



HAL
open science

Intégration de la variabilité géographique en conception responsable

Florian Bratec

► **To cite this version:**

Florian Bratec. Intégration de la variabilité géographique en conception responsable. Eco-conception. Université de Technologie de Troyes, 2020. Français. NNT : 2020TROY0020 . tel-03808698

HAL Id: tel-03808698

<https://theses.hal.science/tel-03808698v1>

Submitted on 10 Oct 2022

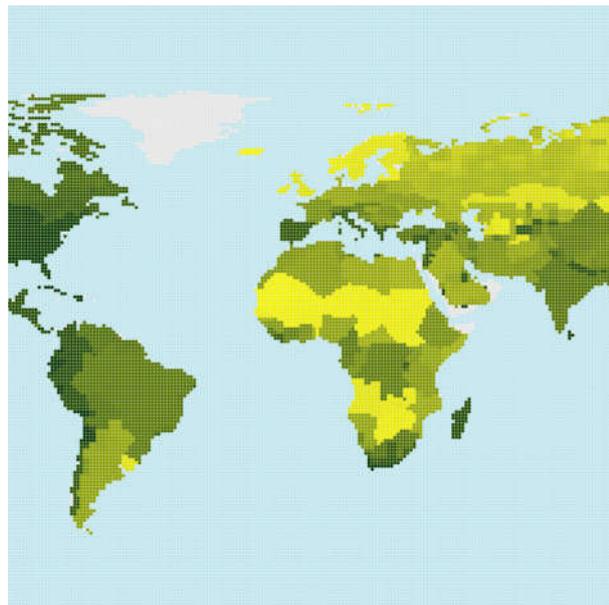
HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Thèse
de doctorat
de l'UTT

Florian BRATEC

Intégration de la variabilité géographique en conception responsable



Champ disciplinaire :
Sciences pour l'Ingénieur

2020TROY0020

Année 2020

THESE

pour l'obtention du grade de

DOCTEUR

de l'UNIVERSITE DE TECHNOLOGIE DE TROYES

EN SCIENCES POUR L'INGENIEUR

Spécialité : SYSTEMES SOCIOTECHNIQUES

présentée et soutenue par

Florian BRATEC

le 13 novembre 2020

**Intégration de la variabilité géographique
en conception responsable**

JURY

M. Tim C. MCALOONE	PROFESSOR	Président
Mme Bénédicte BUCHER	DIRECTRICE DE RECHERCHE IGN	Rapporteure
Mme Peggy ZWOLINSKI	PROFESSEURE DES UNIVERSITES	Rapporteure
M. Enrico BENETTO	DOCTEUR INGENIEUR	Examineur
Mme Laure LAVORATA	PROFESSEURE DES UNIVERSITES	Examinatrice
M. Philippe ROUDIER	DOCTEUR	Examineur
M. René DIAZ-PICHARDO	PROFESSEUR ASSOCIE UTT	Directeur de thèse
Mme Nadege TROUSSIER	PROFESSEURE DES UNIVERSITES	Directrice de thèse

Résumé : Les apports de la responsabilité en conception de produits se manifestent dès les années 70 avec la multiplication des démarches d'éco-conception et de conception pour la soutenabilité. Cette attitude nouvelle du concepteur vise à diminuer les impacts de la conception d'un produit sur l'environnement et l'Homme : elle ouvre la porte à la responsabilité du concepteur. Malgré le développement d'une pluralité d'approches pour ainsi opérer, un nombre relativement restreint de variables de conception s'est aujourd'hui imposé et une méthode a particulièrement été adoptée : l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). À travers cette approche, les variables de conception se focalisent généralement sur le choix des matériaux et des procédés de transformation. Cette thèse vise à comprendre les enjeux liés à l'intégration de la localisation géographique du procédé en tant que variable de conception. La méthodologie de recherche s'appuie sur l'approche rétrospective et a permis d'identifier la nécessité de proposer un algorithme de discrétisation spécifique ainsi qu'un indicateur de simulation du Potentiel de Sévérité Géographique sous la forme d'une carte. L'étude de cas s'est portée sur trois procédés de synthèse chimique, avec la SAS PIVERT. Ces procédés ont été modélisés pour proposer des simulations. Pour finaliser la proposition, une étude de sensibilité a été réalisée sur l'algorithme de discrétisation. Il est observé qu'une approche de simulation de la sévérité géographique offre l'opportunité d'une prise de décision responsable en conception.

Mots clés : Responsabilité environnementale, Analyse du Cycle de Vie, Discrétisation (cartographie), Systèmes d'aide à la décision, Conception durable

Abstract : The contributions of product design responsibility date back to 1970s with the multiplication of eco-design and design for sustainability approaches. This new attitude of the designer aims to reduce the harmful impacts on the environment and on Man of the design of a product: it paves the way to the responsibility of the designer. Despite the development of a plurality of approaches to operate in this way, a relatively small number of design variables have now emerged and a method has been particularly adopted: Life-Cycle Assessment (LCA). Through this approach, the design variables generally focus on the choice of materials and transformation processes. This thesis aims to understand the issues related to the integration of the geographic location of the process as a design variable.

The research methodology is based on a retrospective approach and has made it possible to identify the need to propose a specific discretization algorithm as well as a simulation indicator of the Geographic Severity Potential in the form of a map. The case study focused on three chemical synthesis processes, with SAS PIVERT. These processes have been modelled to provide simulations. To finalize the proposal, a sensitivity study was carried out on the discretization algorithm. It is observed that an approach to simulating geographic severity opens the door to responsible decision-making in design through the spatial variable. It is observed that a geographic severity simulation approach offers an opportunity for responsible decision-making in design.

Key words : Environmental responsibility, Life-cycle Assessment, Discretization (cartography), Decision support systems, Sustainable design

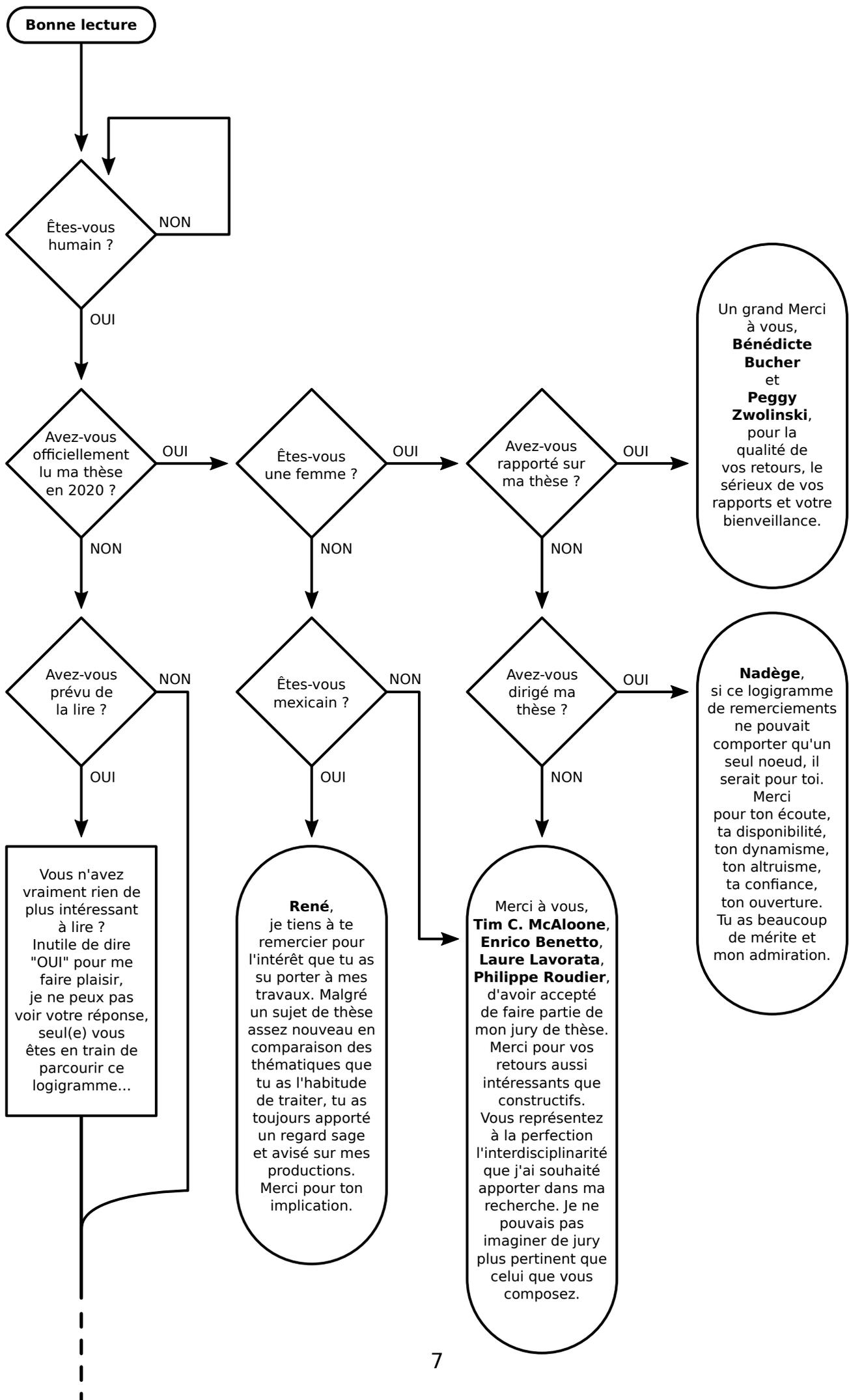
Remerciements

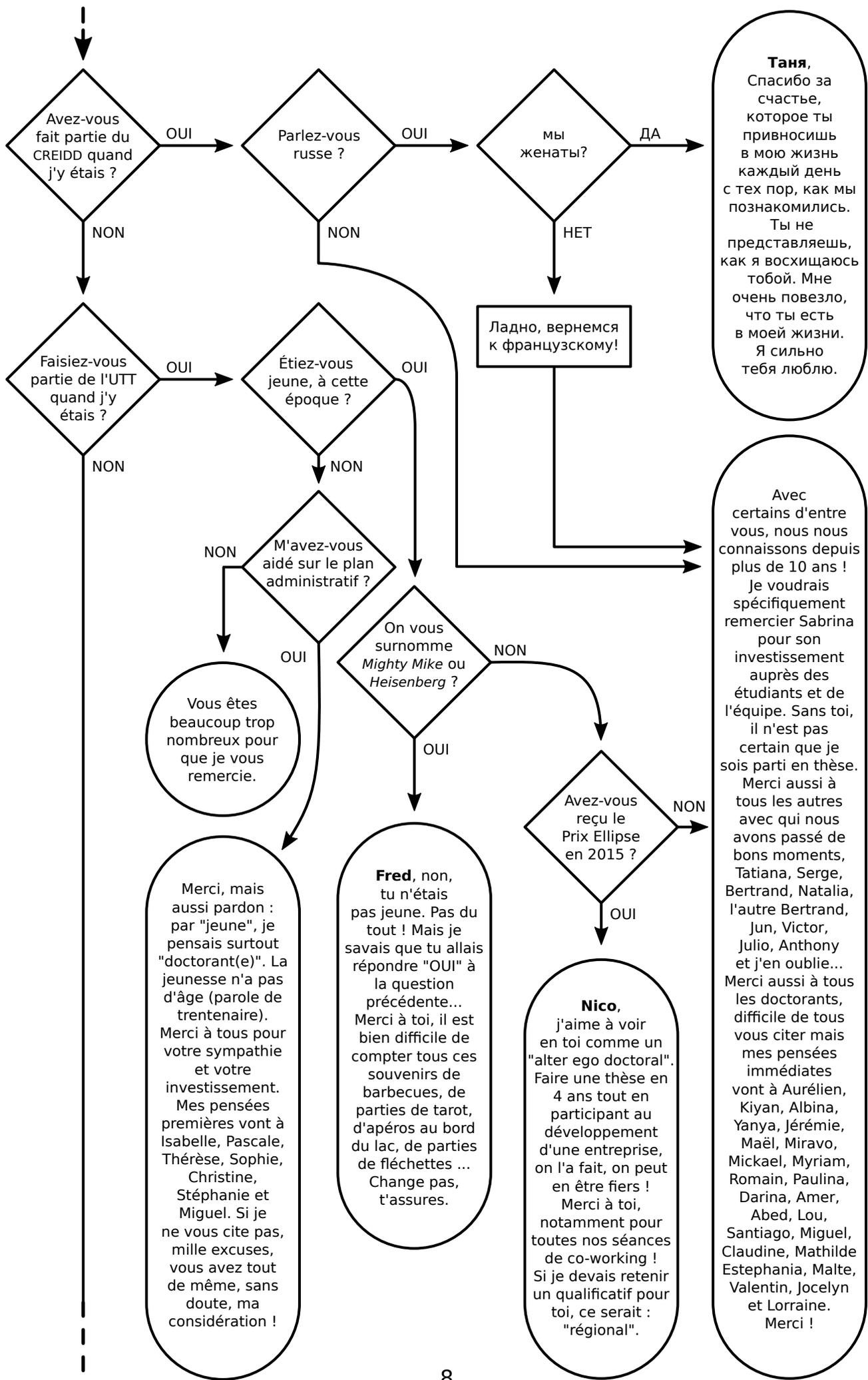
Au moment où j'écris ces remerciements, la thèse est déjà soutenue. J'ai souhaité réserver cet exercice pour la toute fin de cette aventure, tant il est à la fois plaisant et difficile. En effet, la difficulté de cet exercice tient du fait, il me semble, qu'il est bien plus contrariant d'oublier de remercier un proche que d'oublier de faire référence à un(e) auteur(e) dans un état de l'art. Par ailleurs, il convient de conserver une certaine cohérence dans mes remerciements, qu'il s'agit d'adresser à des personnes ayant été particulièrement chères à mes yeux pendant cette période de doctorat.

En considération de cela, j'ai hésité à ne pas rédiger de remerciements, à afficher une liste de prénoms pêle-mêle en tous sens et toutes orientations ou encore à écrire un simple « Merci » au beau milieu d'une page. À vrai dire, ces idées n'étaient pas pour me déplaire. Peut-être m'auraient-elles aidé à affirmer un côté anticonformiste qu'il est difficile de faire valoir à travers un manuscrit de thèse, gage de sérieux d'une recherche scientifique de plusieurs années. Certains parmi vous qui me lisez (mais peu, je présume) savent que je suis un amoureux des moyens d'expression, qu'il s'agisse d'écriture, de dessin, de peinture, de sculpture ou encore de cuisine. Écrire une thèse est, sans aucun doute, le support d'expression le plus contraignant que j'ai pu manipuler et il m'a tenu à cœur que celui-ci soit conforme et assumé. C'est à méditer, mais il me semble bien que faire cohabiter originalité et exemplarité est un casse-tête particulièrement corsé. Ainsi, si l'on considère que ce manuscrit est exemplaire dans sa forme scientifique (car il convient de toujours rester humble sur le fond), la partie des remerciements est évidemment l'endroit tout indiqué pour exprimer une originalité.

Compte tenu de mon état d'esprit, vous comprenez donc que j'éviterai de rédiger, trop classiquement, une ou deux pages de paragraphes enchaînés pour remercier mon laboratoire puis les personnes ayant rapporté sur mes travaux, ma direction de thèse, mes amis, collègues et famille (dans cet ordre systématiquement repris, peu ou prou). Par ailleurs, à ce stade de la lecture, vous vous dites probablement « Pour un gars qui ne veut pas rédiger ses remerciements, on a déjà une bonne demi-page de blabla » ou bien vous vous êtes simplement dit « Bon, il est où mon nom ? Accouche ! ». Avouez, vous avez souri (intérieurement, au moins).

Bien, au final, en toute cohérence avec certains aspects de ce mémoire de thèse, je vous propose un logigramme en lieu et place de classiques remerciements. Pas d'inquiétude si c'est la première fois que vous voyez le mot « logigramme », il n'y a pas besoin d'être ingénieur(e) pour s'en servir : suivez les flèches, ça devrait bien se passer !





