



JOURNAL OF INTERDISCIPLINARY METHODOLOGIES AND ISSUES IN SCIENCE

Enjeux géonumériques pour l'évaluation environnementale des projets urbains : premiers résultats du projet EcoCIM

Florence JACQUINOD^{*1}, Charlotte ROUX², Adélaïde FERAILLE³

¹ Univ Gustave Eiffel, ENSG, IGN, EIVP, LASTIG, F-75019 Paris, France

² CES - Centre Efficacité Énergétique des Systèmes, France

³ NAVIER UMR 8205 - Laboratoire Navier

*Correspondance : florence.jacquinod@eivp-paris.fr

DOI : [10.46298/jimis.14405](https://doi.org/10.46298/jimis.14405)

Soumis le 7 octobre 2024 – Accepté 14 février 2025

Volume : 12 – Année : 2024

Titre du numéro : **Sciences de l'information géographique & mesures environnementales**

Éditeurs : *Thierry Badard (Université Laval, Québec), Jacynthe Pouliot (Université Laval, Québec),
Matthieu Noucher (CNRS, Bordeaux), Marlène Villanova (Université Alpes Grenoble).*

Résumé

La réduction des impacts environnementaux du parc bâti (construction, usage, réhabilitation, fin de vie) est nécessaire pour atteindre un rythme soutenable de consommation des ressources planétaires. L'analyse de cycle de vie (ACV) permet à un maître d'ouvrage d'évaluer plusieurs catégories d'impacts environnementaux d'un projet urbain (atteintes à la santé humaine, atteintes à la biodiversité, etc.) afin de faire les choix les plus sobres possible. Cette évaluation nécessite des données nombreuses et les plus représentatives possible des territoires concernés. Face aux difficultés rencontrées lors de la prise en compte de la dimension géographique, un projet exploratoire et interdisciplinaire a été lancé afin d'identifier les besoins géonumériques émergeant lors de la réalisation de l'ACV d'un projet urbain. Cet article présente les premiers résultats du projet en décrivant d'abord les enjeux liés à la spatialisation de l'ACV puis une partie des défis rencontrés plus spécifiquement dans le contexte de l'ACV des projets urbains. Il a pour objectif de participer à la définition d'un programme de recherche pour améliorer la prise en compte de la dimension géographique dans les ACV de projets urbains et de porter à la connaissance de la communauté en sciences et techniques de l'information géographique les problématiques rencontrées par les chercheurs en évaluation environnementale qui développent des méthodes et outils d'écoconception robustes et fiables à destination des communautés professionnelles.

Mots-clés

Analyse du cycle de vie ; projets urbains ; spatialisation ; régionalisation ; géodonnées ; besoins ; systèmes d'information géographique (SIG)

1 INTRODUCTION

L'urgence environnementale impose à l'humanité une réduction drastique des pressions qu'elle exerce sur l'environnement. Le risque est grand de compromettre la stabilité du système Terre et sa capacité à héberger les sociétés humaines dans de bonnes conditions. Six limites planétaires sont ainsi considérées comme franchies aujourd'hui, selon les travaux menés depuis 2009 par le Stockholm Resilience Center (Rockström *et al.*, 2009 ; Steffen *et al.*, 2015 ; Richardson *et al.*, 2023). Il ne s'agit donc pas de résoudre uniquement le problème climatique, mais bien de raisonner de front sur l'ensemble des pressions. Hébergeant une grande partie des activités humaines, le parc bâti est au cœur des enjeux de transition et d'adaptation. La prise en compte systématique de la performance environnementale des projets urbains dès la phase de conception a pour objectif d'intervenir au moment où les décisions les plus importantes sont prises afin de limiter au maximum les impacts environnementaux des projets. La réalisation d'évaluations environnementales le plus en amont possible dans la conception des projets répond ainsi aux enjeux de durabilité et de responsabilité sociétale.

L'Analyse de cycle de vie (ACV) est actuellement la méthode la plus pertinente pour évaluer les impacts environnementaux. Cette méthode est maintenant partiellement intégrée dans la réglementation environnementale française pour les bâtiments¹. Cependant elle reste peu utilisée pour les grands projets urbains, car considérée comme difficile et gourmande en données (Weissenberger *et al.*, 2014 ; Franklin-Johnson *et al.*, 2016 ; Elia *et al.*, 2017 ; Nwodo et Anumba, 2019 ; Hollberg *et al.*, 2020). L'amélioration continue de la méthode, par exemple via l'augmentation des procédés disponibles dans les bases de données et le développement de méthodes régionalisées de caractérisation des impacts environnementaux (Bulle *et al.*, 2019 ; Verones *et al.*, 2020), permet de mieux tenir compte du territoire d'implantation du projet urbain, sous réserve que les données pour décrire ce territoire soient effectivement disponibles. Or, le nombre de géodonnées publiques a fortement augmenté ces dernières années, en partie sous l'impulsion de la Convention d'Aarhus² et de la directive européenne INSPIRE³. Néanmoins, l'exploitation directe et/ou automatique de ces gisements de données n'est pas toujours aisée (Mission Data et Territoires, 2023) et les chercheurs ont relevé de nombreuses difficultés concrètes à leur utilisation pour réaliser des ACV (Patouillard *et al.*, 2015).

Partant de ce constat, nous explorons dans cet article le potentiel des données et outils géonumériques pour faciliter le recours à l'ACV par des maîtres d'ouvrage le plus en amont possible lors de la conception de projets. Notre objectif est de souligner les différents défis à relever pour pouvoir utiliser pleinement les informations géographiques disponibles lors de la réalisation d'ACV de projets urbains. La résolution de ces défis se fera en partie grâce à des travaux interdisciplinaires. Le choix de l'interdisciplinarité a ici pour objectif non pas de résoudre une question théorique nouvelle, mais d'améliorer, par le croisement des disciplines, l'appréhension d'une question complexe : celle des impacts environnementaux des activités humaines. Comme le soulignent Hubert *et al.* (2016), l'urgence climatique motive le développement de cadres de recherche collectifs et interdisciplinaires. Dans ce contexte, l'interdisciplinarité est une voie pour répondre à des questions de sociétés (Flipo, 2017 ; Lange et Munier, 2019), par exemple comment réduire l'impact environnemental des logements ?

Cet article a pour objectif de participer à l'interconnaissance nécessaire entre les disciplines pour que des recherches puissent être menées pour surmonter les difficultés rencontrées aujourd'hui lors de la réalisation d'ACV de projets urbains. Ces pistes de recherche sont basées sur les premiers

¹ RE2020 : réglementation énergétique et environnementale de l'ensemble de la construction neuve : <https://rt-rebatiment.developpement-durable.gouv.fr/re2020-r320.html>.

² Convention sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement, 1998 : https://treaties.un.org/pages/viewdetails.aspx?src=ind&mtdsg_no=xxvii-13&chapter=27&clang=fr.

³ Directive 2007/2/CE du Parlement européen et du Conseil établissant une infrastructure d'information géographique dans la Communauté européenne : <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000022091548>.

résultats d'un projet de recherche exploratoire sur le sujet et s'appuient sur des premiers tests de faisabilité d'utilisation des géodonnées sur des thématiques utiles à l'ACV d'un projet urbain (consommation d'eau, prise en compte de l'environnement proche du projet, des voiries ou encore de la végétation). Cette première phase de projet a montré le besoin d'interconnaissance entre les chercheurs en évaluation environnementale et les chercheurs en sciences et techniques de l'information géographique (STIG). Les chercheurs en ACV ont besoin d'avoir une meilleure idée du potentiel des données et méthodes géonumériques, et les chercheurs en STIG ont besoin d'avoir une idée plus claire des enjeux et des contraintes liés à la réalisation complète d'une étude ACV pour pouvoir proposer des solutions concrètes et utilisables dans le champ opérationnel. Sans cela, une partie non négligeable des améliorations possibles reste ignorée et donc non traitée, alors que les enjeux environnementaux nécessitent que la méthode ACV progresse et soit mobilisable par les acteurs opérationnels.

Nous présentons dans la première partie la méthode d'analyse du cycle de vie, ses caractéristiques, son déroulement, ses besoins en données pour poursuivre sur les enjeux de la spatialisation en ACV à travers l'exemple de la consommation d'eau potable. La deuxième partie décrit plus spécifiquement le cas de l'application de l'analyse de cycle de vie à l'écoconception des projets urbains et les défis géonumériques posés par la spatialisation.

2 ACV ET PRISE EN COMPTE DE LA DIMENSION GÉOGRAPHIQUE

2.1 Définition et déroulement d'une ACV

L'ACV est une méthode d'évaluation environnementale développée vers la fin des années 1960, initialement pour les produits industriels réalisés en série. Elle a ensuite été appliquée à des systèmes de plus en plus complexes, comme les bâtiments et plus récemment les quartiers (Peuportier, 2008 ; Cabeza *et al.*, 2014 ; Lotteau *et al.*, 2015 ; Peuportier, Leurent, Roger-Estrade, 2020). La première norme ISO sur l'ACV (ISO 14040) date de 1998 (Guinée, 2002), la première base de données (ecoinvent) de 1996. C'est une méthode encore en pleine évolution et des communautés de recherche de plus en plus nombreuses et de champs disciplinaires variés travaillent maintenant sur le sujet. Les premières applications sur des projets urbains datent de la fin des années 2000 (Popovici 2004). L'ACV est souvent utilisée dans un objectif d'éco-conception, afin d'améliorer les performances environnementales d'un produit existant ou de comparer différentes alternatives permettant de satisfaire un besoin donné (Hauschild, Rosenbaum et Olsen, 2018).

