQ-03-2018-0049. Publisher : Emerald Publishing Limited.
- Świąder, M., Szewrański, S., Kazak, J. K., Van Hoof, J., Lin, D., Wackernagel, M. & Alves, A. (2018). Application of Ecological Footprint Accounting as a Part of an Integrated Assessment of Environmental Carrying Capacity : A Case Study of the Footprint of Food of a Large City. *Resources*, 7(3), 52. doi : 10.3390/resources7030052. Number : 3 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Świąder, M., Lin, D., Szewrański, S., Kazak, J. K., Iha, K., van Hoof, J., Belčáková, I. & Altioik, S. (2020). The application of ecological footprint and biocapacity for environmental carrying capacity assessment : A new approach for European cities. *Environmental Science & Policy*, 105, 56–74. doi : 10.1016/j.envsci.2019.12.010.

- Södersten, C.-J., Wood, R. & Wiedmann, T. (2020). The capital load of global material footprints. *Resources, Conservation and Recycling*, 158, 104811. doi : 10.1016/j.resconrec.2020.104811.
- Tan, L. M., Arbabi, H., Brockway, P. E., Densley Tingley, D. & Mayfield, M. (2019). An ecological-thermodynamic approach to urban metabolism : Measuring resource utilization with open system network effectiveness analysis. *Applied Energy*, 254, 113618. doi : 10.1016/j.apenergy.2019.113618.
- Tan, S., Yang, J., Yan, J., Lee, C., Hashim, H. & Chen, B. (2017). A holistic low carbon city indicator framework for sustainable development. *Applied Energy*, 185, 1919–1930. doi : 10.1016/j.apenergy.2016.03.041.
- The British Standards Institution. (2014). *Application of PAS 2070 – London, United Kingdom : An assessment of greenhouse gas emissions of a city.*
- Tian, Y. & Sun, C. (2018). Comprehensive carrying capacity, economic growth and the sustainable development of urban areas : A case study of the Yangtze River Economic Belt. *Journal of Cleaner Production*, 195, 486–496. doi : 10.1016/j.jclepro.2018.05.262.
- Tonne, C., Adair, L., Adlakha, D., Anguelovski, I., Belesova, K., Berger, M., Brelsford, C., Dadvand, P., Dimitrova, A., Giles-Corti, B., Heinz, A., Mehran, N., Nieuwenhuijsen, M., Pelletier, F., Ranzani, O., Rodenstein, M., Rybski, D., Samavati, S., Satterthwaite, D., Schöndorf, J., Schreckenber, D., Stollmann, J., Taubenböck, H., Tiwari, G., van Wee, B. & Adli, M. (2021). Defining pathways to healthy sustainable urban development. *Environment International*, 146, 106236. doi : 10.1016/j.envint.2020.106236.
- Tremblay-Racicot, F., Prémont, M.-C., Jobidon, N. & Déry, S. (2020). *Les nouveaux pouvoirs municipaux de prélèvements monétaires et la transition énergétique en aménagement du territoire et transport terrestre : état des lieux.* Repéré le 2021-09-22 à https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/publications/ENAP-Livvable-3_VP.pdf.
- Trigaux, D., Allacker, K. & Troyer, F. (2016). *Critical Analysis of Sustainability Scoring Tools for Neighbourhoods, Based on a Life Cycle Approach.* doi : 10.3218/3774-6_85.
- Ulucak, R. & Bilgili, F. (2018). A reinvestigation of EKC model by ecological footprint measurement for high, middle and low income countries. *Journal of Cleaner Production*, 188, 144–157. doi : 10.1016/j.jclepro.2018.03.191.
- UN-Habitat. (2014). Global Urban Indicators Database. Repéré le 2021-12-28 à <https://unhabitat.org/global-urban-indicators-database>.