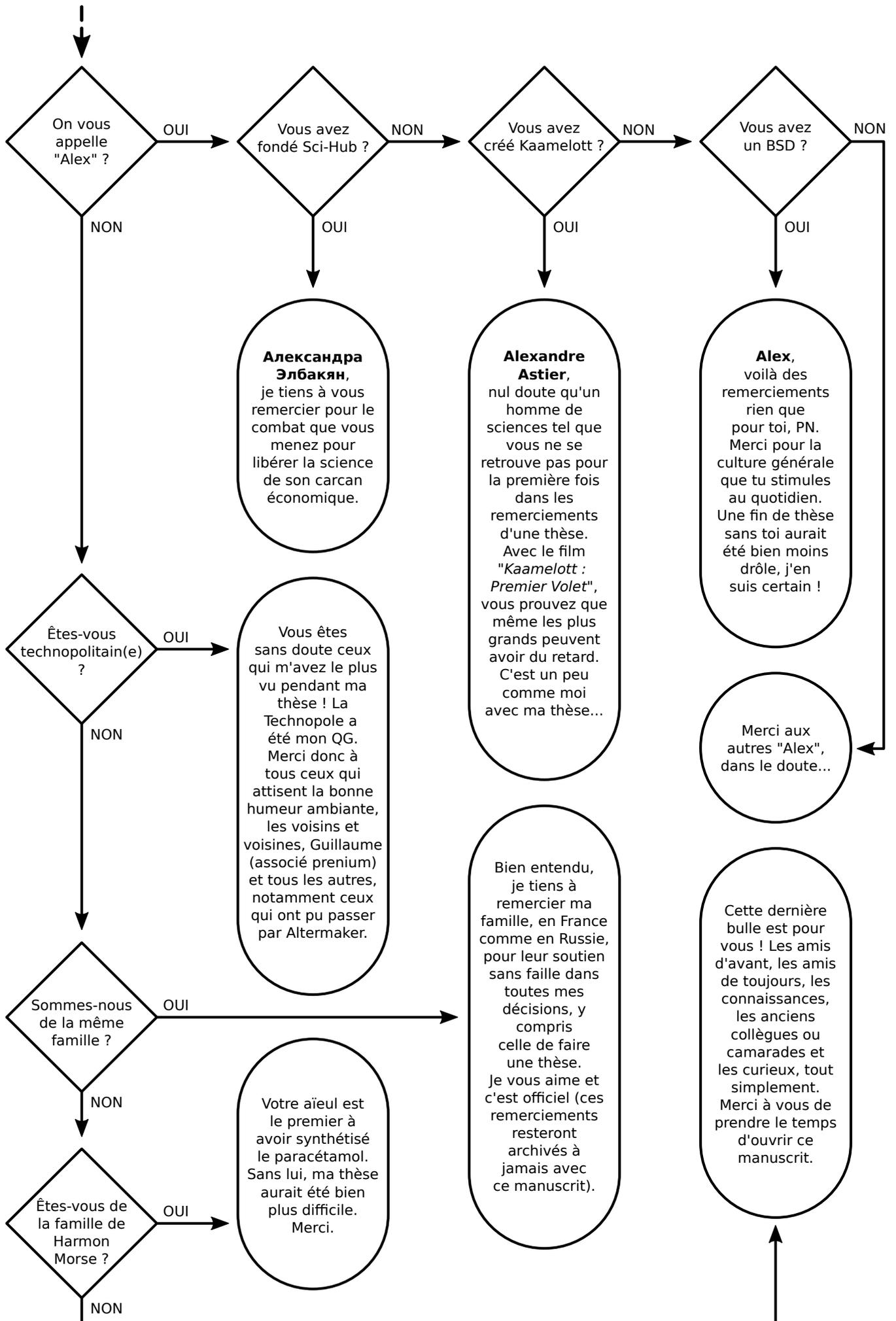


Table des matières

Table des figures	p. 12
Glossaire	p. 17
1. Introduction	p. 21
1.1. Prologue	p. 21
1.2. D'Homo Sapiens à Homo Responsabilis	p. 22
2. Contexte et positionnement de la recherche	p. 27
2.1. De la décision à la responsabilité du concepteur	p. 28
2.1.1. Responsabilité : entre conscience et sensibilité	p. 28
2.1.1.1. Pas de responsabilité sans conscience	p. 28
2.1.1.2. La responsabilité au coeur d'un contexte	p. 30
2.1.2. L'information : vecteur de la décision responsable	p. 33
2.1.2.1. Enjeux de la temporalité de l'information	p. 33
2.1.2.2. Le rôle de l'information dans la cognition	p. 38
2.2. Les leviers de conception responsable	p. 46
2.2.1. Tour d'horizon des approches de conception responsable	p. 46
2.2.1.1. L'évolution de la conception pour la soutenabilité	p. 46
2.2.1.2. Méthodes et outils pour l'intégration des informations environ ..	p. 51
2.2.2. Les variables de conception responsable	p. 54
2.3. Positionnement et problématique	p. 58
3. État de l'art sur la spatialisation d'impacts	p. 63
3.1. Enjeux et opportunités de la spatialisation d'impacts	p. 64
3.1.1. Clarification lexicale	p. 64
3.1.2. L'intégration de la spatialisation dans le cadre normatif	p. 65
3.1.3. La spatialisation de la modélisation du cycle de vie	p. 68
3.1.3.1. Spatialisation de l'Inventaire du Cycle de Vie	p. 69
3.1.3.2. Régionalisation de la caractérisation d'impacts	p. 76
3.1.4. La régionalisation des impacts du cycle de vie	p. 83
3.1.4.1. La chaîne de causalité	p. 83
3.1.4.2. Catégories d'impacts et continuum géographique	p. 85
3.1.5. Synthèse de la spatialisation d'impacts en ACV	p. 90
3.2. L'information cartographique	p. 92
3.2.1. La visualisation des données cartographiques	p. 92
3.2.1.1. Les variables visuelles en cartographie	p. 92
3.2.1.2. L'extrapolation en cartographie	p. 96
3.2.2. La discrétisation cartographique	p. 99

3.2.2.1. La perception de l'information discrétisée en conception	p. 99
3.2.2.2. La discrétisation arithmétique	p. 105
3.2.2.3. La discrétisation algorithmique	p. 106
3.2.3. Synthèse de la perception cartographique	p. 109
3.3. Synthèse de l'état de l'art	p. 110
4. Proposition : un indicateur de Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts	p. 113
4.1. Caractéristiques méthodologiques de la proposition	p. 114
4.1.1. Approche rétrospective de la proposition	p. 114
4.1.2. Propriétés de la proposition	p. 116
4.2. Développement de la proposition	p. 122
4.2.1. Sélection d'une méthode de caractérisation spatialisée	p. 122
4.2.2. Réalisation d'une base cartographique de variabilité d'impacts	p. 129
4.2.2.1. Définition des propriétés de maillage	p. 129
4.2.2.2. Création de la base de données	p. 132
4.2.3. Développement d'un algorithme de discrétisation	p. 138
4.2.4. Détermination d'un Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts ...	p. 144
5. Expérimentation en contexte industriel	p. 155
5.1. Propriétés de l'expérimentation	p. 156
5.1.1. Présentation des trois cas d'application	p. 156
5.1.2. Objectifs de l'expérimentation	p. 158
5.1.3. Protocole d'expérimentation numérique	p. 160
5.2. Mise en œuvre de la proposition	p. 165
5.2.1. Définition du périmètre et inventaire des données	p. 165
5.2.2. Modélisation et caractérisation	p. 167
5.2.3. Simulation du Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts	p. 174
5.2.3.1. Simulation pour le procédé de production de polyamine	p. 175
5.2.3.2. Simulation pour le procédé de production d'amino-alcool	p. 180
5.2.3.3. Simulation pour le procédé de production de polyol	p. 185
5.2.4. Discussion et analyse des biais	p. 189
5.2.4.1. Discussion et comparaison des résultats	p. 189
5.2.4.2. Analyse des biais	p. 194
5.3. Validation de la proposition	p. 202
6. Conclusions et perspectives	p. 207
6.1. Conclusion	p. 207
6.2. Perspectives d'applications et de recherches	p. 218
6.3. Épilogue	p. 222
Bibliographie	p. 223
Annexes	p. 252

Table des figures

[Figure 2-1. La conception socialement responsable \(traduit de Davey et al., 2007\)](#)

[Figure 2-2. Framework FBS situé \(Gero et Kannengiesser, 2004\)](#)

[Figure 2-3. Interactions entre les trois « mondes » \(Gero et Kannengiesser, 2004\)](#)

[Figure 2-4. Qualification de l'information dans le framework FBS](#)

[Figure 2-5. Cheminement de l'information autour de la décision en conception](#)

[Figure 2-6. La valeur de l'information \(traduit de Ullman, 2001\)](#)

[Figure 2-7. Cadre théorique de la décision responsable](#)

[Figure 2-8. Évolution de l'utilisation des mots-clés associés à la conception responsable dans la littérature anglaise \(Ngram Viewer sur corpus Google Books\) de 1990 à 2011](#)

[Figure 2-9. Évolution de la conception pour la soutenabilité \(Ceschin et Gaziulusoy, 2016\)](#)

[Figure 2-10. Processus d'écoconception suivi par le concepteur \(Bratec, 2017\)](#)

[Figure 3-1. Cadre de l'Analyse de Cycle de Vie \(ISO, 2006\)](#)

[Figure 3-2. Modèle des « life zones » de Holdridge \(adapté de Holdridge, 1967\)](#)

[Figure 3-3. Cartographie des « life zones » de Holdridge \(adapté de Wang et al., 2016\)](#)

[Figure 3-4. Cheminement vers les résultats d'impacts en ACV attributionnelle](#)

[Figure 3-5. Liste des principales bases de données d'Analyse du Cycle de Vie](#)

[Figure 3-6. Capture d'écran de l'outil BioScope \(www.bioscope.info\)](#)

[Figure 3-7. Liste des principaux modèles de caractérisation en Analyse du Cycle de Vie](#)

[Figure 3-8. Liste des catégories d'impacts disponibles dans les principales méthodes de caractérisation \(partie 1\)](#)

[Figure 3-9. Liste des catégories d'impacts disponibles dans les principales méthodes de caractérisation \(partie 2\)](#)

[Figure 3-10. Facteurs de devenir du phosphore en eau douce \(Helmes et al, 2012\)](#)

[Figure 3-11. Aires de protection en Analyse du Cycle de Vie](#)

[Figure 3-12. Niveaux de spatialisation des méthodes de caractérisation](#)

[Figure 3-13. Facteurs de caractérisation de l'impact PDF différenciés en fonction des bassins versants \(Mutel et al., 2012\)](#)

[Figure 3-14. Synthèse des catégories d'impacts étudiées](#)

[Figure 3-15. Sémiologie graphique de Bertin \(Bertin, 1967\)](#)

[Figure 3-16. Concept du « downscaling » \(Adem et al., 2014\)](#)

[Figure 3-17. Krigeage de relevés de radioactivité dans la province d'Artvin en Turquie](#)

[\(Yesilkanat et al., 2015\)](#)

[Figure 3-18. Sphère discrétisée](#)

[Figure 3-19. Processus de discrétisation \(traduit de Liu et al., 2002\)](#)

[Figure 3-20. Répartitions des données avant discrétisation](#)

[Figure 3-21. Matrice ordonnée de discrétisation](#)

[Figure 4-1. Synthèse du cadre décisionnel](#)

[Figure 4-2. Construction rétrospective de la proposition](#)

[Figure 4-3. Développement de l'indicateur PSGI](#)

[Figure 4-4. Comparaison des indicateurs spatialisés d'Impact WORLD+ et LC-IMPACT](#)

[Figure 4-5. Catégories retenues pour le Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts \(issues de LC-IMPACT\)](#)

[Figure 4-6. Variations des facteurs de caractérisation dans LC-IMPACT](#)

[Figure 4-7. Déformation du maillage sur plan convexe](#)

[Figure 4-8. Comparaison de maillages du territoire français](#)

[Figure 4-9. Masque de la grille planisphérique utilisé pour la base de données](#)

[Figure 4-10. Extrait du fichier KML sur la caractérisation des NOx](#)

[Figure 4-11. Parsage du polygone vers la maille cartographique](#)

[Figure 4-12. Détermination des positions des points recherchés](#)

[Figure 4-13. Synthèse de la base de données constituée](#)

[Figure 4-14. Identification absolue des pics de discontinuité pour la discrétisation](#)

[Figure 4-15. Identification relative des pics de discontinuité pour la discrétisation](#)

[Figure 4-16. Logigramme de l'algorithme de discrétisation \(partie 1\)](#)

[Figure 4-17. Logigramme de l'algorithme de discrétisation \(partie 2\)](#)

[Figure 4-18. Schéma de calcul du PSGI](#)

[Figure 4-19. Exemple de résultats au PSGI sous forme de cartouches](#)

[Figure 4-20. Exemple de résultats au PSGI sous forme graphique](#)

[Figure 4-21. Exemple de résultats au PSGI sous forme planisphérique \(sévérité Biodiversité\)](#)

[Figure 4-22. Exemple de résultats au PSGI sous forme planisphérique \(sévérité Santé humaine\)](#)

[Figure 5-1. Schéma des transformations réalisées par la SAS PIVERT](#)

[Figure 5-2. Possibilités d'implantations des procédés Aminol TRL6](#)

[Figure 5-3. Méthodologie d'expérimentation du PSGI](#)

[Figure 5-4. Étapes incluses dans le périmètre des procédés](#)

[Figure 5-5. Extrait de l'inventaire du procédé de production de polyamine](#)

[Figure 5-6. Extrait du tableau associatif avec ecoinvent](#)

[Figure 5-7. Modélisation du procédé de production de polyamine dans openLCA](#)

[Figure 5-8. Caractérisation de l'impact sur la biodiversité des trois procédés de production \(en PDF\)](#)

[Figure 5-9. Caractérisation de l'impact sur la santé des trois procédés de production \(en DALY\)](#)

[Figure 5-10. Résultats ReCiPe avec différenciation spatiale de l'inventaire \(en PDF\)](#)

[Figure 5-11. Résultats ReCiPe avec différenciation spatiale de l'inventaire \(en DALY\)](#)

[Figure 5-12. Résultats au PSGI du procédé de production de polyamine](#)

[Figure 5-13. Sensibilité du PSGI à la discrétisation \(procédé polyamine\)](#)

[Figure 5-14. Simulation du PSGI de biodiversité pour le procédé de production de polyamine](#)

[Figure 5-15. Simulation du PSGI de santé humaine pour le procédé de production de polyamine](#)

[Figure 5-16. Résultats au PSGI du procédé de production d'amino-alcool](#)

[Figure 5-17. Sensibilité du PSGI à la discrétisation \(procédé amino-alcool\)](#)

[Figure 5-18. Simulation du PSGI de biodiversité pour le procédé de production d'amino-alcool](#)

[Figure 5-19. Simulation du PSGI de santé humaine pour le procédé de production d'amino-alcool](#)

[Figure 5-20. Résultats au PSGI du procédé de production de polyol](#)

[Figure 5-21. Sensibilité du PSGI à la discrétisation \(procédé polyol\)](#)

[Figure 5-22. Simulation du PSGI de biodiversité pour le procédé de production de polyol](#)

[Figure 5-23. Simulation du PSGI de santé humaine pour le procédé de production de polyol](#)

[Figure 5-24. Variations de discrétisations moyennes](#)

[Figure 5-25. Amplitudes de variations des scores PSGI Biodiversité de 100 à 1000 classes \(de gauche à droite : Polyamine, Amino-alcool, Polyol\)](#)

[Figure 5-26. Amplitudes de variations des scores PSGI Santé humaine de 100 à 1000 classes \(de gauche à droite : Polyamine, Amino-alcool, Polyol\)](#)

[Figure 5-27. Comparaison des simulations cartographiques pour l'impact biodiversité avec discrétisations à 1 000 et 100 classes](#)

[Figure 5-28. Comparaison des simulations cartographiques pour l'impact santé humaine avec discrétisations à 1 000 et 100 classes](#)

[Figure 5-29. Krigeage des résultats au PSGI biodiversité du procédé de production de polyamine](#)

[Figure 6-1. Interface web de l'outil PSGI](#)

Glossaire

ACV	Analyse du Cycle de Vie
BOM	Bill Of Materials
CAO	Conception Assistée par Ordinateur
CF	Characterization Factor
CSR	Conception Socialement Responsable
CTUe	Comparative Toxic Unit (ecotoxicity)
CTUh	Comparative Toxic Unit (human toxicity)
DALY	Disability-Adjusted Life Years
DfS	Design for Sustainability
EF	Effect Factor
ERA	Environmental Risk Assessment
FF	Fate Factor
GES	Gaz à Effet de Serre
GWP	Global Warming Potential
HDF	Human Development Factor
HTP	Human Toxicity Potential
ICV	Inventaire de Cycle de Vie
ILCD	International reference Life Cycle Data system
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
KML	Keyhole Markup Language
KMZ	Keyhole Markup language Zipped
MFA	Material Flow Analysis
ODS	Ozone Depleting Substances
PAF	Potentially Affected Fraction of species
PDF	Potentially Disappeared Fraction of species
PEF	Product Environmental Footprint
PHP	Hypertext Preprocessor
PLM	Product Life-cycle Management
PSGI	Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts
RSE	Responsabilité Sociétale des Entreprises
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SIG	Système d'Information Géographique
SOP	Surplus Ore Potential
SQL	Structured Query Language
UF	Unité Fonctionnelle
UNEP	United Nations Environment Program
UUID	Universally Unique Identifier

XF	eXposure Factor
XML	eXtensible Markup Language
YLD	Years Lived with Disability
YLL	Years of Life Lost

Chapitre 1

Introduction

1.1. Prologue

Après une licence en Géographie, ma discipline de cœur, obtenue à Orléans et avec un attrait particulier pour la cartographie et la géographie physique, je me suis dirigé à Troyes, à l'UTT pour l'obtention d'un Master spécialisé en environnement et développement durable. Si, par la suite, mes premières expériences professionnelles ont été particulièrement orientées sur l'Analyse du Cycle de Vie et l'écoconception dans les services, l'idée d'une thèse de doctorat démontrant l'intérêt du point de vue du géographe en conception ne m'a jamais quittée. L'introduction de la cartographie dans des études d'impacts à l'échelle d'un hôtel, lors de ma première expérience professionnelle, a confirmé l'intérêt des lecteurs de ces études et donc la nécessité de mener des recherches sur cette thématique interdisciplinaire.