L'analyse de cycle de vie est une méthode quantitative, multi-étapes, multi-critères et fonctionnelle. Quantitative, car elle délivre une information quantifiée de la performance environnementale du système étudié, sur différents indicateurs, permettant ainsi de classer différentes alternatives, de comparer l'efficacité de solutions ou bouquets de solution, ce qui n'est pas réalisable avec une approche type "guide de bonnes pratiques". Elle est multi-étape, c'est-à-dire qu'elle considère l'ensemble du cycle de vie du système étudié : extraction des matières premières nécessaires à la réalisation, transport, manufacture, utilisation, maintenance et rénovation, traitement en fin de vie. Multi-critère car elle considère un ensemble de thématiques environnementales concernant la qualité des écosystèmes, les atteintes à la santé humaine et l'épuisement des ressources. Ces deux dernières caractéristiques sont essentielles et préviennent les "transferts d'impacts" : le déplacement d'impacts d'une phase à l'autre du cycle de vie (par exemple, en allégeant un bâtiment, on réduit l'impact de sa construction, mais on augmente généralement sa consommation d'énergie et donc les impacts lors de la phase d'utilisation) ou le remplacement d'un impact par un autre (par exemple, consommer de l'électricité à la place du gaz induit en France le fonctionnement de centrales nucléaires qui génèrent des déchets radioactifs). Enfin, elle est basée sur une unité fonctionnelle, qui permet de comparer des solutions "équivalentes", répondant au même besoin. Ce besoin (exprimé par exemple en quantité d'énergie, m² de logement, besoin de mobilité) doit être préalablement défini et quantifié pour pouvoir mettre en œuvre la méthode.

Elle se déroule en 4 étapes (cf. figure 1) : la définition des objectifs et du système étudié qui permet de préciser les attendus de l'étude ainsi que le cadrage méthodologique (hypothèses de modélisation), la réalisation de l'inventaire de flux (et la lourde collecte de données associées afin de précisément décrire le système étudié et toutes ses composantes), l'évaluation de l'impact et enfin la phase d'interprétation. La réalisation d'une étude implique généralement plusieurs itérations pour aboutir à un résultat suffisamment robuste par rapport aux objectifs. Des bases de données de plus en plus complètes assistent aujourd'hui les praticiens sur la partie inventaire et de nombreux logiciels permettent d'automatiser les calculs d'impacts.

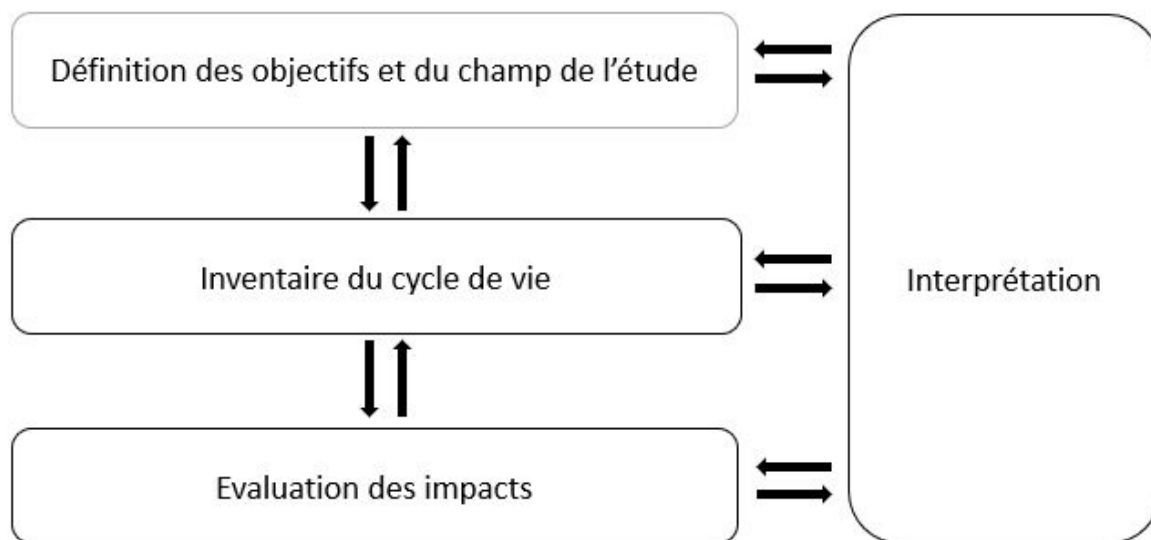


FIGURE 1 – Les 4 étapes de l'ACV selon la norme ISO14040 (source : auteurs).

Afin de décrire les enjeux de la spatialisation en ACV, nous allons utiliser ici un exemple fil rouge sur la consommation d'eau potable dans un quartier. L'objectif d'une ACV associée à ce besoin pourrait être d'étudier diverses solutions pour réduire les impacts environnementaux liés à la consommation d'eau potable sur un territoire donné.

Définition des objectifs et du champ de l'étude. Il s'agit de définir le besoin à satisfaire, pour lequel des solutions alternatives pourront être comparées. Dans le cas de la consommation d'eau potable dans un quartier, on peut choisir de chercher à évaluer les impacts d'une quantité fixe d'eau (par exemple 1 litre) délivrée à chaque occupant du quartier ou au contraire faire varier la quantité d'eau en fonction des aménagements prévus (par exemple, système de récupération des eaux de pluie).

Il faut également définir le champ de l'étude : par exemple doit-on intégrer le traitement des eaux usées (dépendant de la quantité d'eau consommée) ou non ? Ces questions de cadrage permettent de définir l'unité fonctionnelle, par exemple : "satisfaire les besoins annuels en eau d'un habitant du quartier". Les besoins doivent être quantifiés.

Il faut ensuite décrire l'ensemble du système à étudier (cf. l'exemple présenté dans la figure 2). Ceci permet de clarifier les frontières du système (éléments inclus et exclus) et de préparer la modélisation et la collecte de données. Dans notre exemple, on va tenir compte des matériaux nécessaires à la fabrication du réseau d'eau, des pertes réseaux, des traitements de potabilisation de l'eau, de la consommation d'énergie pour la potabilisation, pour le pompage, etc. ainsi que des émissions directes vers ou prélèvement depuis l'environnement à chacune de ses étapes.

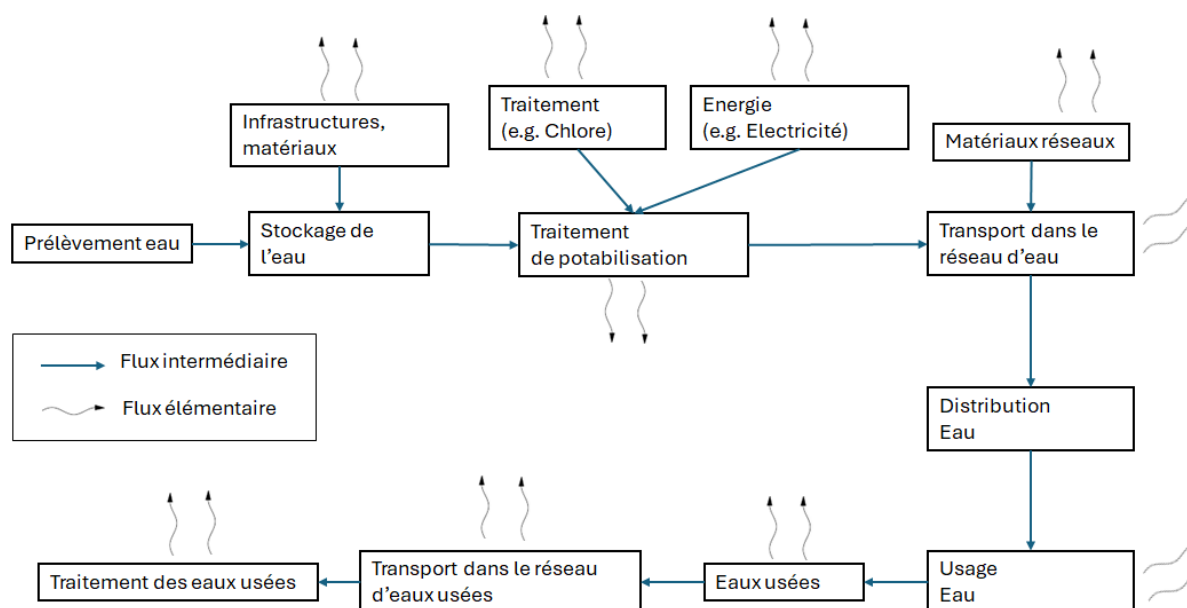


FIGURE 2 – Description du système étudié : une modélisation possible pour la consommation d’eau (source : auteurs).