- UNDESAPD. (2019). *World urbanization prospects : 2018 : Highlights*. New York.
- UNEP (Éd.). (2011). *Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth*. Kenya, UNEP.
- UNEP. (2013). Urban Resource Flows and the Governance of Infrastructure Transitions. *Environmental Development - Journal - Elsevier*. Repéré à <https://www.journals.elsevier.com/environmental-development/news/journals.elsevier.com/environmental-development/news/urban-resource-flows-and-the-governance>.
- UNEP. (2017). *Resilience and Resource Efficiency in Cities*. Repéré à https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/20629/Resilience_resource_efficiency_cities.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- UNEP. (2020). *The emissions gap report 2020*. Repéré à <https://www.unep.org/emissions-gap-report-2020>.
- UNEP. [Section : News and Stories]. (2021). What does COP26 mean for adaptation? Repéré le 2022-01-04 à <http://www.unep.org/news-and-stories/story/what-does-cop26-mean-adaptation>.
- United Nations. (1972). Stockholm Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment. *International Legal Materials*, 11, 1416–1471.
- United Nations. (2020). *World Social Report 2020 : Inequality in a Rapidly Changing World*. UN. doi : 10.18356/7f5d0efc-en.
- van den Berg, N. J., van Soest, H. L., Hof, A. F., den Elzen, M. G. J., van Vuuren, D. P., Chen, W., Drouet, L., Emmerling, J., Fujimori, S., Höhne, N., Köberle, A. C., McCollum, D., Schaeffer, R., Shekhar, S., Vishwanathan, S. S., Vrontisi, Z. & Blok, K. (2020). Implications of various effort-sharing approaches for national carbon budgets and emission pathways. *Climatic Change*, 162(4), 1805–1822. doi : 10.1007/s10584-019-02368-y.
- Van der Heijden, J. (2018). From leaders to majority : a frontrunner paradox in built-environment climate governance experimentation. *Journal of Environmental Planning and Management*, 61(8), 1383–1401. doi : 10.1080/09640568.2017.1350147. Publisher : Routledge _eprint : <https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1350147>.
- Van der Heijden, J. (2019). Studying urban climate governance : Where to begin, what to look for, and how to make a meaningful contribution to scholarship and practice. doi : 10.1016/j.esg.2019.100005.

- Van der Heijden, J., Patterson, J., Juhola, S. & Wolfram, M. (2019). Special section : advancing the role of cities in climate governance – promise, limits, politics. *Journal of Environmental Planning and Management*, 62(3), 365–373. doi : 10.1080/09640568.2018.1513832.
- van Doren, D., Driessen, P. P., Runhaar, H. & Giezen, M. (2018). Scaling-up low-carbon urban initiatives : Towards a better understanding. *Urban Studies*, 55(1), 175–194. doi : 10.1177/0042098016640456. Publisher : SAGE Publications Ltd.
- Vancouver Economic Commission. (2020). From Waste to Wealth – Vancouver’s Deconstruction Economy Potential. *Vancouver Economic Commission*. Repéré à <https://www.vancouvereconomic.com/blog/news/from-waste-to-wealth-vancouvers-deconstruction-economy-potential/>.
- Vanham, D. (2018). The water footprint of the EU : quantification, sustainability and relevance. *Water International*, 43(6), 731–745. doi : 10.1080/02508060.2018.1516097.
- Vigier, M., Moore, J. & Ouellet-Plamondon, C. (2021). How to identify cities on the path towards real sustainability ? *[in press] Springer Nature*.
- Viktorovitch, C. (2021). Clément Viktorovitch : Militarisation de la langue ? Repéré le 2021-12-09 à <https://www.thinkerview.com/clement-viktorovitch-militarisation-de-la-langue/>.
- Ville de Montréal. (2021). Plan de relance économique _ La Ville de Montréal investit 1 275 000 \$ pour accélérer le développement de l’économie circulaire sur son territoire. Repéré à http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=5798,42657625&_dad=portal&_schema=PORTAL&id=33450. Publisher : Ville de Montréal.
- Ville de Paris. (2020). *Bilan des émissions de gaz à effet de serre de Paris 2018*. Repéré le 2022-02-11 à <https://cdn.paris.fr/paris/2020/02/06/dc2edb10d13ae050815850f721f5a837.pdf>.
- von Weizsäcker, E., Hargroves, K., Smith, M., Desha, C. & Stasinopoulos, P. (2009). Chapter 1 - A Framework for Factor Five - The Natural Edge Project. Dans *Factor 5 : Transforming the Global Economy through 80% Increase in Resource Productivity - A Report to the Club of Rome*. Earthscan Publications Ltd.
- Waas, T., Hugé, J., Verbruggen, A. & Wright, T. (2011). Sustainable Development : A Bird’s Eye View. *Sustainability*, 3(10), 1637–1661. doi : 10.3390/su3101637. Number : 10 Publisher : Molecular Diversity Preservation International.
- Wahl, D. (2016). *Designing Regenerative Cultures*. Edition : Triarchy Press.