Géographe dans l'âme mais aussi environnementaliste, concepteur à mes heures, je me passionne pour les technologies de l'information et la programmation et finis par me lancer en indépendant pour des prestations IT en environnement. En parallèle, j'ai eu l'opportunité de rejoindre l'équipe de recherche CREIDD, de l'Institut Charles Delaunay, dirigée par Nadège Troussier qui sera plus tard ma directrice de thèse. Ce premier pied dans la recherche a été un accélérateur vers le début d'une thèse et, surtout, la consolidation de mon regard interdisciplinaire sur la recherche.

Peu de temps après, j'ai eu l'opportunité de créer une société avec un associé, spécialisée en développement logiciel pour l'écoconception et toujours en activité en 2020. Un an plus tard, fin 2016, je démarrais finalement ma thèse, en parallèle de l'entrepreneuriat et d'une activité pédagogique soutenue auprès des élèves de l'UTT, de l'ESC de Troyes et de l'École de Design de Troyes. Malgré un emploi du temps plutôt chargé, j'ai vu en cette thèse l'opportunité de construire une « voûte de cohérence scientifique » sur l'ensemble de mon parcours.

1.2. D'Homo Sapiens à Homo Responsabilis

L'animal du genre Homo, dernier représentant de son espèce, est aujourd'hui maître incontesté de la technique. Capable de modifier considérablement son environnement, le bipède technicien s'est rapidement distingué des autres animaux par la culture d'un concept dont il a le secret : le progrès. Le progrès, en particulier technique, caractérise d'évolution de l'espèce humaine. 400 000 ans avant notre ère, *Homo Erectus* domestique le feu, il s'outille, il s'arme (DE LUMLEY, 2006) et voilà que 200 000 ans plus tard, le miracle de la génétique lui donne un fabuleux coup de pouce : le gène FOXP2 apparaît et lui octroie des capacités de transmission du langage jusqu'alors inégalées (CARROLL, 2003), de quoi propulser l'Homme au sommet de la chaîne trophique, là où personne ne l'attendait. Cet infime événement génétique coïncide avec l'avènement d'un genre nouveau : *Homo Sapiens*, celui « qui sait ». Étymologiquement savant, intelligent et sensé, l'*Homo Sapiens* est avant tout l'Homme conscient, conscient de ce qui l'entoure et surtout conscient de lui-même.

Qu'il s'agisse d'un curieux réflexe de survie ou d'une simple caractéristique intrinsèque, le concept de progrès a construit l'Homme et l'Humanité, de la maîtrise de l'outil à la société moderne que nous connaissons. Depuis la domestication du feu, la maîtrise de l'énergie n'a jamais cessé d'être la clef de voûte de ce progrès technique. Cette obsession pour l'énergie prit une dimension d'un autre ordre il y a environ trois siècles avant ce jour, lorsque *Sapiens* décida de mettre son savoir et sa technique au profit de l'utilisation de l'énergie fossile. Tout s'accélère outre-Manche, dès le XVIII^{ème} siècle, quand l'ingénieur Thomas Newcomen met au point le moteur atmosphérique en 1711. Un an plus tard, sa machine est déjà utilisée pour assécher les premiers bassins houillers et accéder au précieux charbon. À cet instant, la soif énergivore de l'Homme moderne s'emballe. Charbon, soufre, pétrole, gaz, chaque ressource fossile se voit extraite et aussitôt consommée pour produire encore et toujours plus d'énergie, tracer des chemins de fer et automatiser les tâches les plus physiques, longues ou rébarbatives. La folle course de *Sapiens* contre le temps est lancée, la révolution industrielle s'est embrasée. Alors que les richesses convergent en des points privilégiés, les inégalités au sein de la société deviennent de plus en plus marquées (MACKENBACH, 2017). L'originelle notion de progrès pour l'Humanité cède alors peu à peu sa place à la notion de profit pour l'Homme (NEESHAM ET AL., 2010).

Avec l'énergie fossile, l'espace-temps se rétracte. La locomotive, le bateau à vapeur,

l'automobile : le progrès technique anéantit les distances et même l'océan n'est plus un obstacle pour l'Homme. La mondialisation prend forme, peu à peu, et les guerres prennent une nouvelle dimension. De 1914 à 1918 a lieu la première guerre mondiale. Cette période de stress anthropique est marquée par une surconsommation des ressources fossiles. Alors qu'*Homo Sapiens* fait une entrée littéralement fracassante dans le XX^{ème} siècle, l'Homme « qui répond de ses actes », celui que l'on pourrait baptiser *Homo responsabilis*, semble pourtant se dévoiler (THUNIS, 2008). Bien que la notion de « durabilité des ressources » ait fait son apparition dans les questionnements humains bien auparavant, en particulier en matière de gestion forestière dès le XIV^{ème} siècle, ce n'est qu'en 1909 que le concept de géonomie fut formalisé par le géographe Grigore Antipa pour pointer les enjeux de gestion de la planète (ROUGE, 1947). Plus tard, les travaux de recherche de François Terrasson apporteront du relief au terme de « géonomie », notamment sur les aspects philosophiques et psychologiques, qu'il définit comme « *l'étude des rapports entre les sociétés humaines et leur environnement naturel* » (TERRASSON, 1991). Dans le même temps, Vladimir Vernadski fait également état des liens qui unissent l'Homme et son environnement au sein de la biosphère (VERNADSKY, 1945). Le passage au XX^{ème} siècle est donc marqué par des questionnements scientifiques fondamentaux sur l'interdépendance entre l'Homme et la nature. Cette prise de conscience d'*Homo Sapiens*, l'Homme paradoxalement déjà conscient, ouvre la porte à la notion de responsabilité.

À la fin de la première guerre mondiale, les usines tournent à plein régime, en particulier pour l'armement. L'armistice venant calmer les besoins de production, il parut économiquement nécessaire de repenser l'industrie pour garantir la durabilité de sa rentabilité (GREASLEY ET OXLEY, 1996). C'est alors que naquit un nouveau modèle de société : la société de consommation. L'Homme enterre définitivement la notion de progrès au bénéfice de celle de profit (ROMER, 1991). Les industriels se structurent en cartels pour assurer leur productivité et introduisent un concept aussi absurde qu'efficace en organisant l'obsolescence de leurs propres produits. En 1924, le Cartel Phoebus, regroupant les grands industriels de l'électricité (General Electrics, Philips, Osram, ...), s'accorde pour limiter la durée de vie de l'ampoule incandescente à 1000 heures (FUCHS, 2012). La même année, des brevets repoussant les limites de longévité pour une ampoule étaient pourtant déposés (KRAJEWSKI, 2014). À l'image de l'ampoule, tous les biens manufacturés voient leur conception modifiée pour forcer un rythme de remplacement plus soutenu et ainsi garantir une production croissante à l'industrie (LATOUCHE, 2012). La société de consommation s'est rapidement ancrée dans le mode de vie

de *Sapiens* et s'est aujourd'hui imposée comme étant le modèle de développement de nos sociétés, depuis déjà près d'un siècle.

Depuis les premières réflexions sur la géonomie, l'idée que l'Homme puisse avoir un impact déterminant sur l'environnement duquel dépend sa propre survie a fait du chemin. Bien que les conséquences de la surconsommation de ressources soient difficilement visibles à l'échelle d'une vie, celles-ci sont dorénavant avérées et mesurées. Chaque rapport du Groupement d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) fait état d'un dérèglement climatique directement lié à l'activité humaine et établit des projections toujours plus alarmantes sur l'évolution de la planète. Un éveil des consciences, aussi infime et éphémère soit-il, est aujourd'hui indéniable (BOURG ET FRAGNIERE, 2014). L'Homme conscient de son impact devient peu à peu responsable de ses actes.

Dans la seconde moitié du XX^{ème} siècle, la prise de conscience s'accélère et les premiers traits d'un consensus sur l'impact de l'Homme sur son environnement semblent se dessiner. En 1987, l'Organisation des Nations Unies (ONU) publie « Our Common Future », un rapport présenté par Gro Harlem Brundtland et posant une définition pragmatique de la notion de « développement durable » (BRUNDTLAND, 1987) : un héritage direct de la géonomie. Bien que le modèle de développement de nos sociétés ne soit pas formellement remis en cause, les principes du développement durable introduisirent la nécessité d'intégrer une dose de raison dans la course au profit. La croissance économique, pour être durable, se doit donc de ne pas mettre en péril l'équilibre des sociétés et de l'environnement naturel. Trois piliers sont ainsi érigés comme un modèle de développement à suivre. Économie, Écologie et Société. En 2015, les objectifs de développement durable de l'ONU sont portés au nombre de dix-sept, parmi lesquels on peut relever « Industrie, innovation et infrastructure » ou « Travail décent et croissance économique ». Le concept de croissance infinie dans un monde fini est une absurdité mathématique qui suffit, à elle seule, à démontrer la non-viabilité du développement durable tel qu'il est institutionnalisé à ce jour, en tant que modèle d'avenir. Néanmoins, notre modèle de développement traversant déjà les siècles, l'idée qu'une remise en cause brutale de celui-ci puisse faire basculer les sociétés dans une situation de crise est à considérer. Pour cette raison, la transition, communément dite « écologique » mais se devant d'être plus englobante, semble être un levier de changement potentiellement approprié à la situation actuelle. Cependant, le concept de transition, tel que défini par le Ministère chargé de l'écologie et du développement durable, est aujourd'hui utilisé pour illustrer la période

d'intégration du modèle de développement durable tel que décrit par l'ONU. En d'autres termes, la transition écologique semble viser à accompagner les sociétés d'un modèle de croissance économique vers un autre modèle de croissance économique.

Si la clef du changement ne se trouve pas dans les termes institutionnalisés que sont le « développement durable » ou la « transition écologique », de nombreuses initiatives individuelles et collectives attestent à la fois de la conscience des actes et de la responsabilité vis-à-vis de ceux-ci. C'est finalement ce passage à l'acte responsable qui distingue *Homo Sapiens* d'*Homo Responsabilis*. Être conscient d'un problème et ne pas souhaiter y remédier, en particulier pour en tirer profit, c'est bien ce qui définit l'irresponsabilité (THUNIS, 2008). La conscience implique le choix. De ce fait, si *Homo Sapiens* est celui qui a le choix d'agir, alors *Homo Responsabilis* serait celui qui a choisi d'agir.

La société de consommation est un modèle relevant de mécanismes complexes où l'Humain bascule d'une logique basée sur les relations humaines à une logique de besoin de consommation constant (BAUDRILLARD, 2016). Interroger cette logique du besoin revient immédiatement à s'offrir la possibilité d'un choix. En effet, à l'image d'*Homo Sapiens* et *Homo Responsabilis*, la question du choix établit la différence entre le consommateur et le « consom'acteur ». Choisir d'acheter ou de ne pas acheter un produit est un acte induisant une certaine part de responsabilité dans sa chaîne de valeur. De la même façon, il est possible de concevoir un produit de façon responsable. De plus en plus, le consommateur responsable investit le rôle du concepteur : même s'il est un peu tôt pour l'affirmer, le XXI^{ème} siècle semble marqué par cette mouvance des makers, pro-ams, et DIYers avec un objectif profond de renouer avec une logique basée sur les relations humaines (COLLIER ET WAYMENT, 2018). Néanmoins, sans être consommateurs de leurs produits, des concepteurs intègrent les réflexions liées aux questions de responsabilité, même au niveau de l'industrie (MEINDERS ET MEUFFELS, 2001). La conception responsable implique donc d'être conscient d'un problème et de souhaiter le résoudre. En ce sens, la nature du problème identifié ouvre la voie au choix d'une conception alternative. Être conscient des conséquences écologiques de la conception d'un produit offre alors le choix de la conception responsable.

Chapitre 2

Contexte et positionnement de la recherche

Ce chapitre a pour objectif de clarifier le positionnement thématique et scientifique des recherches menées à travers cette thèse. Un focus particulier sur la notion de responsabilité en contexte de conception est proposé, de manière à comprendre les mécanismes cognitifs qui mènent à la décision. L'étude des mécanismes de décision amènent alors les enjeux liés à l'information en conception et ses temporalités. Ce premier positionnement dans le champ de la décision est conclu par l'exposition des aspects fondamentaux liés au rôle de l'information dans la responsabilisation du concepteur. Dans un second niveau de positionnement, ce chapitre aborde l'évolution de la prise en compte des questions environnementales et sociales dans la conception de biens, services et systèmes, à travers notamment l'éco-conception et la conception pour la soutenabilité. Une typologie des variables de conception est proposée afin de clarifier le positionnement de la thèse dans ce contexte.

La mise en exergue du contexte de recherche amène à la formulation de la problématique qu'adresse la thèse et des hypothèses associées afin d'orienter l'état de l'art réalisé dans le chapitre suivant.

2.1. De la décision à la responsabilité du concepteur

2.1.1. Responsabilité : entre conscience et sensibilité

La notion de conscience est centrale en matière de responsabilité. Faire preuve de responsabilité implique une certaine capacité de projection de la part du concepteur et donc un certain niveau de sensibilité. La section qui suit vise à exposer les spécificités de cette attitude afin d'en comprendre les mécanismes.

2.1.1.1. Pas de responsabilité sans conscience

Quand il s'agit de concevoir un produit, un bien ou un service, il s'agit de créer un moyen de répondre à un besoin (BEYER ET HOLTZBLATT, 1999). Si le consommateur de ce produit est prêt à avoir recours à celui-ci, c'est en effet parce qu'il y perçoit une valeur bien spécifique : celle de satisfaire le besoin de transiter d'une situation observée à une situation attendue, tel que décrit dans le cadre conceptuel *Situated Function-Behaviour-Structure Framework* proposé par John Gero et Udo Kannengiesser (GERO ET KANNENGIESSER, 2004).

Cette approche est décrite de façon plus détaillée dans la section suivante. Si l'acquisition de ce produit résulte d'une décision de la part du consommateur, la conception de ce produit résulte d'une multitude de décisions réalisées par ses concepteurs. L'acte de décider implique le choix. Sans au moins deux options exposées à un individu, il n'y a pas de choix possible et donc pas d'acte de décision. L'exposition de plusieurs options à un décideur et la conscience de celui-ci quant à l'existence de ces options est un élément essentiel du processus de réflexion qui s'impose à l'individu. Cette conscience du choix est, selon Aristote, l'élément fondamental et indispensable à la responsabilité.

En effet, un choix responsable résulte d'une prise de décision qui n'est pas intuitive : il est nécessaire de s'interroger sur les effets de sa décision pour pouvoir juger de la responsabilité de celle-ci. Selon Aristote, la responsabilité est un acte moral, donc lié à la conscience. Polluer l'environnement n'est moralement irresponsable que pour l'individu qui a conscience que cette pollution aurait pu être évitée par une décision alternative. Dans cet exemple, il est également à noter que le caractère irresponsable tient au fait que l'acte de polluer est considéré comme « mauvais ». La conscience de mal agir est donc l'élément établissant la frontière entre l'irresponsabilité et l'inconscience. Aristote met en valeur cette notion du « bon » et du «

mauvais » choix dans sa théorie de la responsabilité morale : elle n'implique que l'individu décideur. De ce fait, il n'y a pas de responsabilité sans conscience. La conscience, comme exposé précédemment, relève de la faculté à percevoir l'existence d'un choix. Ce point particulier vient alors questionner la notion de perception et notamment en contexte de conception responsable. Il convient de s'interroger sur la conscience du concepteur : a-t-il suffisamment d'information à sa disposition pour percevoir le choix d'une décision responsable en regard des enjeux de soutenabilité ? En effet, si la perception est vecteur de conscience (ou d'inconscience), l'information perçue constitue potentiellement un levier de responsabilité. Cette potentialité est étayée dans la section suivante.