Inventaire du cycle de vie. L’inventaire consiste à recenser l’ensemble des flux intermédiaires et des flux élémentaires nécessaires à la réalisation de l’unité fonctionnelle, c’est-à-dire au besoin défini. Les flux intermédiaires sont l’ensemble des produits issus du système économique (par exemple l’électricité ou le chlore). Les flux élémentaires correspondent aux échanges depuis ou vers l’environnement : consommation de ressources (par exemple prélèvement d’eau), émissions de polluants dans l’air, dans l’eau ou dans le sol (par exemple émission de gaz à effet de serre dans l’air).

Grâce au recours à des bases de données, de nombreux procédés sont associés à d’autres procédés ainsi qu’à des émissions directes (par exemple pour la production d’électricité qui provient des centrales à gaz, la base de données indique la quantité de gaz à effet de serre et de Nox [oxydes d’azote] émise dans l’environnement). On peut ainsi compiler un inventaire quantifié de flux élémentaires sur l’ensemble du cycle de vie du système étudié (Joliet *et al.*, 2015).

Évaluation des impacts. À partir de la compilation de l’ensemble des flux élémentaires, différents indicateurs d’impacts sont calculés : l’ensemble des gaz à effet de serre est rassemblé et ils sont sommés en tenant compte de leur potentiel de réchauffement global (par exemple, le méthane “vaut” 29,8 fois le dioxyde de carbone selon les données GWP100 IPCC 2021). En fonction de la thématique environnementale évaluée (climat, émissions toxiques, usage des sols, etc.), chaque flux élémentaire est associé à un “facteur de caractérisation” qui représente sa criticité. Un facteur de caractérisation peut quantifier par exemple la toxicité liée à l’émission d’un flux en lui attribuant un coefficient pondérateur, souvent issu de modèles complexes tenant compte du devenir du polluant dans l’environnement. On obtient in fine une quantification de l’impact environnemental associé à la réalisation de l’unité fonctionnelle.

Interprétation. Finalement, les résultats de l’étude sont analysés. On examine si les résultats sont cohérents pour différents indicateurs (par exemple, un changement de traitement de l’eau peut réduire le risque toxique, mais consommer plus d’énergie). Des analyses de sensibilité sur les hypothèses clefs sont également réalisées pour tester la robustesse des résultats : le rendement du réseau est-il un paramètre important ? Quelle incertitude pèse sur la consommation d’eau par personne ? Le mix électrique a-t-il une influence sur les résultats ?

À première vue, on parle peu ici de données géospatiales ou d'information localisées. Pourtant, les enjeux de spatialisation peuvent intervenir à chaque étape de l'ACV comme détaillé dans la section suivante et illustrée par le cas de la consommation d'eau potable.

2.2 La spatialisation en ACV

L'objectif principal de la spatialisation est d'améliorer la représentativité géographique de l'analyse et donc d'obtenir des résultats de meilleure qualité. L'usage de données spatialisées est loin d'être nouveau en ACV et constituait déjà un champ de recherche productif dans les années 1990 pour améliorer les méthodes de caractérisation des impacts (Hauschild, 2006). De nombreuses propositions méthodologiques sont encore centrées sur cet aspect, mais de plus en plus de travaux utilisent également les systèmes d'informations géographiques pour la collecte de données d'inventaire (Igos *et al.*, 2015 ; Li *et al.*, 2021). L'usage de données spatialisées s'est largement étendu, mais il reste non standardisé même si des recommandations émergent petit à petit et pointent l'intérêt, mais également les difficultés de mise en œuvre (Mutel *et al.*, 2012), en particulier lorsque les experts ACV non spécialistes en sciences de l'information géographique sont seuls à la manœuvre (Patouillard *et al.*, 2015).

La problématique de la spatialisation est présente tout au long de la réalisation d'une étude. La définition du besoin à étudier et du champ de l'étude inclut une aire géographique. Cette définition de l'objectif de représentativité spatiale influence ensuite les hypothèses de modélisation et le choix des données : les flux intermédiaires (ou procédés), les flux élémentaires et les facteurs de caractérisation. Selon les phénomènes, la prise en compte de la variabilité spatiale est plus ou moins cruciale : par exemple, l'effet de serre est considéré au niveau mondial, alors que la pollution liée à certaines substances a des impacts plus locaux. Ainsi les impacts peuvent être différents en fonction de la vulnérabilité du milieu récepteur.

2.2.1 Représentativité spatiale des procédés

L'augmentation de la représentativité spatiale des procédés en intégrant des informations spécifiques de localisation est souvent nommée contextualisation et parfois « régionalisation de l'inventaire » (Patouillard *et al.*, 2018). Par exemple, sur un procédé de production d'électricité, préciser le mix électrique du pays au lieu d'utiliser un mix moyenné européen ou mondial permet d'avoir une appréciation plus précise des impacts environnementaux liés aux consommations d'énergie réalisées sur un territoire donné.

Concernant l'approvisionnement en eau potable, des informations sur la provenance de l'eau (qui influence le type de traitement de potabilisation) ainsi que sur le rendement du réseau d'eau potable pourraient par exemple être intégrées. Au-delà du seul critère de provenance de l'eau (nappes profondes ou rivières), la qualité de l'eau prélevée est très hétérogène sur le territoire métropolitain comme le montrent les cartes sur la qualité de l'eau⁴ et sur l'usage des pesticides⁵. La prise en compte de ces paramètres pourrait également influencer les flux élémentaires pris en compte (cf. section suivante) et modifier la contribution de la consommation d'eau potable aux impacts sur la santé humaine (par exemple la toxicité).

La contextualisation consiste donc à modifier les flux intermédiaires ou les flux élémentaires d'un procédé donné par rapport à un procédé générique pour mieux tenir compte de ses spécificités de production, qui peuvent être influencées par sa localisation.

2.2.2 Flux élémentaires

La spatialisation des flux élémentaires est l'étape préalable à la régionalisation de l'impact. On cherche ici à associer une information géographique aux flux élémentaires. Sans information sur le lieu d'émission d'un flux ou sur le lieu de consommation d'une ressource, on ne peut faire varier

⁴ Cf. les cartes du site eaufrance : <https://www.eaufrance.fr/la-qualite-des-eaux-souterraines> et <https://www.eaufrance.fr/la-qualite-des-rivieres>.

⁵ Cf. les cartes du site Solagro : <https://solagro.org/nos-domaines-d-intervention/agroecologie/carte-pesticides-adonis>.

spatialement la quantification des impacts. Permettre la mise en œuvre de méthodes de caractérisation régionalisées suppose donc de mettre en place une procédure pour associer une information spatiale à chaque flux élémentaire (en provenance ou à direction de l'environnement). Selon le flux concerné, l'échelle et la granularité spatiale seront différentes (flux associé à la commune, au bassin versant, au pays, au continent, etc.).

2.2.3 Indicateurs

Si les flux élémentaires sont localisés, il est alors possible de leur associer des facteurs de caractérisation variant en fonction de leur localisation, afin de représenter au mieux leurs impacts à diverses échelles. Cela nécessite que ces facteurs de caractérisation différenciés puissent être calculés et/ou existent à l'échelle pertinente. Dans le cas de l'eau, une évaluation de la criticité du prélèvement d'eau est notamment proposée par la méthode AWARE (Boulay *et al.*, 2018). Ce niveau de criticité a été modélisé à l'échelle mondiale en prenant en compte les principaux bassins versants. Il est proposé à sous la forme d'une valeur de criticité par pays ou d'une grille raster à une résolution d'environ 50 km, soit une valeur de criticité pour chaque cellule d'environ 50 km x 50 km (cf. figures 3 et 4).

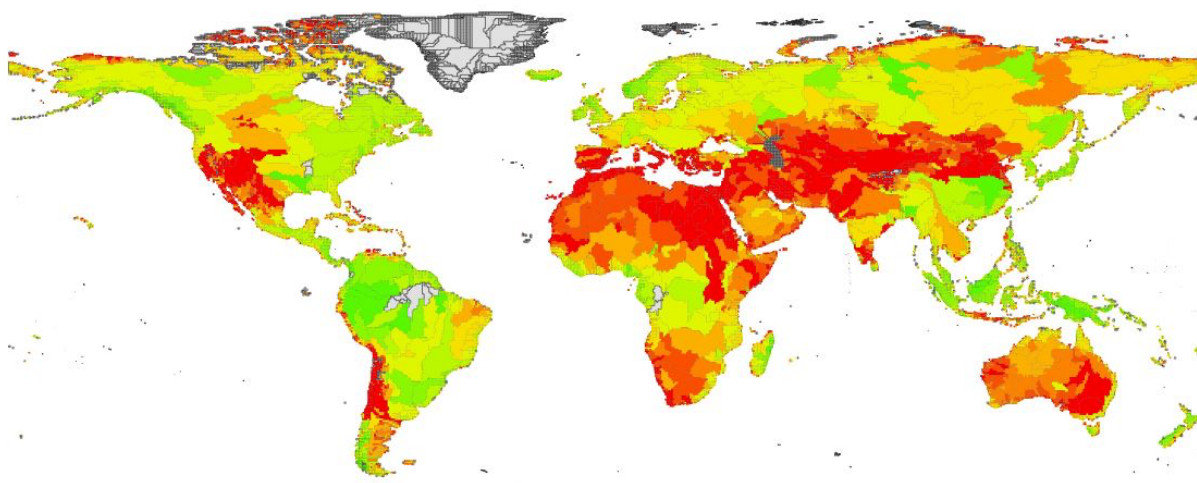


FIGURE 3 – Facteur de caractérisation de la criticité du prélèvement d'eau à l'échelle sub-nationale pour l'ensemble du monde (source : méthode AWARE⁶).