- Wang, X., Li, Y., Liu, N. & Zhang, Y. (2020). An urban material flow analysis framework and measurement method from the perspective of urban metabolism. *Journal of Cleaner Production*, 257, 120564. doi : 10.1016/j.jclepro.2020.120564.
- WCED. (1987). Our common future. *Journal of International Development*, 1(2), 284–287. doi : 10.1002/jid.3380010208. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/jid.3380010208>.
- Whitmore, J. & Pineau, P.-O. (2020). *L'écofiscalité au Québec : quelles options pour accélérer la transition énergétique et la décarbonisation de l'économie ? : synthèse d'un atelier tenu le 20 février 2020*. Repéré à <http://archives.enap.ca/bibliotheques/2020/09/1197094554.pdf>.
- Whitmore, J. & Pineau, P.-O. (2021). *État de l'énergie au Québec 2021*. Repéré le 2021-09-22 à https://energie.hec.ca/wp-content/uploads/2021/02/EEQ2021_web.pdf.
- Whyte, P. & Lamberton, G. (2020). Conceptualising Sustainability Using a Cognitive Mapping Method. *Sustainability*, 12(5), 1977. doi : 10.3390/su12051977. Number : 5 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Wiedmann, T., Chen, G. & Barrett, J. (2016). The Concept of City Carbon Maps : A Case Study of Melbourne, Australia : The Concept of City Carbon Maps. *Journal of Industrial Ecology*, 20(4), 676–691. doi : 10.1111/jiec.12346.
- Wiedmann, T., Chen, G., Owen, A., Lenzen, M., Doust, M., Barrett, J. & Steele, K. (2020). Three-scope carbon emission inventories of global cities. *Journal of Industrial Ecology*, jiec.13063. doi : 10.1111/jiec.13063.
- Williams, J. (2019). Circular cities. *Urban Studies*, 56(13), 2746–2762. doi : 10.1177/0042098018806133. Publisher : SAGE Publications Ltd.
- Wolman, A. (1965). The Metabolism of Cities. *Scientific American*, 213, 179–190. doi : 10.1038/scientificamerican0965-178.
- World Resources Institute, C40 Cities & ICLEI-Local Governments for Sustainability. (2014). *Greenhouse Gas Protocol. Global Protocol for Community - Scale Greenhouse Gas Emissions Inventories*.
- WRI, C40 Cities & ICLEI. (2014). *Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories - An Accounting and Reporting Standard for Cities*. Repéré le 2020-06-18 à https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/GHGP_GPC_0.pdf.

- Wu, M., Wei, Y., Lam, P. T., Liu, F. & Li, Y. (2019). Is urban development ecologically sustainable ? Ecological footprint analysis and prediction based on a modified artificial neural network model : A case study of Tianjin in China. *Journal of Cleaner Production*, 237, 117795. doi : 10.1016/j.jclepro.2019.117795.
- WWF. (s.d.). One Planet City Challenge 2021-2022. Repéré le 2022-02-11 à https://wwf.panda.org/projects/one_planet_cities/one_planet_city_challenge_2021_2022.cfm.
- Yu, H., Wang, Y., Li, X., Wang, C., Sun, M. & Du, A. (2019). Measuring ecological capital : State of the art, trends, and challenges. *Journal of Cleaner Production*, 219, 833–845. doi : 10.1016/j.jclepro.2019.02.014.
- Zhang, L., Dzakpasu, M., Chen, R. & Wang, X. C. (2017). Validity and utility of ecological footprint accounting : A state-of-the-art review. *Sustainable Cities and Society*, 32, 411–416. doi : 10.1016/j.scs.2017.04.016.