Responsabiliser la décision peut prendre deux formes de raisonnement opposées, guidées par le « bon » ou par le « mauvais » (ESHLEMAN, 2014). Une « vue basée sur le mérite » vise à opter pour l'option responsable : l'objectif est de chercher un jugement louant le choix réalisé. Une autre « vue conséquentielle » vise à s'interroger sur l'option irresponsable : l'objectif est d'éviter tout jugement culpabilisant le choix réalisé. Du point de vue philosophique, la notion de responsabilité va effectivement de pair avec la notion de culpabilité (NICHOLS ET KNOBE, 2007). Lorsqu'il s'agit de prendre une décision, un choix responsable peut être opposé à un choix culpabilisant. En regard des enjeux écologiques, opter pour un choix de conception ayant des retombées polluantes, en toute connaissance de cause, rend le concepteur « coupable » de polluer délibérément. À l'inverse, écarter ce choix serait analysé comme un comportement louable, donc responsable. En effet, la base de la responsabilité résiderait en la capacité d'anticipation des conséquences d'une décision (SIMONSON, 1992) ; (CONNOLLY ET AL., 1997). Opter pour une décision responsable vise à minimiser les potentiels regrets dus aux conséquences de cette prise de décision. Cette vision est en partie critiquée par Zeelenberg qui met en avant le fait que la responsabilité serait avant tout une affaire de déception. L'objectif d'une prise de décision responsable tiendrait au fait de vouloir éviter de décevoir (ZEELLENBERG ET AL., 1998). Ordonez et Connolly s'opposent alors à la vision de Zeelenberg en distinguant les notions de déception et de regret et en démontrant que le regret est fonction du bonheur et peut être mesuré dans le cadre d'une prise de décision (ORDONEZ ET CONNOLLY, 2000). Bien qu'il puisse y avoir débat sur les notions de regret, déception ou bonheur ressenties en se comportant de façon responsable, il n'y a cependant nul doute sur la certitude que la capacité à réaliser un choix responsable tient donc en la faculté de modéliser le résultat et les impacts de sa prise de décision (ZSOLNAI, 2017). Cette assertion questionne

alors sur l'acquisition de cette faculté et sur la portée de nos sens. Comment prendre une décision responsable en tenant compte d'impacts qui ne sont pas directement visibles par le décideur ?

Les enjeux environnementaux ne sont, en effet, pas directement perceptibles et posent alors un problème de réaction face aux problématiques qui en découlent (BOURG, 2015). Cet aspect de la perception est valable pour tous les enjeux environnementaux liés à la conception et à la production, cela tenant à la mondialisation des réseaux de valeurs (MEIXELL ET GARGEYA, 2005).

2.1.1.2. La responsabilité au coeur d'un contexte

Questionner la responsabilité dans un contexte de conception revient à s'interroger sur les capacités d'un concepteur à comprendre les enjeux dépassant le dit-contexte. Selon Tatum, si la conception fait le lien entre le possible et le désirable, la conception responsable doit permettre de lier le possible aux réalités qui en découlent (TATUM, 2004). Par ailleurs, la conception responsable implique une certaine attitude vis-à-vis des décisions à prendre mais implique également de prendre la responsabilité de ces décisions du point de vue individuel (MCDONALD, 2012). Selon McDonald, en matière de conception responsable, la notion de « contexte » est centrale : la responsabilité induit un contexte spatial et temporel et donc l'implication des parties prenantes locales, notamment des académiques. L'idée de rattacher la conception responsable à un contexte est également soutenue par Melles, selon qui la conception responsable touche aussi la responsabilité de l'utilisateur. Un produit résultant d'un processus de conception responsable se doit d'être utile à la communauté en matière d'économie, d'éducation ou de santé tout en garantissant un minimum d'impacts sur l'environnement (MELLES ET AL., 2011). La contextualisation d'une conception, dans ses aspects environnementaux et humains, notamment économiques, est sans doute l'une des différences majeures à relever entre la conception et la conception responsable. Un business model respectant les principes de la soutenabilité a davantage de chances de générer des produits et des services qui les respectent aussi (KUSZ, 2005). Il y a vingt ans, Walker affirmait déjà que concevoir un produit en recontextualisant ses usages était une forte opportunité de soutenabilité à saisir (WALKER, 2000).

L'ensemble de ces réflexions initiées au début des années 2000 et portant sur l'intégration des principes de responsabilité – identifiés comme multiples dans la littérature - en conception a

donné lieu à l'émergence d'un concept nouveau : la CSR (Conception Socialement Responsable) ou SRD en anglais (Social Responsible Design). Il est à noter que l'acronyme CSR français est à bien distinguer de l'acronyme CSR anglais signifiant Corporate Social Responsibility (ou RSE, Responsabilité Sociale de l'Entreprise en français). La CSR s'applique au contexte de la conception de biens et services, alors que la RSE s'applique au contexte organisationnel de l'entreprise. La question de l'opposition ou de la complémentarité entre ces deux concepts se pose alors. Selon Davey et al., la CSR est une alternative à la RSE (DAVEY ET AL., 2007) .

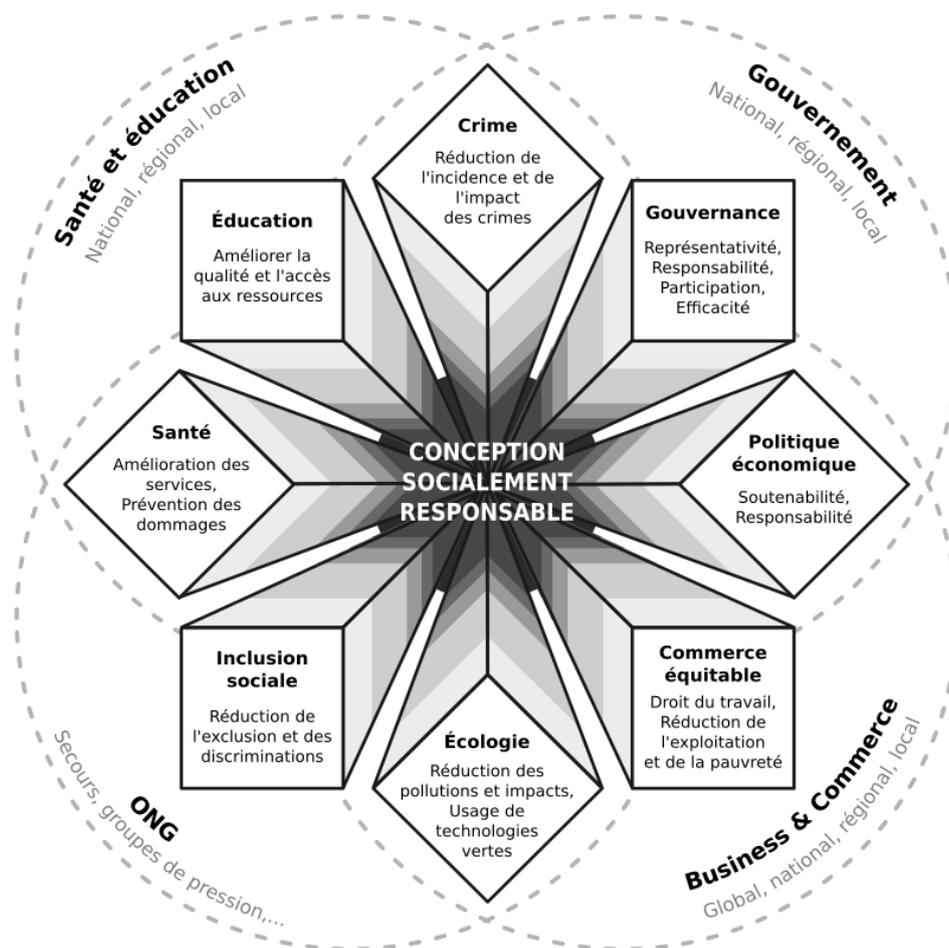


Figure 2-1. La conception socialement responsable (traduit de Davey et al., 2007)

La Figure 2-1, est une représentation des champs thématiques couverts par la Conception Socialement Responsable (CSR). Selon Davey et al., la CSR va au-delà de la RSE bien qu'il s'agisse d'une approche centrée sur le produit, car si elle intègre des thèmes tels que

l'Écologie ou l'Inclusion sociale, elle suppose de prendre également en compte les enjeux liés à la Santé, à l'Éducation ou encore à la Criminologie. La CSR suppose alors d'intégrer quatre types d'acteurs à la conception de produit : les Gouvernements, les Entreprises et Commerces, les ONG et les acteurs de la Santé et de l'Éducation. Davey et al. précisent que cette intégration est à penser à de multiples échelles géographiques : locale, nationale et régionale. La multiplicité des enjeux considérés en conception responsable démontre une volonté d'aller plus loin que les aspects classiquement pris en compte en éco-conception ou en conception centrée utilisateur (MELLES ET AL., 2011).

La clef de voûte d'une telle intégration des enjeux à la conception d'un bien ou d'un service se situe au niveau du processus de décision, celui-ci dépendant fortement des croyances du concepteur et du niveau de responsabilité de l'organisation à laquelle il appartient (KOO ET COOPER, 2016). Avec une conception plus responsable en point de mire, il est essentiel de comprendre les mécanismes de décision en conception et comment ceux-ci ne contribuent non pas qu'aux objectifs RSE de l'entreprise mais à un ensemble d'objectifs adressés à la société (COOPER, 2005). La conception responsable relève en effet d'un effort de contextualisation de la part du concepteur, en particulier en regard du consommateur : un manque d'information auprès du concepteur ou du consommateur constitue un obstacle à la responsabilité (CIPOLLA ET BARTHOLO, 2014). Selon Canney et Bielefeldt, il existe aujourd'hui, globalement, un besoin de compréhension de la part de l'ingénieur à propos de son propre rôle au sein de la société, afin de mieux appréhender la complexité sociale et environnementale en conception (CANNEY ET BIELEFELDT, 2015). Roeser va même un peu plus loin et insiste sur l'idée que la CSR se doit d'être avant tout moralement responsable. Roeser démontre que pour qu'un ingénieur soit moralement sensible aux aspects éthiques de son travail, il faut que cet ingénieur ait des capacités émotionnelles suffisamment bien développées (ROESER, 2012). Ces capacités permettraient alors à l'ingénieur de se projeter dans la situation d'autres acteurs du réseau de valeurs de son produit. En conception responsable, la prise en compte des éléments contextuels qui gravitent autour du concepteur tiennent alors principalement à des capacités individuelles de sensibilisation aux multiples enjeux liés à la responsabilité (MCDONALD ET SHE, 2015) ; (STEVENSON, 2013). La question de l'information à laquelle le concepteur accède devient alors centrale : comment prendre conscience des enjeux d'un contexte de conception sans accéder à des informations pertinentes relatives à la responsabilité ?

À travers cette section, il apparaît donc que la responsabilité en conception dépend avant tout

du contexte de conception et donc des informations mises à disposition du concepteur. Néanmoins, la notion d'éthique et de morale reste prépondérante dans l'assimilation de ces informations. En particulier, il est à noter que l'attitude responsable est aussi une affaire de sensibilité en regard des enjeux environnementaux et sociaux. Si la question de la sensibilité aux problématiques écologiques - notamment - est un sujet particulièrement digne d'intérêt et constitue une perspective de recherche fortement complémentaire à la question du contexte, cette thèse a vocation à se focaliser sur la phase amont du processus de décision. Cette phase amont est centrée sur l'information, son contenu et son format, dans l'optique d'apporter les éléments de projection essentiels au concepteur pour assister sa prise de décision. Afin d'apporter une contribution pertinente à ce sujet, il convient néanmoins de garder à l'esprit cette question de sensibilité émotionnelle du concepteur.

2.1.2. L'information : vecteur de la décision responsable

2.1.2.1. Enjeux de la temporalité de l'information

Prendre une décision de conception peut recouvrir différents problèmes à différents stades chronologiques, spécifiquement lorsqu'il est question de gérer l'ensemble du cycle de vie du produit (VADOUDI ET AL., 2014). Les récents développements de l'Intelligence Artificielle, notamment en conception, s'appuient alors nécessairement sur des représentations structurées de la connaissance (BRODIE ET AL., 2012). Les enjeux liés au partage de la connaissance et des informations en conception, et particulièrement dans un contexte collaboratif, sont au cœur de la problématique de la prise de décisions : il s'agit de partager, au bon moment, les informations à la fois liées au produit et au processus de conception de ce dernier (BONJOUR ET AL., 2009). Un modèle consensuel représentant le processus de décision en conception est le framework FBS situé (GERO ET KANNENGIESSER, 2004). Ce modèle de décision découpe le processus de conception en éléments observables (Be, Bs, D, F, R et S) connectées par des processus de traitement de l'information Figure 2-2.

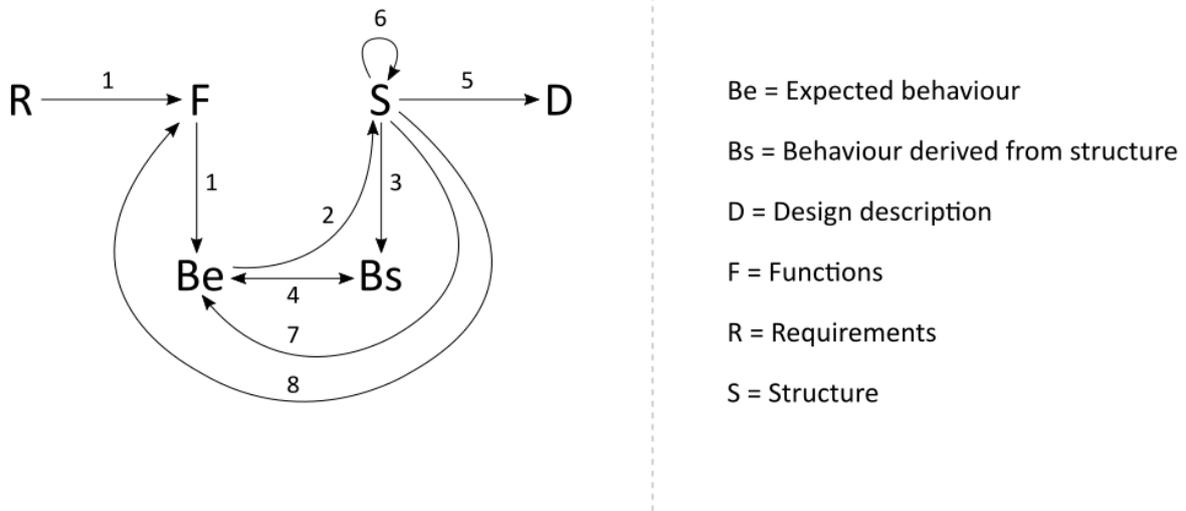


Figure 2-2. Framework FBS situé (Gero et Kannengiesser, 2004)

Sur la figure ci-dessus, les chiffres indiquent l'ordre chronologique des traitements réalisées (marquées par des flèches). Ces traitements sont des phases d'observation, d'interprétation, de capitalisation ou de décision menant à des étapes-clés du processus de conception telles que le cahier des charges fonctionnel ou la structure finale. Ainsi, le processus de conception commence par un ensemble de besoins exprimés (R) et est décliné en un cahier des charges fonctionnel (F). Cet ensemble de fonctions décrit alors un comportement attendu du système en cours de conception (Be). Ces attentes permettent de déterminer une structure du système (S). La structure réalisée mène ensuite à un comportement observé (Bs). Ce comportement observé est comparé au comportement attendu (liaison n°4). Ceci permet de documenter la structure (D) en se basant sur les conformités et les écarts observés. Cette étape permet ensuite d'itérer sur la structure (liaison n°6) afin de se rapprocher du comportement attendu (liaison n°7). Enfin, en fin de conception, il est possible de tester la structure afin de la confronter aux fonctions (F) préalablement décrites. Ce processus de conception et les décisions associées sont à considérées de façon « située », de l'anglais « situated ». Via ce terme, il faut entendre que chaque décision répond à une situation cognitive associée. Chaque décision se déroule dans un certain état de cognition, fortement variable. En effet, Gero découpe cette décision en trois temps et faisant appel à trois différents types de contextes appelés « mondes » (Figure 2-3).