⁶ <https://wulca-waterlca.org>.

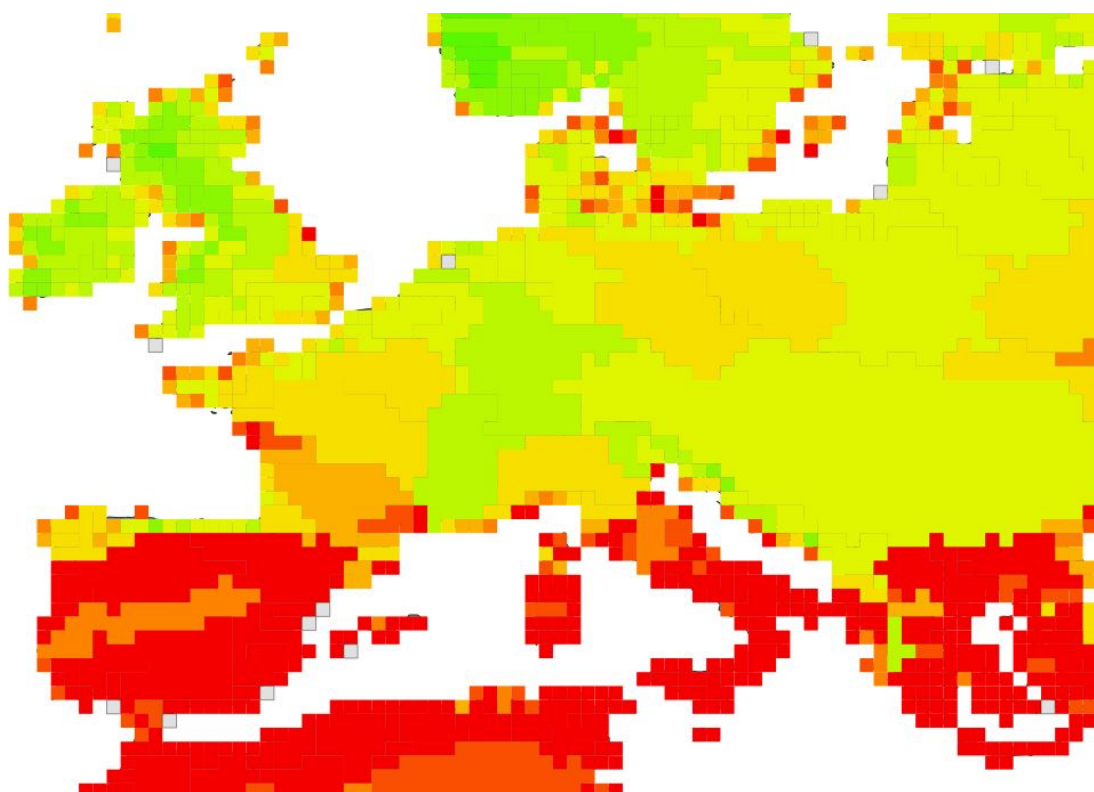


FIGURE 4 – Facteur de caractérisation de la criticité du prélèvement d’eau à l’échelle sub-nationale : zoom sur une partie de l’Europe (source : méthode AWARE).

Nous avons présenté succinctement les enjeux de spatialisation en ACV : contextualisation des procédés, spatialisation des flux, usage de facteurs de caractérisation régionalisés, en illustrant avec des exemples sur l’analyse des impacts environnementaux de la consommation d’eau. Or, la consommation d’eau n’est qu’un aspect parmi de multiples autres lorsque l’on souhaite évaluer la performance environnementale d’un projet urbain : consommation d’énergie, matériaux, génération de déchets, mobilité, etc. sont d’autres contributeurs aux impacts d’un projet urbain dont l’évaluation pourrait bénéficier de la prise en compte de la dimension géographique. Le besoin en données spatiales et en méthodes de traitement géonumérique pour améliorer la qualité des études environnementales d’un projet est potentiellement très important.

Du point de vue de l’écoconception, l’enjeu est de pouvoir utiliser les données pertinentes disponibles au sein des méthodes et outils métier, tandis que l’enjeu pour les sciences et techniques de l’information géographique est de pouvoir déterminer les conditions nécessaires pour que les données produites actuellement et/ou qui seront produites dans le futur soient utilisables. La section suivante revient sur l’état actuel des ACV à l’échelle des quartiers, afin d’explicitier les approches utilisées, les phénomènes pris en compte et expliciter les besoins actuels, notamment en données et méthodes géonumériques.

3 ACV DES PROJETS URBAINS ET STIG

L’analyse de cycle de vie est utilisée pour l’écoconception des bâtiments depuis les années 1990. De nombreux outils ont été développés à cette échelle, pour divers objectifs, dont l’écoconception (Peuportier *et al.*, 1997 ; Peuportier et Putzeys, 2005 ; Peuportier, 2008 ; Ortiz *et al.*, 2009 ; Sharma *et al.*, 2011 ; Cabeza *et al.*, 2014). L’échelle du quartier est plus récente et beaucoup moins étudiée dans la littérature (Lotteau *et al.*, 2015 ; Lausset *et al.*, 2019 ; Brozovsky *et al.*, 2021) alors que cette échelle est reconnue comme l’une des plus pertinentes pour accompagner la transition environnementale des villes (Elia *et al.*, 2017). Des premiers modèles ont été proposés au début des années 2000 (Popovici et Peuportier, 2004), mais les outils restent peu employés en pratique.

Plusieurs aspects doivent être développés et consolidés, comme la prise en compte précise de l'environnement local et des contraintes territoriales via la mise en œuvre d'approches conséquentielles (Roux, 2020).

Les enjeux de spatialisation sont particulièrement importants dans le cas d'un projet urbain, chaque projet étant unique (contrairement aux produits manufacturés pour lesquels l'ACV a d'abord été utilisée), multifonctionnel et inséré dans un environnement local spécifique (Peuportier, 2003). Chaque ACV doit être adaptée aux particularités du projet, ce qui nécessite de disposer de données d'inventaire et de procédés que l'on peut ajuster. Nous présentons ici une partie des besoins géonumériques liés à la réalisation de l'ACV d'un projet urbain.

3.1 Contextualisation des procédés

La contextualisation est nécessaire pour modéliser le mieux possible le fonctionnement du territoire dans lequel s'insère le projet. La contextualisation des procédés est une étape classique dans la réalisation d'une ACV, mais elle n'est pas réalisée de manière systématique et homogène, faute de méthodes, d'outils et/ou de données disponibles. Approfondir cet axe permettrait de mieux adapter les outils d'écoconception à des contextes territoriaux particuliers, mais aussi à des contextes nationaux hors France continentale et de mieux évaluer la sensibilité des résultats et l'apport de précision liés à la prise en compte de la variabilité géographique.

Dans le cas de l'évaluation d'un projet urbain, la contextualisation peut concerner de nombreux paramètres, comme les distances et modes de transport ou encore les procédés en fin de vie comme le recyclage ou la gestion des déchets. La gestion des déchets ménagers est aujourd'hui différente selon les communes et constitue une donnée contextuelle importante pour l'évaluation des projets urbains (Roux *et al.*, 2021). Pour préciser l'inventaire des flux, on peut par exemple différencier les procédés avec et sans incinération ou encore prendre en compte dans l'évaluation environnementale l'efficacité des systèmes de collecte et de recyclage, en s'appuyant sur des données localisées. Ces données sont parfois disponibles (mais pas toujours) et peuvent l'être sous des formes diverses (géodonnées, rapport, données statistiques, etc.), demandant parfois des prétraitements (rassembler des données de sources diverses, les numériser, les mettre dans un format commun, les exploiter à une échelle commune, etc.). Des données déjà géonumériques et plus structurées existent sur plusieurs thématiques qui pourraient permettre d'améliorer la précision d'une ACV à l'échelle d'un projet urbain comme le recensement des arbres et réseaux existants, de l'occupation des sols, des sites pollués, des bassins versants. Du point de vue des STIG, la génération automatique de données à partir de traitements géonumériques permettrait ainsi de participer à l'amélioration de la précision et de la qualité des études ACV des projets urbains sur plusieurs thématiques (traitement des déchets ménagers, transport des matériaux, etc.). Une meilleure connaissance des paramètres étudiés lors de l'ACV permettrait également de faire connaître les besoins en données aux producteurs potentiels ou effectifs de telles données.