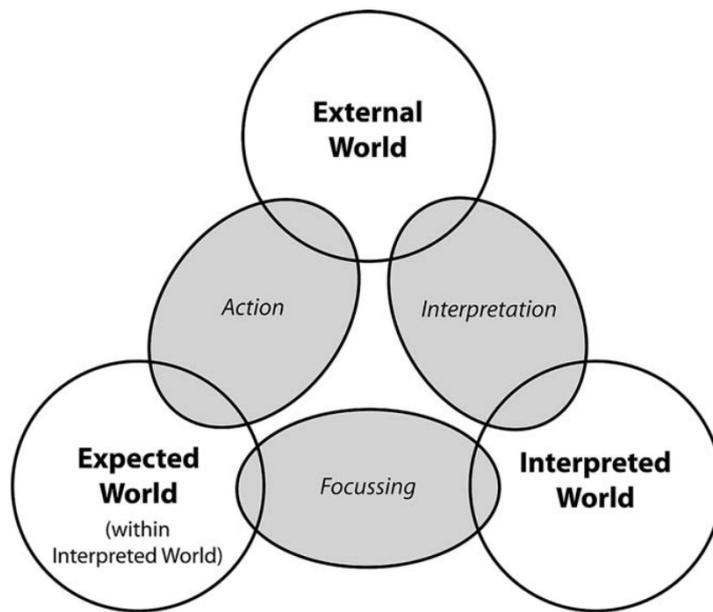


Figure 2-3. Interactions entre les trois « mondes » (Gero et Kannengiesser, 2004)

Cette vision fait l'état d'un « monde externe », que l'on peut qualifier de réel. Ce monde réel est perçu par le concepteur et interprété : celui-ci se crée alors la connaissance d'un « monde interprété », plus ou moins proche du réel et dont nul ne peut juger de cette proximité car nul n'a idée de la réelle teneur du « monde externe », systématiquement interprété. Selon son baguage de connaissance, son vécu, l'individu émet un jugement sur cette interprétation du monde (« Focussing ») pour déterminer un « monde attendu », partie spécifique du « monde interprété ». Les actions résultant de la prise de décision visent alors à faire tendre le « monde externe » vers cette représentation du « monde attendu ».

Cette thèse s'appuie particulièrement sur ce modèle en tant que cadre théorique. Les relations définies par Gero et Kannengiesser permettent d'identifier un cheminement de l'information au sein duquel il conviendra de replacer la proposition de recherche. À travers ce modèle, il est possible d'identifier un nœud décisionnel au niveau de la structure du système (S), élément sur lequel il y a le plus de liaisons. En se basant sur les observations (et donc sur les informations disponibles), des prises de décisions sont réalisées au niveau de cette structure. Afin de compléter ce modèle et d'y apporter une lecture supplémentaire pour le cadre de la thèse, quatre niveaux de qualification des liaisons sont déduits [Figure 2-4](#).

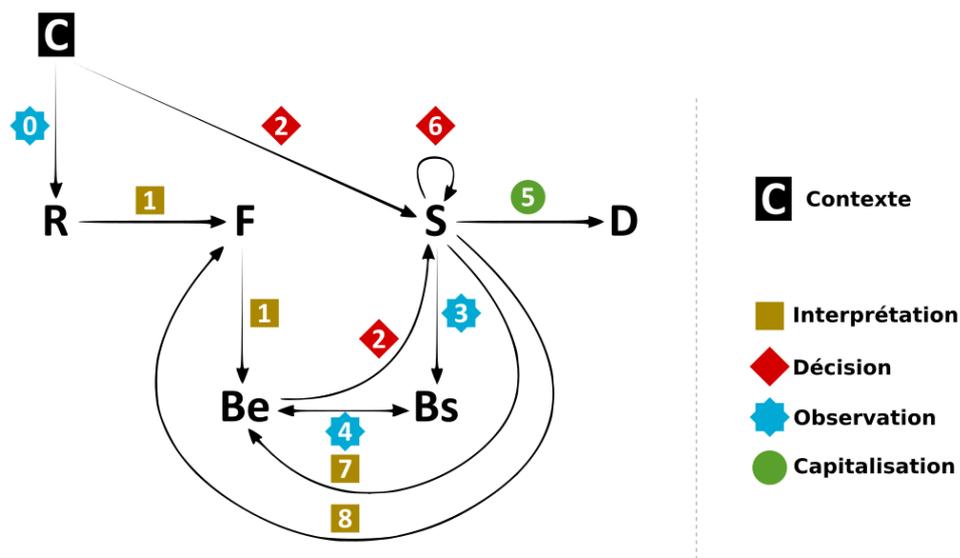


Figure 2-4. Qualification de l'information dans le framework FBS

Si l'on se réfère aux « trois mondes » et à leurs interactions, on observera que, dans la figure ci-dessus, ce que Gero et Kannengiesser nomment "Action" a été scindé en "Décision" et "Capitalisation" pour des questions de clarté en regard du positionnement de ce travail de thèse. Par ailleurs, afin d'étendre le cadre théorique proposé par Gero et Kannengiesser et toujours afin d'englober les problématiques qu'adresse cette thèse, un premier élément "Contexte" a été ajouté. En effet, tel qu'évoqué dans la section précédente, le processus de conception s'inscrit au sein d'un contexte. L'expression des besoins (R) relève donc de l'observation de ce contexte et notamment de l'expérience de l'utilisateur auquel est destiné le produit conçu. De plus, de ce contexte dépendent des options de conception influant directement sur la structure du système. Par exemple, le contexte économique, logistique ou technique de la conception peut limiter plus ou moins fortement l'éventail des matériaux à disposition. Cette extension permet alors de qualifier l'information transitant dans le processus de conception depuis son origine contextuelle. Ainsi, la logique de ce *framework* met en exergue une phase d'interprétations correspondant à un monde interprété et incluant un monde attendu. Les besoins exprimés (R) sont interprétés pour en déduire un ensemble de fonctions attendu (F) et ces fonctions sont à leur tour interprétées pour définir un comportement attendu du système (Be). Des changements réalisés au niveau structurel (S) résultent également des interprétations modifiant ses fonctions (F) et ce comportement attendu (Be). La structure

définie du système (S) est donc le résultat d'un processus décisionnel tiré du comportement attendu (Be) et intégrant les contraintes contextuelles : à cette étape, le concepteur dispose de plusieurs options de conception - comme le choix des matériaux ou des procédés de mise en forme - et des décisions s'imposent. Ces options sont abordées en détail dans la section 2.2.2 de ce manuscrit. Ces choix de conception mènent à un comportement observé et comparable au comportement attendu : cette phase est donc dédiée à l'observation. Enfin, une dernière phase de capitalisation de l'information vise à alimenter la connaissance du produit conçu (D), basé sur les observations réalisées. Sur cette base, il est alors possible de schématiser le cheminement de l'information autour du processus de décision en conception [Figure 2-5](#).

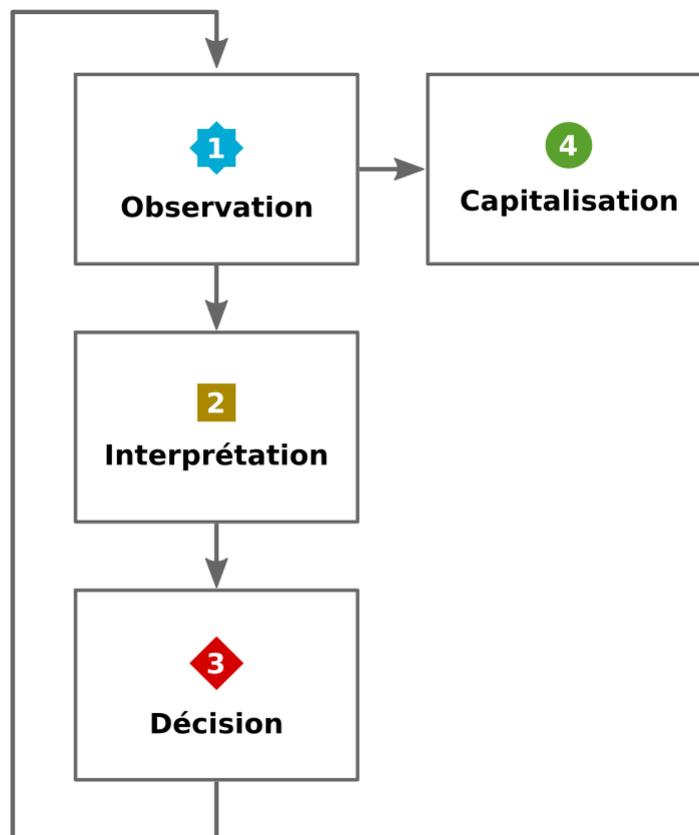


Figure 2-5. Cheminement de l'information autour de la décision en conception

La décision passe d'abord par une phase d'interprétation précédée d'une phase d'observation. Ce cheminement en trois étapes se répète de façon itérative tout au long du processus de conception. On note une étape de capitalisation de l'information intervenant après la première

boucle d'itération. Il s'agit ici d'une phase d'expérience importante qui alimente la connaissance du concepteur. Si le cadre de Gero et Kannengiesser ne le fait pas apparaître explicitement, il aurait été possible de relier ce capital de connaissance pointant sur les phases d'interprétation et de décision. En effet, dans la section précédente, il est exposé que la sensibilité du concepteur influe sur sa décision. De ce point de vue, ses connaissances ont donc très certainement une même influence et ce questionnement est abordé plus en détail dans la section suivante.

Le rôle de la connaissance est particulièrement crucial lorsque l'on s'intéresse à la conception responsable, ce mécanisme de décision prend alors une dimension abstraite. Les enjeux environnementaux – par exemple, climatiques – demandent un effort évident afin d'être mis en relation avec les aspects structurels de la conception. Lorsque le concepteur observe – par exemple, le comportement de la structure – il convient de s'interroger sur la temporalité de cette phase. Il est évident qu'un problème d'étanchéité d'une structure (si celle-ci aurait dû l'être compte tenu du cahier des charges) mettra peu de temps à être observable. En revanche, un problème de pollution de l'air lié à un procédé de mise en forme mettra potentiellement des années à être observable. Autrement dit, le temps que l'information met à être exposée est une problématique majeure en conception responsable, au vu des enjeux qu'elle recouvre. Un décalage de temporalité entre le processus de conception et le comportement observable de la structure réalisée complique fortement la prise de décision. C'est aujourd'hui l'un des problèmes connus de la pratique de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), compte tenu du temps nécessaire à collecter les informations (CURRAN, 2014). En ce sens, la connaissance capitalisée et disponible pour le concepteur constitue un levier d'action potentiellement pertinent. La capacité à anticiper les phénomènes néfastes auxquels la conception responsable fait référence est en effet un enjeu fort (DAVIDE ET MARCO, 2015). Dans la pratique de l'ACV, il est particulièrement difficile d'anticiper les contraintes liées à la fin de vie du produit en cours de conception, bien que la pression législative pour l'intégration de ces contraintes soit de plus en plus forte (GEHIN ET AL., 2007) ; (GEHIN ET AL., 2008). Si la question des mécanismes cognitifs en jeu est à considérer, la question de l'information avec laquelle le concepteur agit est alors prépondérante.

2.1.2.2. Le rôle de l'information dans la cognition

Afin d'aller plus loin dans la compréhension des mécanismes de décision du concepteur, il

convient de s'interroger sur les liens entre les trois « mondes » de Gero et Kannengiesser, de l'interprétation à l'action et de la place de l'information dans ce processus. Comme indiqué dans la section précédente, deux questions méritent éclaircissement afin de mieux appréhender les enjeux liés à la responsabilité au sein du processus de décision en conception. Dans un premier temps, il s'agit de comprendre les mécanismes cognitifs engendrant la décision d'action. Dans un second temps, il s'agit de comprendre le rôle de l'information dans ce processus, en particulier en ce qui concerne l'observation qui se heurte à une problématique de temporalité.

Il existe bien des approches pour modéliser la décision. L'objectif ici est de s'appuyer sur les grandes théories de la décision afin d'en dégager les éventuels points communs et ainsi nourrir le cadre du positionnement de cette thèse. L'un des modèles de décision les plus généralistes utilisés à ce jour a été introduit par le sociologue Herbert Alexander Simon avec la théorie de la maximisation. À travers cette théorie est décrit le fait qu'une décision se base sur la rationalité (SIMON, 1997). La théorie de la décision basée sur la rationalité limite les éléments cognitifs à trois grands concepts : l'information disponible, le temps disponible pour intégrer cette information et la capacité d'interprétation de l'information. Ce dernier concept est propre à l'individu et deux grandes typologies de cognition se distinguent : d'une part, une tendance à prendre le temps nécessaire afin de réaliser la meilleure décision possible ; d'autre part, une tendance à se focaliser sur une décision suffisamment convenable afin d'économiser du temps. Dans ces deux cas, l'individu cherche à maximiser son action ou son temps : c'est le concept de l'évidence. Il est à noter qu'à travers la théorie de la maximisation, seul le temps et la capacité de traitement de l'information sont variables. L'information, quant à elle, est une constante identique d'un individu à l'autre. La question de la transmission de cette information se pose alors : si la faculté de traitement d'une information est propre à chaque individu, qu'en est-il de la faculté de perception de celle-ci ?

Une information ne peut être qualifiée comme telle qu'à partir du moment où elle est perçue (MOLES, 1963) . Abraham Moles distingue d'ailleurs deux étapes essentielles en amont de la perception : la transmission et la réception. L'étape de transmission de l'information nécessite sa mise en forme. Message et format forment alors un couple indissociable à la constitution d'une information. La réception de l'information se matérialise par le succès de son exposition : l'information est passée du transmetteur au récepteur. Moles clarifie la notion de perception en indiquant qu'elle « met en formes les éléments transmis » (MOLES, 1963). Ainsi, il est à

noter que la réception d'une information ne garantit pas sa perception. L'exemple de la dyschromatopsie illustre parfaitement cette distinction. Lorsqu'un individu est dépourvu de certains récepteurs rétinaux, les couleurs perçues sont alors différentes de celles reçues. En cas de protanopie, le rouge est perçu comme ocre. Par ailleurs, la perception d'une information est fortement dépendante de la connaissance de l'individu récepteur. La perception est une forme d'interprétation systématique et incontrôlable dépendant notamment de l'habitude de l'individu à traiter ce type d'information (ABBASOV, 2019). Par exemple, un concepteur ayant l'habitude d'avoir recours à la fabrication additive aura davantage de facilité à percevoir qu'une forme cylindrique présentée horizontalement, plutôt que verticalement, aura tendance à s'écraser et à devenir ovale si elle n'est pas imprimée en fusion laser. Un novice disposant d'une connaissance amoindrie sur ce sujet ne percevra pas cette caractéristique de forme comme une information qu'il serait bon de traiter. La notion de perception semble alors être un nœud central à l'information, à l'interface du « monde externe » et du « monde interprété » de Gero et Kannengiesser.

Si la théorie de la maximisation met en exergue deux grands types de raisonnement pour la prise de décision, les récentes avancées des neurosciences ont permis de faire émerger une théorie de la cognition d'avantage liée à la notion d'intuition, ou cette dualité ne serait pas directement propre à l'individu de façon systématique mais potentielle chez chaque individu. En effet, selon Daniel Kahneman, la prise de décision pourrait faire appel à deux systèmes corticaux différents (KAHNEMAN, 2011). Le premier permettrait une décision rapide et serait basé sur l'intuition et les habitudes de l'individu. Le second ferait appel à la rationalité et demanderait alors un effort particulier à l'individu pour prendre sa décision. Cette dualité explique alors divers comportements face à la décision, tels que la motivation, la sélection ou l'engagement (KOUNEIHET AL., 2009). Dans le cas d'une prise de décision responsable, en particulier en regard des enjeux climatiques actuels, ce second système cognitif impose une certaine résistance : un effort est à fournir pour aller à l'encontre des habitudes que le système intuitif tente de maintenir (KOECHLIN, 2015).

Cette typologie, faisant état d'un système intuitif et d'un système cognitif, se retrouve également en psychologie. C'est notamment le cas dans les travaux d'Isabel Myers Briggs et Katherine Cook Briggs (MYERS, 1962), encore très largement utilisés pour la catégorisation de personnalités dans la sphère professionnelle (FURNHAM, 2017). Cette méthode, appelée MBTI (Myers-Briggs Type Indicator) propose une typologie des personnalités humaines composée

de seize profils. Chacun de ces profils combine quatre traits de personnalités parmi huit possibles. Il est alors à noter que les traits « Feeling » et « Thinking » décrivent tous deux une tendance différente de prise de décision et que les deux ne sont pas compatibles : aucun des seize profils ne peut présenter ces deux traits à la fois. Ainsi, le trait « Feeling » est tout à fait lié à l'intuition décrite par Kahneman, tout comme l'est le trait « Thinking » avec l'effort de réflexion.

Si le rôle de l'information dans la décision en général semble de mieux en mieux théorisé, il convient de se questionner sur le contexte spécifique de la conception. Dans ce domaine, Ullman propose une hiérarchie des niveaux de valeur de l'information pour la prise de décision [Figure 2-6](#).