Le repérage de données pertinentes et leur mise en forme ne suffisent pas à les rendre utilisables dans une ACV. Ainsi sur une question simple à première vue, à savoir comment récupérer la volumétrie de l'existant autour d'un projet (pour étudier les masques solaires), notre première réponse qui consistait à présenter les référentiels existants et à les proposer aux chercheurs en ACV sous un format compatible avec leurs outils n'a pas permis une utilisation directe. Se sont posées ensuite des questions sur la résolution nécessaire pour une précision suffisante, mais ne gênant pas la réalisation des calculs par un trop grand nombre d'entités, ce qui a nécessité des expérimentations dans plusieurs configurations territoriales et avec plusieurs formats différents pour représenter cette volumétrie. De telles expérimentations ne peuvent se faire qu'avec des experts à même de proposer des protocoles de tests cohérents avec leurs outils et d'interpréter les résultats des simulations. Cela permet d'aboutir à des préconisations pour les développeurs de logiciels ACV, actuellement en cours de formalisation. Suite à ces premiers tests, il nous semble désormais intéressant d'aller au-delà de la volumétrie pour ajouter, si possible, d'autres caractéristiques sur les surfaces considérées pour prendre en compte des effets complémentaires comme l'albédo par exemple. Cela pourrait

donner lieu à des préconisations pour la réalisation d'un référentiel à venir, le jumeau numérique du territoire français, sur lequel travaille l'IGN.

De plus, selon la manière dont le procédé ou phénomène en question est modélisé dans l'étude ACV, l'exploitation de données géonumériques va être plus ou moins complexe. Des outils géonumériques peuvent ainsi être utilisés pour calculer des itinéraires et les distances de transports associées (par exemple, distance à un lieu de production de matériaux, à des lieux de décharge ou de recyclage pour préciser l'impact du transport de matériaux vers et depuis un chantier). Ces calculs ne sont néanmoins pas automatisés dans les logiciels ACV. Si les calculs d'itinéraires simples sont faciles aujourd'hui à réaliser sans besoin de connaissances géonumériques particulières, des données et méthodes spécifiques peuvent être nécessaires pour prendre en compte certaines contraintes par exemple pour l'optimisation de trajets sous contrainte de pouvoir faire passer des véhicules lourds et/ou avec un encombrement spécifique. Une fois générées, les géodonnées peuvent être utilisées de manière relativement simple, comme un nombre de kilomètres parcourus, qui pourra être utilisé directement en lien avec un procédé existant recensant par exemple les flux élémentaires liés au transport de marchandises. Cependant, l'utilisation de certaines géodonnées pour préciser une ACV peut demander de développer un calcul spécifique ou d'amender un procédé pour intégrer de nouvelles informations, pour lesquelles des paramètres plus génériques étaient utilisés auparavant faute de données disponibles ou de connaissance des données existantes. Dans ce dernier cas, un travail conjoint entre ACV et STIG peut être nécessaire.

3.2 Localisation des flux et régionalisation des procédés

Pour l'instant, les bases de données utilisées dans le cadre de l'écoconception des bâtiments et des quartiers ne permettent pas une exploitation géographique directe de leurs informations. Ainsi, les flux de premier plan (par exemple les émissions directes) ne sont pas spatialisés et, s'ils le sont, des méthodes robustes pour exploiter automatiquement ces informations restent à formaliser.

L'apport de la régionalisation des procédés dépend de la variabilité spatiale du procédé modélisé, ainsi que de la part des impacts que ce procédé va générer. En l'absence de méthode robuste pour prendre en compte la dimension géographique de manière systématique, un effort de régionalisation destiné à améliorer la précision de l'analyse est aujourd'hui réservé aux paramètres ayant le plus d'influence sur les impacts environnementaux totaux du projet. Il est parfois nécessaire de réaliser une première analyse de sensibilité à partir de données existantes pour déterminer ces paramètres et ainsi déterminer les priorités de régionalisation (Patouillard *et al.*, 2019).

Si l'on reprend l'exemple de l'évaluation des impacts de la consommation d'eau d'un projet urbain, on constate sur la figure 5 ci-dessous, la situation particulière de la France continentale, dont le territoire semble être l'un des plus contrastés d'Europe concernant la criticité en eau à l'échelle des bassins versants. La provenance de l'eau potable (nappe ou rivière) est également très contrastée, ce qui influence les types de traitements que subit l'eau pour être rendue potable et donc la quantification de ces impacts.

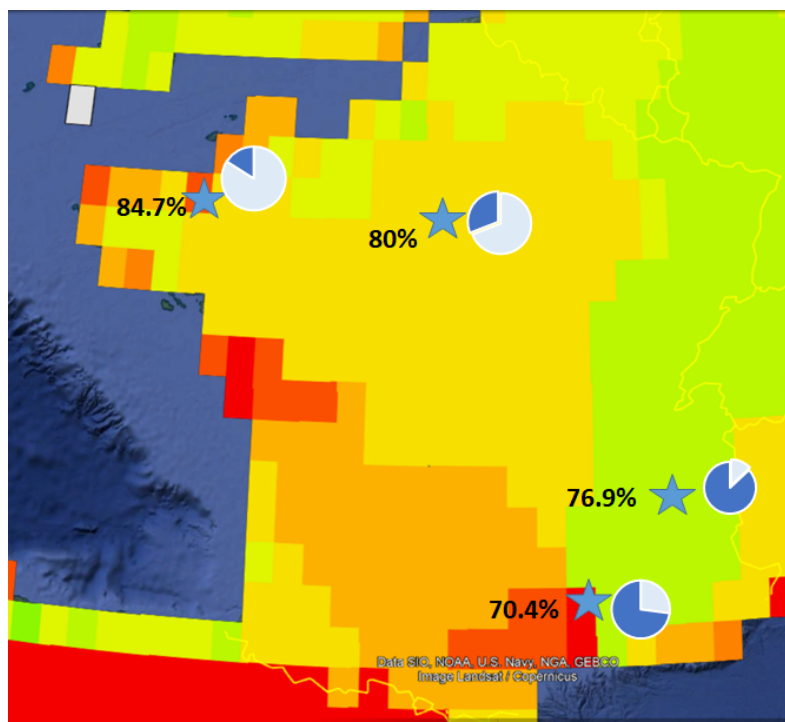


FIGURE 5 – Facteurs de caractérisation - AWARE - bassins versants, moyenne annuelle, usage non agricole, zoom sur la France (droite). La provenance de l'eau potable est indiquée par des camemberts : bleu clair pour l'eau de rivière et bleu foncé pour l'eau de nappe (source bnpe.eaufrance.fr).

Pour un projet urbain donné, la part de la consommation d'eau prélevée sur le site et celle perdue dans le réseau peut être importante, notamment selon la durée de vie envisagée pour le projet et le rendement du réseau considéré. Pour ce dernier paramètre, la situation en France montre une variabilité spatiale importante. En effet, d'après les données SISPEA⁷, le rendement moyen des réseaux d'eau potable à l'échelle nationale est au 1er janvier 2023 de 83,3 %. Néanmoins, selon ces mêmes données, exploitées par Intercommunalités de France⁸, certains réseaux ont encore en 2024 un rendement en dessous de 50 %. Selon la quantité d'eau consommée sur le site d'un projet urbain, l'utilisation du rendement spécifique du réseau considéré peut ainsi grandement améliorer l'évaluation des quantités d'eau et donc des impacts de la consommation d'eau.

Or, pour pouvoir différencier les impacts de la consommation d'eau prélevée sur le lieu du quartier, il est nécessaire de différencier les consommations d'eau selon leur localisation. À l'échelle des projets urbains, la consommation d'électricité par exemple va également générer des prélèvements d'eau (refroidissement des centrales nucléaires), qui n'ont pas lieu au même endroit que les prélèvements pour l'eau potable du quartier. Lors de l'élaboration de l'inventaire, ces flux, qui étaient auparavant simplement sommés, doivent être maintenant distingués si l'on veut pouvoir ensuite utiliser les géodonnées existantes pour préciser les quantités d'eau consommée en prenant en compte le rendement du réseau, les procédés de traitement des eaux en fonction de leur provenance et/ou de la qualité de l'eau ou encore pour utiliser les facteurs de caractérisation localisés décrivant le stress hydrique à l'échelle du bassin versant.

Dans les outils actuels, l'association d'une localisation à des procédés et aux flux liés n'est pas systématique. Le développement continu des bases de données conduit à l'augmentation du nombre de procédés nationaux disponibles. Ainsi dans la base ecoinvent version 3.8 (Wernet *et al.*, 2016), les mix électriques de 170 pays ou régions du monde sont représentés. Cependant, selon les

⁷ Cf. données SISPEA, indicateur P104.3, site eaufrance : <https://www.services.eaufrance.fr/indicateurs/P104.3/>.

⁸ Cf. site Intercommunalités de France : <https://www.intercommunalites.fr/actualite/gestion-de-leau-une-carte-des-points-noirs-en-termes-de-fuites/>.

procédés considérés, la variabilité à l'échelle d'un pays peut encore être importante et les procédés ne sont pas tous disponibles à une échelle pertinente pour le projet évalué.