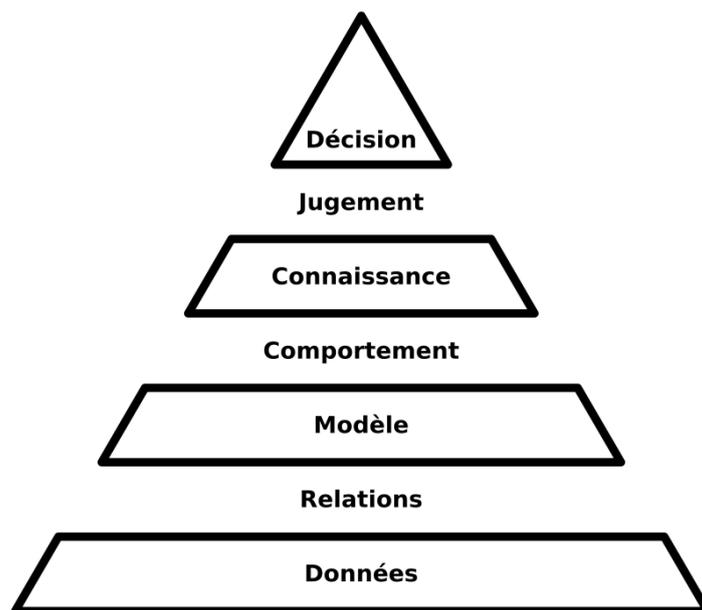


Figure 2-6. La valeur de l'information (traduit de Ullman, 2001)

Ullman définit quatre classes d'information : les données, les modèles, la connaissance et la décision (ULLMAN, 2001). S'il peut paraître simplificateur de considérer qu'une décision ou de la connaissance est une « *forme d'information* » telle que définie par Ullman, l'intérêt de cette classification réside plutôt dans la hiérarchisation établie entre trois différents niveaux d'interprétation possibles que sont les données, les modèles et la connaissance dans le cadre d'un processus de décision. Les données, mises en relation, constituent un modèle. Le

comportement de ces modèles offre une représentation menant à la connaissance. Enfin, une décision peut être prise via une action de jugement sur cette connaissance. À travers cette théorie, il convient davantage de voir un processus d'interprétation plus qu'un processus de décision. Ce qu'Ullman nomme « données » est en fait une acquisition d'informations mises en relations afin de composer un modèle interprété. Il est possible de se demander si cette mise en relation des données, qui alimente la connaissance, n'est pas elle-même influencée par le niveau de connaissance du concepteur.

Selon Mintzberg, ce processus d'intégration de l'information à la connaissance correspondrait à une étape de développement de l'information (MINTZBERG ET AL., 1976). Il découpe en effet le processus de décision en une série d'actions organisée en trois phases que sont l'identification de l'information, son développement et sa sélection. Il est effectivement particulièrement intéressant de relever que l'information, pour être considérée en tant que telle, a besoin d'être identifiée et donc perçue par le décideur. En ce sens, Mintzberg apporte un regard supplémentaire à la transmission décrite par Moles. Pour que l'information soit réceptionnée - et donc transmise - il faut avant tout qu'elle puisse être identifiée en tant que telle.

Avec l'apport de la sociologie, des neurosciences et de la psychologie, il est possible de construire une représentation générale du processus de décision en conception en portant un regard particulier sur l'information et son intégration, sur la base des travaux de Gero et Kannengiesser, et en considérant l'intégration de la responsabilité [Figure 2-7](#).

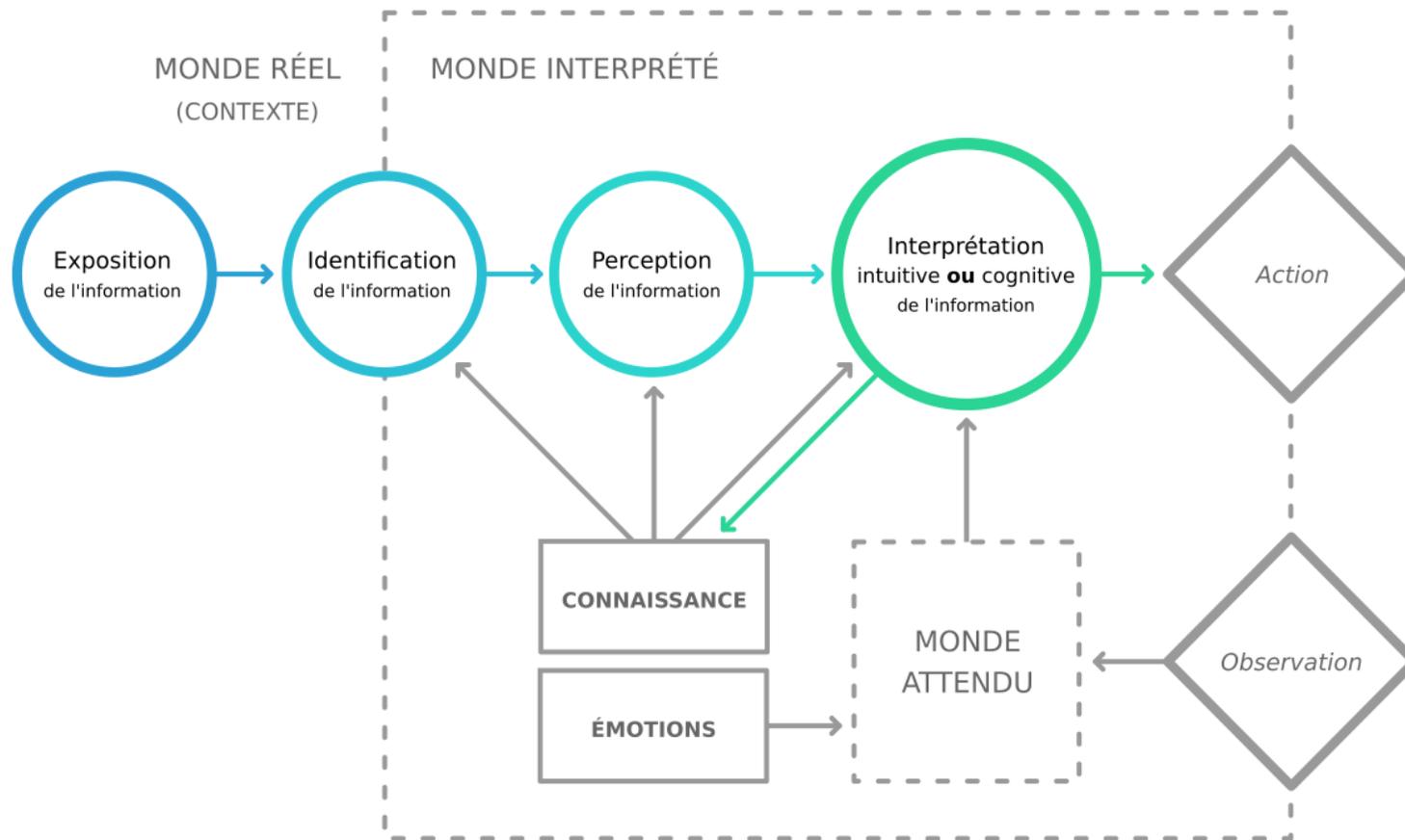


Figure 2-7. Cadre théorique de la décision responsable

Sur la [Figure 2-7](#), on retrouve les mondes « réel », « interprété » et « attendu ». Ces deux derniers sont propres à chacun et ont évidemment une influence certaine sur la décision. Le monde « réel » matérialise le contexte de la conception dans lequel les informations sont exposées. Ce contexte est observable et cette observation nourrit le monde « attendu » par le concepteur en y intégrant notamment les contraintes de conception. Le monde « attendu » vient contraindre le traitement de l'information : ces attentes peuvent être d'ordre technique, économique, stratégique, politique ou encore personnel. Dans le cadre d'une prise de décision responsable, la sensibilité du concepteur influe également sur ce monde « attendu », à travers ses émotions, comme évoqué dans la section précédente. Il est donc admis que l'objectif d'opérer à une action allant dans le sens des enjeux de durabilité est une contrainte que le concepteur s'impose et que cette contrainte vient de sa faculté de projection sur ces enjeux (sa sensibilité). Il est à garder à l'esprit que cette contrainte n'est pas seule et que le scope de la faisabilité, comme exposé précédemment, vient filtrer l'éventail des possibilités à travers le contexte de conception. La [Figure 2-7](#) rend également compte des changements d'états de l'information. Celle-ci est tout d'abord exposée : l'information est délivrée de quelque manière que ce soit, tout est information, à propos de l'objet conçu et de son environnement. L'exposition est composée d'un message et d'un format sensoriellement tangible. Vient ensuite l'identification de cette information en tant que telle. Cette identification dépend des facultés individuelles à reconnaître une information lorsqu'elle se présente. Ce changement d'état de l'information est facilité par la connaissance individuelle contenant notamment l'expérience du concepteur à traiter de telles informations. Dans un troisième stade vient ensuite la perception. Ce changement de statut de l'information est crucial, il en résulte la mise en forme(s) du message contenu dans l'information à l'intérieur du monde « interprété ». Alors que l'identification consiste en la distinction du caractère informatif, la perception consiste en la distinction du message transmis. L'information est ensuite interprétée : à cet instant, le concepteur traite l'information en vue d'une action, sur la base de ses connaissances et du monde « attendu ». Pour l'exemple, admettons qu'un concepteur de véhicule ait l'information suivante : « le véhicule génère une émission de 150g éq. CO2 par km ». Selon ses connaissances, de multiples interprétations sont possibles, par exemple :

- « Je ne sais pas ce que cela représente, mais j'imagine que moins, c'est mieux »

- « C'est 50% de plus que la moyenne mais si c'est un 4x4, ce n'est pas si aberrant »
- « C'est 10g/km de plus qu'un avion par passager, c'est beaucoup trop »

À travers ces trois exemples d'interprétations, l'information peut être aussi bien connotée de façon positive, négative que neutre. De ce fait, du traitement qui en est fait ne résulteront pas les mêmes actions au niveau individuel. Notons que cette phase d'interprétation engendre également de la connaissance par capitalisation. C'est justement cette connaissance qui donne lieu à la logique intuitive ou cognitive de l'interprétation, lorsqu'un mécanisme d'habitude se met en place notamment. Quelle que soit la théorie à laquelle on se réfère concernant la prise de décision, le traitement de l'information, bien qu'il y ait des typologies, reste propre à l'individu.

Cependant, il convient de s'interroger sur la conception collaborative impliquant plusieurs individus. La circulation de l'information dans un contexte de groupe et la conscience de ce contexte sont des éléments-clés du succès de la collaboration (DOURISH ET BELLOTTI, 1992). L'exposition d'une même information à plusieurs concepteurs augmente alors potentiellement - car mathématiquement - les chances d'identification de celle-ci.

En revanche, il existe potentiellement autant d'angles de perceptions et d'interprétations qu'il y a de concepteurs collaborant. Le partage des représentations de l'information s'avère donc plus complexe à appréhender en contexte collaboratif. La question du partage de la connaissance et des modes d'organisation autour de celle-ci est essentielle dans la constitution de représentations partagées de l'information (BELKADI ET AL., 2013) pour faciliter la prise de décision. De plus, dans le cadre d'une prise de décision responsable, le facteur émotionnel est à prendre en compte. Si l'organisation des connaissances en faveur de représentations communes est, en pratique, possible, il est fondamental de s'interroger sur la facilité à construire des sensibilités communes en contexte collaboratif.

Dans le cadre de cette thèse, la contribution se positionne principalement sur le rôle de l'information et le verrou lié à la temporalité de celle-ci. Ainsi, l'intégration de la variabilité géographique en conception responsable est étudiée de sorte à considérer les spécificités du processus de décision à travers le cheminement de l'information. L'aspect émotionnel du concepteur n'est pas abordé comme une opportunité de changement dans cette thèse. Il est considéré que la volonté de responsabilité du concepteur est avérée et la proposition de cette

recherche vise à apporter un levier informationnel à celui-ci. Le développement de la sensibilité du concepteur aux enjeux environnementaux et sociétaux est un sujet relevant davantage du champ de la pédagogie et constitue une perspective de recherche complémentaire à cette thèse dans laquelle elle ne sera pas davantage développée. En revanche, le niveau de connaissance dont dispose le concepteur ne peut être occulté et il doit être intégré à la méthodologie proposée.

Compte tenu de ce positionnement, la complexité amenée par l'aspect possiblement collaboratif de la conception n'a pas d'impact sur la façon dont est traité le sujet. Le cœur de la contribution se situe au niveau de l'information et de sa perception, que celle-ci soit exposée à un ou plusieurs concepteurs dans un même contexte.

2.2. Les leviers de conception responsable

Tel qu'exposé dans la section précédente, la notion de responsabilité en conception est liée à deux paramètres prépondérants qui sont l'information disponible et la sensibilité du concepteur aux enjeux environnementaux et sociétaux. Le concept de Conception Socialement Responsable (CSR) couvre un large champ d'enjeux allant de l'écologie à la santé et passant notamment par la gouvernance, l'éducation et l'inclusion sociale (DAVEY ET AL., 2007). Cette forme de sensibilité du concepteur n'est pas nouvelle, les démarches de conception intégrant certains de ces enjeux sont multiples et les premières considérations remontent aux années 70 (PAPANEK, 1971). Si le champ de la CSR est le cadre le plus généraliste correspondant au positionnement de cette thèse, cette dernière s'inscrit également dans les pratiques et disciplines de l'écoconception et de la conception pour la soutenabilité, ou *Design for Sustainability* en anglais (DfS). Il convient alors de s'intéresser à l'évolution de ces pratiques, à leurs méthodes, outils et variables.

2.2.1. Tour d'horizon des approches de conception responsable

2.2.1.1. L'évolution de la conception pour la soutenabilité

Comme vu précédemment, concevoir un produit pose de nombreux questionnements sur les conséquences néfastes potentiellement induites par cette activité. Les questions d'éthique et de responsabilité sont au cœur des nouvelles problématiques de conception et d'usage, en particulier en regard des enjeux de durabilité (COOPER, 2005) ; (LILLEY ET WILSON, 2013) ; (MELLES ET AL., 2011). La conception d'un bien ou d'un service requiert de nombreuses prises

de décision jusqu'à la mise sur le marché du produit. En effet, la considération du choix des matériaux (leur provenance, leurs potentiels impacts, leur criticité, etc.), du choix des procédés à mettre en œuvre (technologies disponibles, pollutions potentielles, conséquences sociales, etc.), du choix du modèle économique, du choix du système logistique à déployer ou encore du choix des lieux de production, implique directement ou indirectement le concepteur ou l'équipe de conception du projet. Chacune de ces prises de décision engage une certaine part de responsabilité du concepteur, celle-ci variant de la simple mise en conformité avec les normes du secteur à un engagement personnel ou partagé dépassant la simple obligation (BIRKETT, 2010) ; (KRIPPENDORFF, 1995).

En matière d'environnement, l'intégration de la responsabilité dans la conception se traduit souvent par une démarche d'éco-conception ou de conception pour la soutenabilité. Dans les années 70, l'intégration du critère de performance environnementale dans la conception se clarifie et s'impose comme un critère de qualité (PAPANEK, 1971). Cette période se caractérise par le développement des premières méthodologies d'évaluation de l'écoconception. La multiplicité des contextes de décision, liée aux différents contextes connus par les organisations conceptrices, a amené un développement rapide et abondant d'outils et méthodes pour la conception jusqu'à nos jours (BLESSING ET CHAKRABARTI, 2009) ; (RIO, 2012).

L'intégration de l'écoconception en industrie est de plus en plus considérée comme une condition nécessaire au développement durable (BOKS, 2006). L'écoconception doit être déployée à chaque étape de la conception du produit et fait donc appel à une certaine expertise des questions environnementales de la part du concepteur. Il permet de réduire l'impact de la production sur l'environnement tout en favorisant l'implication des acteurs de la conception et de toute la chaîne de valeur (DE CALUWE, 2004). Il convient de noter que la prise en compte des questions environnementales dans la conception peut modifier les objectifs, les ressources, les processus et les indicateurs de performance d'une entreprise. Les modalités techniques et économiques qui mènent au développement des produits peuvent jouer un rôle majeur dans la réduction des impacts environnementaux tout en stimulant l'innovation (DEWULF, 2003) ; (PIMENTA ET AL., 2012). Les objectifs d'écoconception (utilisation de matériaux renouvelables, recyclage, réduction de l'énergie, etc.) associés à des objectifs économiques et sociaux (implication des acteurs, partage des connaissances, aspects culturels, etc.) sont pris en considération de manière proactive ou prescriptive. Ces approches conduisent alors à développer des solutions innovantes (économie circulaire, production

d'énergie hybride, etc.). On peut noter que l'écoconception s'inscrit dans la logique de l'innovation environnementale (DEPRET ET HAMDOUCH, 2009) visant à réduire l'impact matériel et énergétique des activités industrielles. Par ailleurs, les solutions issues d'un processus d'écoconception ne dépendent pas que des caractéristiques du produit conçu ou reconçu mais aussi des habitudes et pratiques des concepteurs sur ce sujet (VALLET ET AL., 2013).

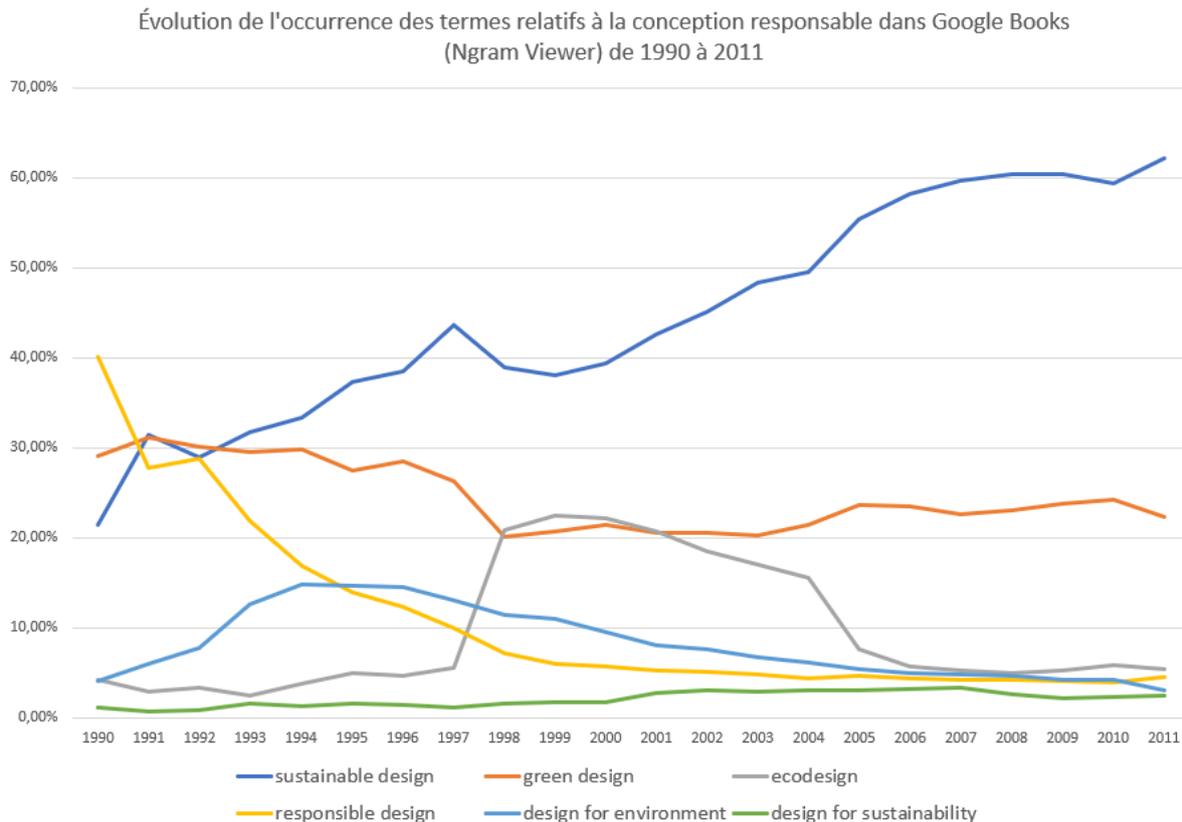


Figure 2-8. Évolution de l'utilisation des mots-clés associés à la conception responsable dans la littérature anglaise (Ngram Viewer sur corpus Google Books) de 1990 à 2011

Dans la littérature anglophone, on note plusieurs termes utilisés pour faire référence à l'intégration des contraintes environnementales en conception Figure 2-8. Ce graphique représente, pour chaque année de 1990 à 2011, la répartition des utilisations des termes entre les six sélectionnés (soit 100% en cumul pour l'axe en ordonnée). L'outil Ngram Viewer a été utilisé : celui-ci est en libre accès et tient compte de l'ensemble des documents référencés par Google (ce qui permet la considération d'un nombre élevé de références). Les données

absolues d'origine sont disponibles en [Annexe 1](#). Bien qu'il n'y ait pas de corpus disponibles à partir de 2012, une tendance à la hausse semble se dégager autour de la notion de « *sustainable design* ». En cohérence avec le concept de soutenabilité, il y a donc une tendance à englober des enjeux allant au-delà des seules problématiques environnementales dans la conception, bien que la notion de « *green design* » soit encore assez largement utilisée jusqu'en 2011. Dans la littérature française, cette multiplicité des termes est également présente. Les corpus disponibles sont trop faibles pour être complètement analysés par l'outil Ngram Viewer mais celui-ci indique pourtant une forte occurrence pour le terme « éco-conception » (de l'ordre de 90%) devant « conception durable » (environ 10%). Les autres termes tels que « conception responsable » ou « conception pour la soutenabilité » ont une occurrence trop faible pour être analysés. Par ailleurs, on note que la notion de durabilité dans le terme « conception durable » peut aussi bien faire référence aux enjeux de soutenabilité qu'aux questions de robustesse du produit conçu (soit sa capacité à durer dans le temps).

Cette multiplication des termes recouvrant des enjeux communs - sans être tout à fait identiques - est liée à l'évolution des pratiques et des périmètres d'actions considérés dans le temps ([CESCHIN ET GAZIULUSOY, 2016](#)). Les premières considérations à entrer en jeu sont celles liées au choix des matériaux, en particulier avec un objectif de réduction de l'usage des ressources et de la production de déchets ([MADGE, 1997](#)), suivies par la question énergétique et notamment l'utilisation d'énergie renouvelable ([ROY, 1994](#)). Alors que ces considérations correspondent au périmètre du « *green design* », le périmètre de l'écoconception se distingue par la considération de l'ensemble du cycle de vie du produit ([PIGOSSO ET AL., 2016](#)). Cette approche permet alors d'identifier les principales phases d'impacts pour ainsi se focaliser sur les éléments de reconception les plus pertinents ([BOKS ET MCAL.OONE, 2009](#)). Par la suite, la problématique de l'obsolescence psychologique - résultant de la décision de l'utilisateur de se débarrasser de son produit alors que celui-ci est encore fonctionnel - à amener la considération particulière centrée sur l'utilisateur lors de la conception ([COOPER, 2004](#)). Le champ de la soutenabilité en conception s'est alors ouvert à l'intégration des émotions de l'utilisateur et notamment à la valeur d'attachement au produit. Par extension, la question comportementale est aussi devenue prépondérante. La façon dont l'utilisateur interagit avec un produit est potentiellement vectrice d'impacts aggravés ([LILLEY, 2009](#)). La [Figure 2-9](#) présente cette évolution des pratiques de la conception pour la soutenabilité et des périmètres associés ([CESCHIN ET GAZIULUSOY, 2016](#)).

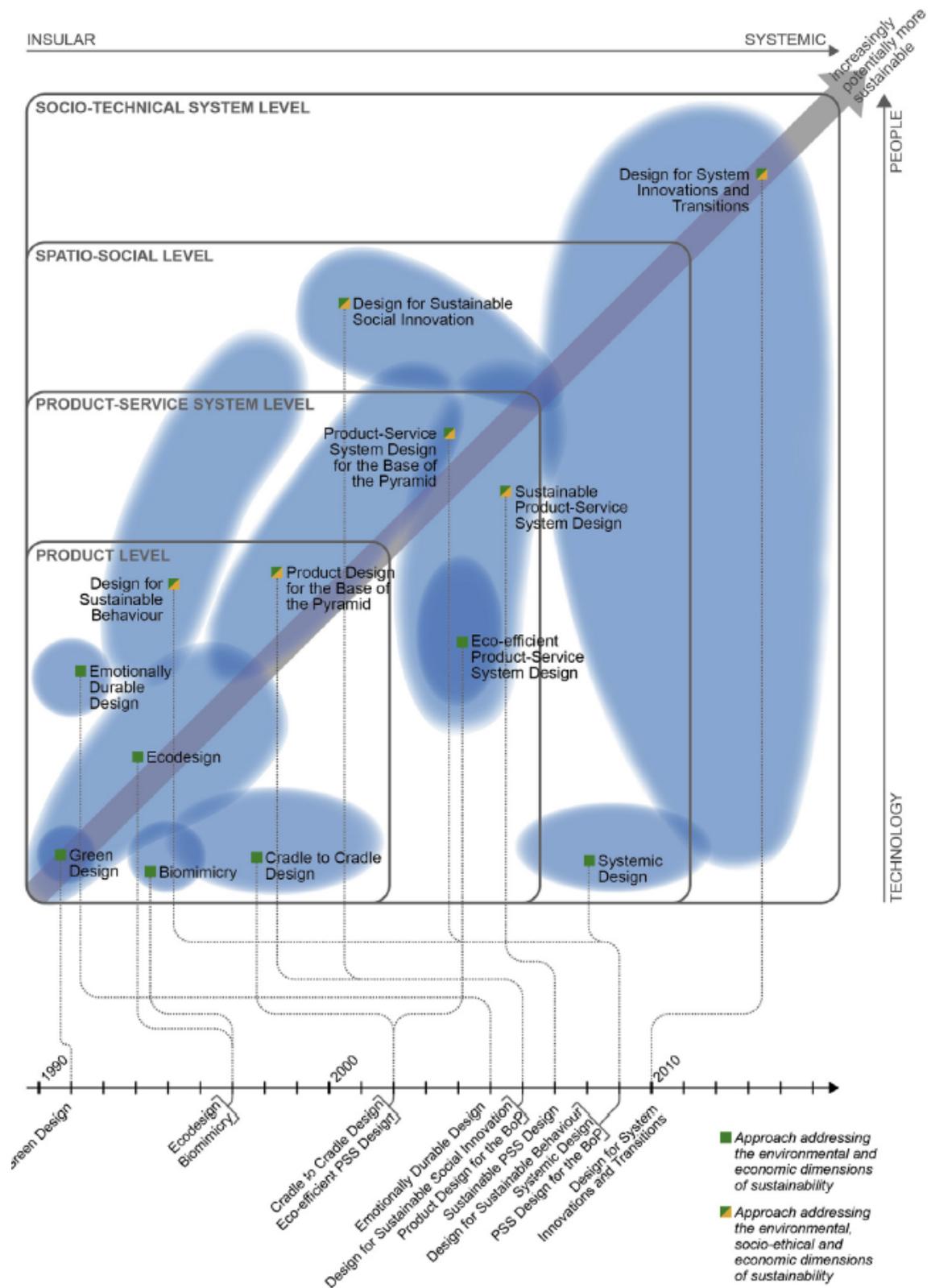


Figure 2-9. Évolution de la conception pour la soutenabilité (Ceschin et Gaziulusoy, 2016)

La [Figure 2-9](#) proposée par Ceschin et Gaziulosoy établit l'évolution chronologique de ces approches en les replaçant sur deux axes. Le premier de ces axes (abscisse) allant de « *insular* » à « *systemic* » répartit les approches des plus centrées sur le produit, telles que le « *green design* », aux approches intégrant les variables contextuelles liées au produit. Le second axe (ordonnée) répartit les approches allant des variables de conception techniques aux variables humaines et sociales. On s'aperçoit alors que si le temps à amener des considérations plus larges dans la conception pour la soutenabilité, la plupart des approches se concentrent sur le périmètre du produit, y compris des approches récentes telles que le « *Design for Sustainable Behaviour* ».

Ainsi, si le champ de la responsabilité - et donc de la conception responsable - est l'angle d'approche de cette thèse, il est clair que la contribution liée à l'intégration de la variabilité géographique en conception est également à replacer dans les champs thématiques de l'écoconception et de la conception pour la soutenabilité. Dans ce cadre, il convient alors de s'intéresser à la pratique de ces disciplines et notamment aux méthodes et outils pour la soutenabilité. Comme évoqué précédemment, l'ACV s'est imposée comme une méthodologie incontournable en conception responsable. La section qui suit propose notamment un focus sur cette méthode.

2.2.1.2. Méthodes et outils pour l'intégration des informations environnementales

En matière de conception responsable, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) s'est imposée comme la méthodologie de référence pour assister le concepteur dans sa démarche de performance environnementale ([HAUSCHILD ET AL., 2005](#)). L'ACV est une méthodologie, cadrée par la norme ISO 14040, permettant de calculer les impacts environnementaux potentiels d'un bien ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie : de l'extraction des matériaux à la destruction du produit après usage. Cette méthodologie a notamment l'avantage de balayer un ensemble d'indicateurs assez large, de l'impact global tel que le potentiel de changement climatique à l'impact local tel que l'eutrophisation de l'eau douce, en passant par des catégories d'impacts régionales telles que la création d'ozone photochimique. Si l'ACV s'est imposée comme la méthodologie de référence de modélisation environnementale, il est également à noter qu'elle coexiste avec un développement de multiples méthodes permettant d'assister le concepteur. La question de lier les pratiques de conception et les changements environnementaux est devenue majeure dans le monde

industriel. Depuis l'émergence de l'écoconception, de multiples outils et méthodes ont été développés et évoluent encore avec les experts et les industries (RIO ET AL., 2013). En 2005, NAVARRO ET AL. dénombrèrent 65 outils et méthodes classés en quatre niveaux de problèmes que sont l'adaptation, la reconception, l'écoconception et l'éco-innovation. Ces outils sont mobilisés par deux types d'utilisateurs : d'une part, les spécialistes de l'environnement qui ne connaissent généralement pas les aspects techniques et organisationnels de la conception et d'autre part les concepteurs qui n'ont pas de connaissances environnementales à leur disposition. Cela conduit à des difficultés à appliquer une utilisation pratique et efficace de ces outils (ROSSI ET AL., 2006). On remarque notamment que l'utilisation de l'évaluation du cycle de vie nécessite beaucoup de temps de la part du concepteur et beaucoup de connaissances et de données sur l'environnement (MICHELIN ET AL., 2014). Enfin, pour des raisons évidentes de décalage temporel, la séparation des paramètres environnementaux obtenus avec les outils d'ACV du processus de conception permet difficilement aux concepteurs de réorienter leur processus décisionnel en cours de développement. Conscients de la question de lier les paramètres environnementaux et de conception, certains développeurs ont essayé d'implémenter des données environnementales dans des logiciels de conception, tels que ceux proposés par Dassault Systèmes ou Granta Design.

Dassault Systèmes est une société française d'édition de logiciels spécialisée dans la conception 3D, la maquette numérique et la gestion du cycle de vie des produits ou *Product Life-cycle Management* (PLM). Dassault a développé un add-on pour leur produit *SOLIDWORKS*, appelé « *SOLIDWORKS Sustainability* ». Cet outil permet au concepteur d'obtenir des informations environnementales au stade de la Conception Assistée par Ordinateur (CAO) sur une modélisation 3D. Ce module fournit une image des impacts potentiels du futur produit, en utilisant les indicateurs environnementaux issus d'une base de données d'Analyse du Cycle de Vie. Granta Design est une spin-out britannique de l'Université de Cambridge spécialisée dans l'ingénierie des matériaux. Pour accompagner les concepteurs dans leurs décisions de reconception, ils ont développé un logiciel permettant de sélectionner et de comparer plusieurs matériaux, référençant les propriétés techniques du matériau (densité, élasticité, conductivité, etc.), appelé *CES Selector*. Granta Design fournit un moyen d'obtenir des informations sur l'environnement à partir de leur logiciel : l'outil *Eco Audit*. Sur la base des matériaux choisis, le logiciel est capable de calculer une estimation des impacts environnementaux potentiels avec deux indicateurs : les émissions de CO₂ et la

consommation d'énergie.

Dans les deux cas précédemment exposés, l'utilisateur ciblé est le concepteur, il n'est pas expert en environnement et suit le processus de reconception suivant [Figure 2-10](#) :

1. Cadrage technique : le concepteur doit fournir une liste de matériaux qui sont liés à des données simplifiées sur le cycle de vie du produit et potentiellement des informations sur la géométrie et la forme du produit. Le résultat de cette étape est un « inventaire technique ».
2. Calcul d'impact : l'outil sélectionné, relié à une base de données environnementale et à des méthodes de calcul, génère l'impact environnemental potentiel du produit sur la base de l'inventaire technique.
3. Optimisation de la composition du produit : sur la base des résultats, le concepteur est en mesure de faire varier certains paramètres techniques afin de réduire les impacts environnementaux potentiels.
4. Comparaison d'impacts : le concepteur peut vérifier l'amélioration environnementale potentielle de son cadre technique optimisé.