En pratique, et en l'absence de procédés à la granularité spatiale souhaitée, une solution courante est d'utiliser un processus proche de ce que l'on cherche à représenter (par exemple un procédé d'un autre pays où les procédés de production sont proches du pays que l'on étudie). Dans ce cas, les informations de localisation associées au procédé dans la base de données représentent la provenance de la donnée, mais pas nécessairement le lieu d'émission du flux considéré dans le projet évalué. Il n'est alors pas possible d'utiliser cette localisation pour renseigner la localisation des prélèvements et émissions de flux depuis et vers l'environnement. Il faut donc trouver un moyen de ré-allouer la localisation pertinente à chacun des flux élémentaires pris en compte dans l'ACV. Si cette procédure peut être réalisée à la main sur les quelques procédés les plus influents, la mettre en œuvre de manière systématique pour parcourir l'ensemble de la base de données est plus complexe.

Plusieurs méthodes ont été proposées pour relier des informations de localisation présentes dans la base ecoinvent à des aires géographiques diverses (pays, régions, bassins versants, zones urbaines, etc.) (Mutel, 2017) et pour intégrer la localisation dans les calculs matriciels utilisés en ACV pour agréger les résultats de l'inventaire des flux et de l'évaluation des impacts (Mutel *et al.*, 2012 ; Li *et al.*, 2021 ; Mutel et Hellweg, 2023). Elles restent complexes à mettre en œuvre et ne répondent pas encore à tous les besoins de spatialisation. Il est donc nécessaire aujourd'hui de les compléter pour répondre à certains besoins spécifiques, et de les implémenter dans les outils d'ACV et les rendre utilisables en prenant en compte les contraintes de temps et de ressources qui s'impose lors de l'évaluation d'un projet urbain tout en laissant aux analystes la flexibilité nécessaire au projet spécifique qu'ils évaluent.

Finalement, les développements nécessaires demandent des compétences solides issues de l'ACV comme des STIG, et très probablement une mobilisation conjointe entre chercheurs et communautés professionnelles/utilisateurs. Les besoins en méthodes et données géonumériques dépassent largement la seule identification des sources de géodonnées et les quelques manipulations nécessaires pour les intégrer dans un outil métier. Une spatialisation des outils ACV existant demande un travail méthodologique en plus de développements techniques pour assurer l'agrégation de flux spatialisés reliés à des aires géographiques très diverses au sein d'un calcul les agrégeant par catégorie. La création de procédés régionalisés est également nécessaire pour plusieurs contributeurs aux impacts d'un projet urbain, pour lesquels aujourd'hui peu de données existent (par exemple pour représenter les impacts de la construction et de l'entretien des voiries, des réseaux ou encore des espaces verts).

3.3 Échelles d'utilisation des facteurs de caractérisation régionalisés

La régionalisation des procédés et l'intégration d'informations de localisation servent à la fois à améliorer la précision de l'inventaire des flux, en ajustant notamment leur type et leur quantité, mais sont également utiles pour améliorer la précision de la quantification des impacts en fonction des lieux d'émission ou de prélèvement des flux et de la vulnérabilité des milieux concernés par ces prélèvements ou émissions. De plus en plus de facteurs de caractérisation « régionalisés » sont publiés (Bulle *et al.*, 2019 ; Verones, 2020). Une fois la localisation des pressions environnementales déterminées, ils sont utilisés pour évaluer de façon plus fine les impacts environnementaux.

Par exemple, concernant l'usage de l'eau, de nombreux travaux ont été publiés récemment pour fournir des facteurs de caractérisation régionalisés. L'équipe d'Hoekstra propose une résolution à l'échelle du bassin versant (Hoekstra, 2013). Berger *et al.* (2014) proposent un modèle « WAVE » (Water accounting and vulnerability evaluation) également à l'échelle du bassin versant. Les méthodes publiées avant 2012 sont listées et analysées dans la revue de Kounina *et al.* (2012). Cependant les méthodes d'évaluation de l'impact en ACV les plus utilisées sont basées d'un côté

sur les travaux de Anne-Marie Boulay (méthode AWARE (Boulay *et al.*, 2018) et de l'autre côté sur les travaux de Pfister *et al.* (2009).

Là encore, selon l'échelle de l'étude ACV, l'utilisation de facteurs de caractérisation localisés peut demander des études complémentaires. Dans le cadre de l'initiative GLAM (Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators and Methods) menée par la Life Cycle Initiative de l'UNEP, des recommandations ont été publiées récemment sur le cas de l'eau (Jolliet *et al.*, 2018). L'usage de la méthode AWARE est recommandé, au pas de temps mensuel, si possible. Au minimum, des facteurs de caractérisation nationaux annuels peuvent être utilisés, mais l'usage du proxy mondial est déconseillé. Il n'est pas pour autant certain que ces données régionalisées soient plus pertinentes, quelle que soit l'échelle considérée. Ainsi, une étude récente australienne (Bontinck *et al.*, 2021) a recalculé les facteurs d'impacts en remplaçant les données approximées de AWARE par des données plus précises disponibles au niveau national. Les résultats reproduits sur la figure 6 ci-dessous montrent une variabilité importante entre les deux cartes et soulèvent la question de l'application de AWARE à l'échelle du bassin versant, notamment pour un pays côtier et découpé comme la France.

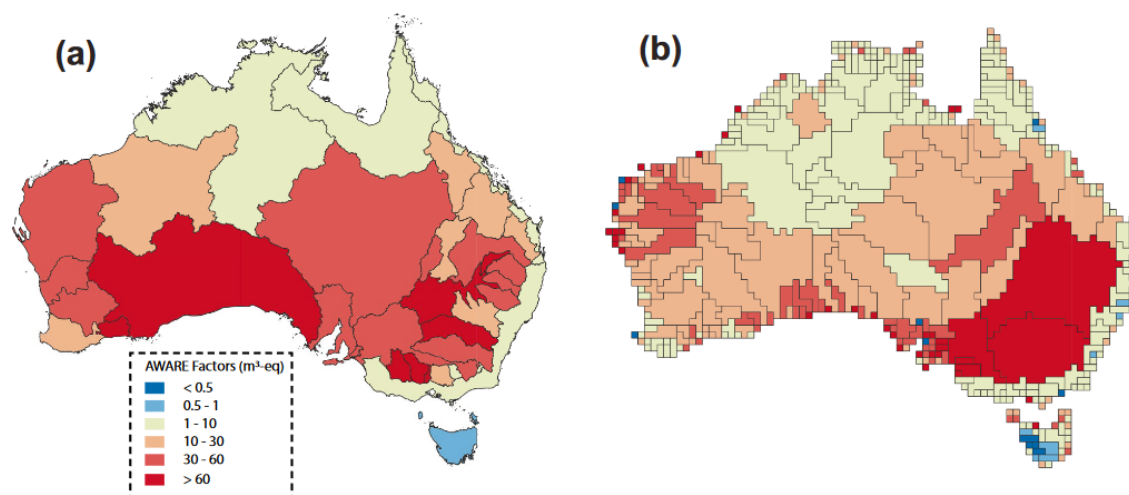


Fig. 4 AWARE characterisation factors per basin using (a) update data and (b) current impact assessment method

FIGURE 6 – Recalcul de facteur de caractérisation de Bontink *et al.* (2021) pour l'Australie. D'après leurs résultats suite à un travail à l'échelle nationale, les facteurs de caractérisation de la criticité de l'usage de l'eau devraient être jusqu'à 35 % plus faibles que ceux obtenus par la méthode mondiale.

Ainsi, les facteurs de caractérisation de la criticité de l'usage de l'eau fournissent des moyennes nationales mensuelles permettant de mieux anticiper certains impacts et donc de trouver des solutions alternatives moins impactantes dans certains cas, par rapport à l'utilisation d'une moyenne mondiale. Néanmoins, il n'est pas certain que l'utilisation directe de la valeur du pixel de la grille proposée au niveau subnational soit pertinente à l'échelle d'un projet urbain, étant donné les contraintes des simulations réalisées à l'échelle mondiale. Pour les projets urbains, un travail spécifique peut-être nécessaire, soit au niveau national, soit à l'échelle d'un territoire ou d'un bassin versant donné. Là encore des travaux interdisciplinaires, en tout cas mêlant ACV et STIG, pourraient être utilement réalisés à l'échelle nationale ou régionale afin de fournir des facteurs de caractérisation pour les ACV de projets urbains notamment. De tels facteurs de caractérisation pourraient concerner d'autres thématiques que celles de l'eau et servir de référentiel à des outils d'évaluation environnementale au-delà des outils d'ACV de projets urbains à l'image d'ENVI PV⁹

⁹ Cf. <https://www.oie.minesparis.psl.eu/Recherche/Realisations/2016-ENVIPV/>.

réalisé pour évaluer l'impact du développement de parcs photovoltaïques (Pérez-López *et al.*, 2017).

Les besoins en données et/ou méthodes géonumériques sont présents à toutes les étapes de l'ACV et requièrent des méthodes et outils divers, à des degrés de complexité très différents selon les thématiques considérées (bâtiments, végétation, routes, espaces publics, réseaux, mobilité, etc.). La résolution des difficultés recensées fait appel à diverses disciplines des STIG (gestion de base de données et enrichissement de données, agrégation spatiale et gestion d'échelles et de granularité très différentes, géovisualisation pour l'exploration des données et des résultats, etc.) et peut nécessiter des travaux communs avec d'autres disciplines développant des méthodes ACV. Au-delà des travaux de recherche et/ou développements méthodologiques et techniques à réaliser, d'autres leviers sont à mobiliser, notamment le développement de la gouvernance autour de la production et de la facilitation de l'accès aux géodonnées (Mission Data et Territoires, 2023), qui demande notamment d'avoir une formalisation des besoins des différents acteurs. Ainsi, au-delà de la nécessité de travaux interdisciplinaires, le positionnement des chercheurs et leurs échanges avec d'autres acteurs sociaux sont à questionner, par rapport aux normes et injonctions académiques actuelles (Leeuw, 2016).

4 CONCLUSION

Cet article présente le résultat intermédiaire d'une démarche interdisciplinaire et exploratoire. Cette démarche a été mise en place suite aux constats de l'intérêt de la spatialisation et de difficultés récurrentes rencontrées, qui, dans le cas de l'ACV de projets urbains, rend la spatialisation parfois trop complexe et donc non réalisée. Pour pallier ces limites, nous proposons une exploration des besoins de données et méthodes géonumériques pour la réalisation d'ACV de projets urbains, en vue de fournir des outils aux maîtres d'ouvrages pour limiter au maximum les impacts environnementaux de leurs projets. Cette exploration répond à la nécessité identifiée par les chercheurs en ACV d'approfondir leur connaissance et leur compréhension des possibilités offertes par les données et méthodes géonumériques, afin qu'ils puissent exprimer leur besoin aux chercheurs en STIG tout en développant des méthodes pour tirer le meilleur parti possible des possibilités offertes par les géodonnées et les SIG. L'expression de besoins géonumériques a pour objectif de permettre aux chercheurs en STIG de proposer des solutions innovantes adaptées aux besoins exprimés, mais également de diffuser les besoins recensés auprès des producteurs de géodonnées et de standards géonumériques afin que des référentiels et outils standardisés puissent être mis à disposition.

Du point de vue des STIG, les besoins en données, méthodes et outils géonumériques sont nombreux, hétérogènes et ont des degrés de complexité très variables. Dans certains cas, des développements pertinents ne peuvent se faire que par des collaborations interdisciplinaires, soit entre chercheurs de différents domaines des STIG, soit entre chercheurs des STIG et chercheurs et/ou praticiens de l'ACV. En matière de coopération scientifique, la rédaction conjointe de cet article entre chercheurs de différentes disciplines (ACV et STIG) nous a permis de créer un objet commun utile pour déterminer des pistes à explorer dans le cadre du projet ANR EcoCIM et de projets. Cet article est pour les chercheurs du projet un des objets intermédiaires (Vinck, 1999 ; Vinck, 2009) du travail interdisciplinaire en cours. Il pourra peut-être servir également à d'autres chercheurs pour imaginer de nouvelles solutions ou proposer d'autres collaborations.

Au-delà de la dimension géonumérique, des questionnements géographiques ont également émergé au cours de nos travaux et des échanges avec les chercheurs en ACV ont fait ressortir la volonté de travailler de concert avec des géographes sur des études territoriales centrées sur les impacts environnementaux des activités humaines qui permettraient à la fois de proposer des modélisations d'impacts environnementaux plus pertinentes et de rechercher des modes plus sobres d'occupation de la planète.

FINANCEMENT

Le projet EcoCIM est financé par l'ANR (projet ANR-22-CE04-0019-01).

RÉFÉRENCES

- Berger M., Van Der Ent R., Eisner S., Bach V., Finkbeine, M. (2014). Water Accounting and Vulnerability Evaluation (WAVE): Considering Atmospheric Evaporation Recycling and the Risk of Freshwater Depletion in Water Footprinting. *Environmental Science & Technology*. Volume 48, n° 8, pp. 4521-4528. DOI [10.1021/es404994t](https://doi.org/10.1021/es404994t).
- Bontinck P-A., Grant T., Kaewmai R., Musikavong C. (2021). Recalculating Australian water scarcity characterisation factors using the AWARE method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Volume 26, n° 8, pp. 1687-1701. DOI [10.1007/s11367-021-01952-8](https://doi.org/10.1007/s11367-021-01952-8).
- Boulay A-M., Bare J., Benini L., Berger M., Lathuillière M. J., Manzardo A., Margni M., Motoshita M., Núñez M., Pastor A. V., Ridoutt B., Oki T., Worbe S., Pfister S. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Volume 23, n° 2, pp. 368-378. DOI [10.1007/s11367-017-1333-8](https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8).
- Brozovsky J., Gustavsen A., Gaitani N. (2021). Zero emission neighbourhoods and positive energy districts – A state-of-the-art review. *Sustainable Cities and Society*. Volume 72, pp. 103013. DOI [10.1016/j.scs.2021.103013](https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103013).
- Bulle C., Margni M., Patouillard L., Boulay A-M., Bourgault G., De Bruille V., Cao V., Hauschild M., Henderson A., Humbert S., Kashef-Haghighi S., Kounina A., Laurent A., Levasseur A., Liard G., Rosenbaum R. K., Roy P-O., Shaked S., Fantke P., Jolliet O. (2019). IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Volume 24, n° 9, pp. 1653-1674. DOI [10.1007/s11367-019-01583-0](https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0).
- Cabeza L. F., Rincón L., Vilariño V., Pérez G., Castell A. (2014). Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Volume 29, pp. 394-416. DOI [10.1016/j.rser.2013.08.037](https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.037).
- Elia V., Gnoni M. G., Tornese F. (2017). Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *Journal of Cleaner Production*. Volume 142, pp. 2741-2751. DOI [10.1016/j.jclepro.2016.10.196](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.196).
- Flipo F. (2017). Interdisciplinarité et transdisciplinarité à l'épreuve des revues anglophones. *Natures Sciences Sociétés*. Volume 25, n° 1, pp. 48-55. DOI <https://doi.org/10.1051/nss/2017010>.
- Franklin-Johnson E., Figge F., Canning L. (2016). Resource Duration as a Managerial Indicator for Circular Economy Performance. *Journal of Cleaner Production*. 2016. DOI [10.1016/j.jclepro.2016.05.023](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.023).
- Guinée J. B. (2002). Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Volume 7, pp. 311-13. DOI [10.1007/BF02978897](https://doi.org/10.1007/BF02978897).
- Hauschild M. (2006). Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Volume 11, n° 1, pp. 11-13. DOI [10.1065/lca2006.04.005](https://doi.org/10.1065/lca2006.04.005).
- Hauschild M. Z., Rosenbaum R. K., OLSEN S. I. (2018). Life Cycle Assessment: Theory and Practice. Cham : Springer International Publishing. DOI [10.1007/978-3-319-56475-3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3).
- Hoekstra, A. Y. (2013). Wise - Freshwater Allocation. <https://ris.utwente.nl/ws/portalfiles/portal/5141922/Report63-WiseFreshWaterAllocation.pdf>. Accédé : 2023-06-30.
- Hollberg A., Kaushal D., Basic S., Galimshina A., Habert G. (2020). A data-driven parametric tool for under-specified LCA in the design phase. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. Volume 588, n° 5, pp. 052018. DOI [10.1088/1755-1315/588/5/052018](https://doi.org/10.1088/1755-1315/588/5/052018).
- Hubert B., Billaud J.-P., Vivien F-D. (2016). Le tourbillon de la recherche. *Natures Sciences Sociétés*. Volume 24, n° 2, pp. 95-96. DOI [10.1051/nss/2016023](https://doi.org/10.1051/nss/2016023).
- Igos E., Mastrucci A., Benetto E. (2015). Étude SCORE LCA n° 2014-05 – Rapport Final : Intérêt et mise en œuvre d'un couplage entre ACV et SIG. LIST.
- Jolliet O., Antón A., Boulay A-M., Cherubini F., Fantke P., Levasseur A., Mckone T. E., Michelsen O., Milà I Canals L., Motoshita M., Pfister S., Verones F., Vigon B., Frischknecht R. (2018). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators : impacts of climate change, fine particulate matter formation, water consumption and land use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. <http://link.springer.com/10.1007/s11367-018-1443-y>. Accédé : 26 avril 2018. DOI [10.1007/s11367-018-1443-y](https://doi.org/10.1007/s11367-018-1443-y).
- Jolliet O., Saade-Sbeih M., Shaked S., Jolliet A., Crettaz P. (2015). Environmental Life Cycle Assessment. Boca Raton : CRC Press. ISBN 978-0-429-11105-1.
- Kounina A., Margni M., Bayart J-B., Boulay A-M., Berger M., Bulle C., Frischknecht R., Koehler A., Milà I Canals L., Motoshita M., Núñez M., Peters G., Pfister S., Ridoutt B., Van Zelm R., Verones F., Humbert S. (2012). Review of

- methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Volume 18, n° 3, pp. 707-721. DOI [10.1007/s11367-012-0519-3](https://doi.org/10.1007/s11367-012-0519-3).
- Lange J-M., Munier V. (2019). Interdisciplinarités : rencontres entre les disciplines, enjeux, dispositifs, freins et leviers. *Recherches en Didactique des Sciences et Technologies*. Volume 19, pp. 9-20. DOI [10.4000/rdst.2210](https://doi.org/10.4000/rdst.2210).
- Lausset C., Borgnes V., Brattebø H. (2019). LCA modelling for Zero Emission Neighbourhoods in early stage planning. *Building and Environment*. Volume 149, pp. 379-389. DOI [10.1016/j.buildenv.2018.12.034](https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.12.034).
- Leeuw S. V. d. (2016). La science, les politiques et le public : quelle réalité, quels écueils ? *Natures Sciences Sociétés*. Volume 24, n° 2, pp. 160-167. DOI [10.1051/nss/2016014](https://doi.org/10.1051/nss/2016014).
- Li J., Tian Y., Zhang Y., Xie K. (2021). Spatializing environmental footprint by integrating geographic information system into life cycle assessment: A review and practice recommendations. *Journal of Cleaner Production*. Volume 323, pp. 129113. DOI [10.1016/j.jclepro.2021.129113](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129113).
- Lotteau M., Loubet P., Pousse M., Dufrasnes E., Sonnemann G. (2015). Critical review of life cycle assessment (LCA) for the built environment at the neighborhood scale. *Building and Environment*. Volume 93, Part 2, pp. 165-178. DOI [10.1016/j.buildenv.2015.06.029](https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.06.029).
- Mission Data et Territoires (2023). Rapport de la mission Data et Territoires.
- Mutel C. L., Pfister S., Hellweg S. (2012). GIS-Based Regionalized Life Cycle Assessment: How Big Is Small Enough? Methodology and Case Study of Electricity Generation. *Environmental Science & Technology*. Volume 46, n° 2, pp. 1096-1103. DOI [10.1021/es203117z](https://doi.org/10.1021/es203117z).
- Mutel C. (2017). Pandarus: GIS toolkit for regionalized life cycle assessment. *The Journal of Open Source Software*. Volume 2, n° 13, pp. 244. DOI [10.21105/joss.00244](https://doi.org/10.21105/joss.00244).
- Mutel C., Hellweg S. (2023). Matrix-based Methods for Regionalized Life Cycle Assessment. <https://eartharxiv.org/repository/view/5270/>. Accédé : 2024-09-14.
- Nwodo M. N., Anumba C. J. (2019). A review of life cycle assessment of buildings using a systematic approach. *Building and Environment*. Volume 162, pp. 106290. DOI [10.1016/j.buildenv.2019.106290](https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106290).
- Ortiz O., Castells F., Sonnemann G. (2009). Sustainability in the construction industry: A review of recent developments based on LCA. *Construction and Building Materials*. Volume 23, n° 1, pp. 28-39. DOI [10.1016/j.conbuildmat.2007.11.012](https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2007.11.012).
- Patouillard L., Bulle C., Maxime D., Patreau V., Querleu C. (2015). Étude SCORE LCA n° 2013-05 – Synthèse : Prise en compte de la dimension géographique en ACV : intérêt et mise en œuvre. CIRAIG/IFPEN.
- Patouillard L., Bulle C., Querleu C., Maxime D., Osset P., Margni M. (2018). Critical review and practical recommendations to integrate the spatial dimension into life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*. Volume 177, pp. 398-412. DOI [10.1016/j.jclepro.2017.12.192](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.192).
- Patouillard L., Collet P., Lesage P., Seco P. T., Bulle C., Margni M. (2019). Prioritizing regionalization efforts in life cycle assessment through global sensitivity analysis: a sector meta-analysis based on ecoinvent v3. *International Journal of Life Cycle Assessment*. Volume 24, n° 12, pp. 2238-2254. DOI [10.1007/s11367-019-01635-5](https://doi.org/10.1007/s11367-019-01635-5).
- Pérez-López P., Gschwind B., Blanc P., Frischknecht R., Stolz P., Durand Y., Heath G., Ménard L., Blanc I. (2017). ENVI-PV : an interactive Web Client for multi-criteria life cycle assessment of photovoltaic systems worldwide. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications*. Volume 25, n° 7, pp. 484-498. DOI <https://doi.org/10.1002/pip.2841>.
- Peuportier B., Kholer K., Boonstra C. (1997). 'European Project REGENER, Life Cycle Analysis of Buildings.' In *2nd International Conference "Buildings and the Environment"*. Paris, 9-12 juin 1997.
- Peuportier B., Putzeys K. (2005). 'Practical Recommendations for Sustainable Construction PRESCO - Work Package 2 - Inter-Comparison and Benchmarking of LCA-Based Environmental Assessment and Design Tools'.
- Peuportier B. (2003). *Eco-conception des bâtiments : bâtir en préservant l'environnement*. Presses des MINES. ISBN 978-2-911762-43-7.
- Peuportier B., Kellenberger D., Anink D., Mötzl H., Anderson J., Vares S., Chevalier J., König H. (2004). Inter-comparison and benchmarking of LCA-based environmental assessment and design tools. In : *Sustainable Building 2004 Conference*. Varsovie, octobre 2004.
- Peuportier B. (2008). Life Cycle Assessment applications in the building sector. *International Journal of Environmental Technology and Management*. Volume 9, n° 4, pp. 334-347. DOI [10.1504/IJETM.2008.019455](https://doi.org/10.1504/IJETM.2008.019455).
- Peuportier B., Leurent F., Roger-Estrade J. (2020). *Eco-Design of Buildings and Infrastructure: Developments in the Period 2016–2020*. CRC Press.
- Pfister S., Koehler A., Hellweg S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology*. Volume 43, n° 11, pp. 4098-4104. DOI [10.1021/es802423e](https://doi.org/10.1021/es802423e).

- Popovici E., Peuportier B. (2004). Using life cycle assessment as decision support in the design of settlements. In : PLEA Conference. Eindhoven. pp. 6.
- Richardson K., Steffen W., Lucht W., Bendtsen J., Cornell S. E., Donges J. F., Drüke M., Fetzer I., Bala G., Von Bloh W., Feulner G., Fiedler S., Gerten D., Gleeson T., Hofmann M., Huiskamp W., Kummu M., Mohan C., Nogués-Bravo D., Petri S., Porkka M., Rahmstorf S., Schaphoff S., Thonicke K., Tobian A., Virkki V., Wang-Erlandsson L., Weber L., Rockström J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*. Volume 9, n° 37, pp. 2458. DOI [10.1126/sciadv.adh2458](https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458).
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin F. S., Lambin E. F., Lenton T. M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H. J., Nykvist B., De Wit C. A., Hughes T., Van Der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P. K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R. W., Fabry V. J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*. Volume 461, n° 7263, pp. 472-475. DOI [10.1038/461472a](https://doi.org/10.1038/461472a).
- Roux C. (2020). Consequential Life Cycle Assessment Applied to Buildings. In: Eco-Design of Buildings and Infrastructure. CRC Press. ISBN 978-1-00-309507-1.
- Roux C., Peuportier B. (2021). Projet PULSE-PARIS - Ecoconception des projets urbains et liens avec la stratégie économie circulaire de la ville de Paris. Rapport final. Projet ADEME MODEVAL URBA, 2017.
- Sharma A., Saxena A., Sethi M., Shree V., Varun, (2011). Life cycle assessment of buildings: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Volume 15, n° 1, pp. 871-875. DOI [10.1016/j.rser.2010.09.008](https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.09.008).
- Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S. E., Fetzer I., Bennett E. M., Biggs R., Carpenter S. R., Vries W. de, Wit C. A. de, 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*. Volume 347, n° 6223, pp. 1259855. DOI [10.1126/science.1259855](https://doi.org/10.1126/science.1259855).
- Verones F., Hellweg S., Antón A., Azevedo L. B., Chaudhary A., Cosme N., Cucurachi S., Baan L., Dong Y., Fantke P., Golsteijn L., Hauschild M., Heijungs R., Jolliet O., Juraske R., Larsen H., Laurent A., Mutel C. L., Margni M., Núñez M., Owsianiak M., Pfister S., Ponsioen T., Preiss P., Rosenbaum R. K., Roy P-O., Sala S., Steinmann Z., Zelm R., Van Dingenen R., Vieira M., Huijbregts M. A. J. (2020). LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. *Journal of Industrial Ecology*. Volume 24, n° 6, pp. 1201-1219. DOI [10.1111/jiec.13018](https://doi.org/10.1111/jiec.13018).
- Vinck D. (1999). Les objets intermédiaires dans les réseaux de coopération scientifique. Contribution à la prise en compte des objets dans les dynamiques sociales. *Revue française de sociologie*. Volume 40, n° 2, pp. 385-414.
- Vinck D. (2009). De l'objet intermédiaire à l'objet-frontière - Vers la prise en compte du travail d'équipement. *Revue d'anthropologie des connaissances*. Volume 3, n° 1, pp. 51-72.
- Weissenberger M., Jensch W. Lang W. (2014). The convergence of life cycle assessment and nearly zero-energy buildings: The case of Germany. *Energy and Buildings*. Volume 76, pp. 551-557. DOI [10.1016/j.enbuild.2014.03.028](https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.03.028).
- Wernet G., Bauer C., Steubing B., Reinhard J., Moreno-Ruiz E., Weidema B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Volume 21, n° 9, pp. 1218-1230. DOI [10.1007/s11367-016-1087-8](https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8).