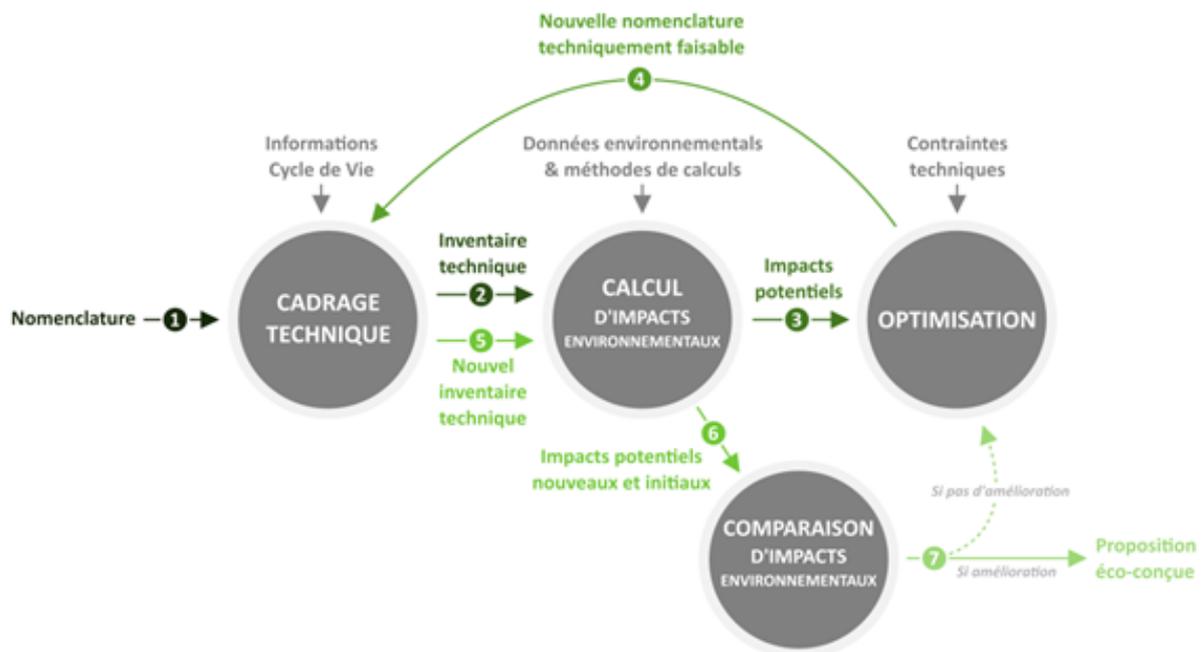


Figure 2-10. Processus d'écoconception suivi par le concepteur (Bratec, 2017)

Ce type d'approche oblige le concepteur à garder et à modifier le concept du produit à partir du premier cadre technique qu'il a défini précédemment. Il n'est pas en mesure de proposer d'autres concepts, car il n'est pas expert en environnement : via ce processus d'écoconception, le concepteur essaie d'atteindre des objectifs environnementaux en fonction de contraintes techniques afin de s'assurer de la faisabilité technique de sa proposition (BRATEC ET AL., 2017). L'ensemble des contraintes liées à la faisabilité est, en plus, soumis aux incertitudes liées à l'ACV. En effet, les données et méthodes de calcul utilisées en ACV engendrent des incertitudes à de multiples niveaux et celles-ci sont encore peu prises en compte dans les outils et logiciels disponibles (IGOS ET AL., 2019). De façon générale, la question de la responsabilité arrive a posteriori dans le processus de conception : il s'agit de re-conception. L'un des enjeux principaux du développement de l'écoconception est alors l'intégration de l'information environnementale à des niveaux de décision plus en amont dans la mise en place de la chaîne de valeur, sans pour autant perdre de vue les contraintes de faisabilité et d'incertitudes inhérentes au projet (ROSSI ET AL., 2016).

Bien que l'ACV soit un outil incontournable pour la modélisation d'impacts environnementaux, l'une de ses grandes limites demeure son manque de représentativité géographique (FINNVEDEN, 2000) ; (HUIJBREGTS, 2002) ; (REAP ET AL., 2008) ; (SHI, 2017). En effet, la variabilité géographique des zones touchées par un impact induit que ces zones sont plus ou moins sensibles et plus ou moins résilientes quant à ce dommage potentiel (HELLWEG ET I CANALS, 2014). Ce problème de représentativité complique la prise de décision du concepteur puisqu'elle compromet la fiabilité des résultats de l'ACV. En considération de ce manque de sensibilité spatiale, la question de la possibilité se pose alors : un concepteur peut-il sélectionner une localisation – pour un fournisseur, un procédé ou tout autre élément de la chaîne de valeur – de façon responsable ? Cette question induit également une interrogation sur les variables de conception sur lesquelles le concepteur peut s'appuyer dans sa démarche responsable. La section suivante vise à clarifier ces variables.

2.2.2. Les variables de conception responsable

Dans la section précédente, l'existence de nombreux outils et méthodes de conception responsable a été évoquée. Chacune de ces approches vise à aider le concepteur à identifier les variables de conception sur lesquelles il peut agir afin d'atteindre des objectifs de soutenabilité. Ces méthodes sont, pourtant, majoritairement construites selon un angle

d'approche par phases du cycle de vie (OSTAD-AHMAD-GHORABI ET WIMMER, 2005) et peu par approche de ces variables directement. Ceci pose potentiellement des problèmes d'appropriation : beaucoup de méthodes de conception responsable sont issues de la recherche et pourtant très peu sont à ce jour intégrées en industrie (SINGH ET SARKAR, 2019). Il est d'ailleurs à noter que l'éventail de ces variables possibles est déterminé par le niveau de maturité - en regard de la pratique de la conception responsable - de l'organisation conceptrice (PIGOSSO ET AL., 2013). Cette fin de section propose alors une typologie des variables de conception responsable.

De quoi est-ce conçu ? Cette première interrogation correspond au premier ensemble de variables de conception. La question du « *quoi* » correspond à l'enveloppe matérielle du produit et renvoie au plus ancien périmètre de soutenabilité décrit par CESCHIN ET GAZIULUSOY. Il s'agit là d'évaluer les possibilités offertes au concepteur pour changer des matériaux, en supprimer, en diminuer la diversité ou alléger son produit. Ce concept est notamment exploité dans l'ingénierie frugale des systèmes (RAO, 2017) ; (ROHMER ET AL., 2017). Ceci s'inscrit dans l'optique d'exercer moins de pression sur les ressources, d'améliorer le traitement du produit en fin de vie - en optimisant par exemple sa recyclabilité - ou encore d'allonger sa durée de vie en le rendant plus robuste. Les concepteurs sont de plus en plus poussés à utiliser des « éco-matériaux », bien que de flagrants manques d'informations subsistent à leur sujet (RIBEIRO ET AL., 2013). Par ailleurs, si la sélection de matériaux alternatifs est une option évidente pour diminuer les impacts du produit sur son cycle de vie, les méthodes actuellement pratiquées - notamment l'ACV - peuvent entraîner des choix contraires aux volontés initiales (BOVEA ET GALLARDO, 2006). Bovea et Gallardo indiquent que, trop souvent, l'absence d'analyse de sensibilité peut en effet orienter le concepteur sur une décision dont les conséquences risquent d'être opposées aux motivations du concepteur. De plus, même si l'ACV permet d'identifier des matériaux à moindre impact suivant plusieurs indicateurs, les contraintes techniques de conception font que la sélection d'un matériau alternatif influe aussi sur la façon dont est transformé ce matériau (BOVEA ET VIDAL, 2004). Bovea et Vidal prennent l'exemple de panneaux de bois pour démontrer que sur une alternative matérielle identifiée est nécessaire un certain type de traitement pour garantir les mêmes propriétés physiques que le matériau initialement utilisé avant reconception. Cette contrainte amène alors un deuxième lot de variables.

Comment est-ce conçu ? Cette deuxième interrogation fait de la « façon de faire » une

variable de conception. Sans forcément décider de réaliser des changements matériels, il est tout à fait possible de réaliser des changements de procédés dans l'optique de diminuer les impacts du cycle de vie du produit. Il existe en effet plusieurs possibilités pour extraire un matériau, pour le transformer, l'assembler, le traiter, le transporter ou même l'entretenir. Deux stratégies d'écoconception répandues consistent par exemple à opter pour des modes de « fabrication propre » et à veiller à l'efficacité énergétique (CORDOBA ET VESHAGH, 2013). Également en ce qui concerne la fin de vie du produit, la façon dont celui-ci peut être traité peut être prévue dès le début de la conception (PIGOSSO ET AL., 2010). Les divers procédés déployés tout au long du cycle de vie du produit ont des impacts non négligeables qu'il convient donc de considérer comme une variable de conception responsable forte. La question du « comment » peut s'appliquer à tout changement d'état du produit conçu : changements de forme, de dureté, de couleur, de localisation, etc. Ces changements d'états sont à considérer en tenant compte des contraintes du cahier des charges fonctionnel. Celui-ci - qui peut être réalisé en incluant l'utilisateur - définit les contraintes et détermine donc l'éventail des possibilités d'alternatives. La question fonctionnelle rejoint celle du besoin de l'utilisateur et ouvre alors un groupe de variables centré sur les raisons de la conception.

Pourquoi est-ce conçu ? Cette troisième interrogation, bien que moins pragmatique que les deux précédentes, constitue une variable de conception responsable importante. Il s'agit en effet de questionner le besoin lié à la conception du produit. Cette définition du besoin est particulièrement mal intégrée en conception. Effectivement, en ACV notamment, la considération des enjeux débute par la définition d'une Unité Fonctionnelle (UF) permettant de décrire l'utilité du produit et de comparer celle-ci à celles d'autres produits équivalents. Cependant, il est avéré que pour un même produit, plusieurs concepteurs peuvent définir des UF différentes (COLLADO-RUIZ ET OSTAD-AHMAD-GHORABI, 2010). Or, la description des fonctions est un enjeu de conception fort : elle détermine la composition du produit et est donc un levier d'écoconception (MORENO ET AL., 2015). Cet apport de la description fonctionnelle permet notamment d'identifier d'éventuelles fonctions inutiles en regard du service rendu (ALEMAM ET LI, 2014). Alemam et Li illustrent cette variable de conception en reconcevant une machine à café, sur laquelle la plaque chauffante n'aurait pas besoin de continuer à chauffer le bocal pour maintenant le café chaud, si ce même bocal est thermiquement isolé. La question du « pourquoi » rejoint également celle du besoin de production. Si, fonctionnellement, l'attente de l'utilisateur est un service rendu, la production

matérielle associée peut être potentiellement évitée. Cette approche est, notamment, celle de l'économie de fonctionnalité ou *Product-Service System* (PSS). Méthodologiquement, une démarche d'économie de la fonctionnalité peut tout à fait être envisagée dès la conception du produit (MAUSSANG ET AL., 2009). Recentrer la conception sur l'utilisateur permet de mieux considérer les fonctions du produit, mieux comprendre le comportement de l'utilisateur et donc de trouver des moyens d'écoconcevoir (DOMINGO ET AL., 2013). Ces considérations ouvrent alors la voie aux variables de conception centrées sur les acteurs de la chaîne de valeurs.

Avec qui est-ce conçu ? Cette quatrième interrogation, pour plus de clarté, pourrait être aussi déclinée en « pour qui est-ce conçu ? ». Les acteurs de la chaîne de valeurs du produit tiennent des rôles prépondérant dans la détermination des impacts environnementaux et sociaux du cycle de vie. Comme exposé dans la question précédente du « pourquoi », l'utilisateur tient une place particulièrement importante. La considération du comportement de l'utilisateur ouvre notamment la porte à une meilleure adaptation du produit (COR ET ZWOLINSKI, 2015) et constitue donc un levier d'écoconception puisqu'il s'agit d'allonger sa durée de vie. Par ailleurs, il convient également de s'interroger sur les acteurs en amont et en aval de la chaîne de valeurs. Les décisions prises en conception de produits peuvent être lourdes de conséquences sociales auprès des acteurs impliqués (JORGENSEN ET AL., 2010). Le choix, par exemple, des fournisseurs est un axe fort de conception responsable bien qu'il ne traite directement ni des matériaux, ni des procédés, ni des fonctions ou raisons du produit. Des méthodologies issues de l'ACV sociale permettent aujourd'hui de considérer ces choix en tant que variables de conception : il est possible de déterminer un « coût social » des externalités d'un cycle de vie pour en déduire des axes de reconception (JEONG ET LEE, 2009). Cette variable du « qui » est potentiellement valable pour tout secteur économique, y compris ceux d'apparence peu soutenable. C'est par exemple le cas de la mode, secteur dans lequel des axes de progression de la responsabilité se dégagent de la considération des employés du secteur et de leurs conditions (CIMATTI ET AL., 2017). Cette variable confirme que les enjeux de soutenabilité doivent aujourd'hui être intégrés à l'échelle du système social et non seulement à l'échelle du produit (MORELLI, 2007). Morelli soutient d'ailleurs que les opportunités de relocalisation offrent des possibilités d'amélioration des conditions des acteurs de la chaîne de valeurs. Cette remarque amène alors la dernière variable à laquelle il est possible de s'intéresser : la variable géographique.

Où est-ce conçu ? Cette cinquième et dernière interrogation constitue une variable de

conception uniquement liée aux localisations à travers la chaîne de valeurs. Il est question d'ouvrir des opportunités de création de valeurs par le biais, notamment, de stratégies de relocalisations au sein du processus d'écoconception (TYL ET AL., 2015). De façon plus évidente, jouer sur la variable géographique permet notamment de réduire les distances et donc d'atténuer certains impacts tels que ceux liés aux émissions de GES (MIRABELLA ET AL., 2014). Cette variable donne notamment forme aux logiques de circuits courts. Une chaîne de valeurs est constituée de multiples localisations géographiques, pour chaque procédé entrant dans le cycle de vie du produit (extraction de matière, transformation, transport, assemblage, utilisation, traitement, destruction, etc.). À chaque procédé correspond un ensemble d'impacts potentiellement néfastes et potentiellement localisés, c'est notamment le cas des émissions dans l'eau ou le sol. La gravité de ces impacts dépend particulièrement des caractéristiques géophysiques de la zone touchée (HELLWEG ET I CANALS, 2014). À ce jour, seule la différenciation spatiale en ACV permet de rendre compte d'un impact géographiquement contextualisé (MUTEL ET AL., 2019) ; (BULLE ET AL., 2019) ; (HELLWEG ET I CANALS, 2014) mais cette dernière approche vise systématiquement à contribuer à la réduction des incertitudes des résultats. En ce sens, l'objectif de l'ACV spatialisée n'est pas d'offrir une variable supplémentaire au concepteur mais de consolider le réalisme de la modélisation réalisée (HAUSCHILD, 2006). Cependant, s'il est possible de différencier la caractérisation d'impact d'un flux en ACV, il paraît alors possible d'imaginer l'opportunité qu'aurait le concepteur de pouvoir simuler ces changements pendant le processus de conception. Le changement de localisation géographique deviendrait alors une variable de conception responsable, dans la mesure où celle-ci permettrait potentiellement d'éviter des dommages avant même la mise en place de la chaîne de valeurs.

2.3. Positionnement et problématique

Dans ce chapitre, le contexte thématique et scientifique associé à cette thèse a été exposé. Ce contexte est celui de la conception responsable, à savoir de la responsabilité du concepteur et non de celle de l'organisation. L'individu est au cœur de cette thématique et les mécanismes liés à sa prise de décision en regard des enjeux de responsabilité ont été décryptés. Le choix responsable implique un certain niveau de conscience du choix et des facultés de projection à travers les émotions ressenties par le concepteur. Cependant, la clef d'entrée de la décision est l'information disponible, son exposition, son identification, sa perception puis son interprétation qui peut être intuitive ou cognitive. Un premier verrou identifié réside dans la

temporalité de l'information. Effectivement, les conséquences - notamment écologiques - qu'adresse l'intégration de la responsabilité en conception se produisent bien après que le processus de conception ait été terminé. La question de l'information exposée au moment de la conception est donc cruciale dans l'optique de répondre aux problématiques de soutenabilité.

Dans une seconde section, il a été rappelé que les enjeux de la conception responsable sont regroupés dans le champ disciplinaire de la conception pour la soutenabilité et qu'ils trouvent plus spécifiquement leur prise en compte dans les projets d'écoconception. L'écoconception, depuis les années 70, s'est dotée d'un foisonnement de méthodes et outils pour sa facilitation. Parmi ceux-ci, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) s'est imposée comme la méthodologie de référence. À travers l'évolution des pratiques de la conception pour la soutenabilité et de ses méthodes, de grandes variables de conception se sont démarquées. Une typologie en cinq grandes variables - sous la forme de questionnements à propos du produit conçu - à été proposée : « quoi ? », « comment ? », « pourquoi ? », « qui ? » et « où ? ». Ce dernier questionnement « où est-ce conçu ? » amène un second verrou lié à son intégration au processus de conception. En effet, les méthodes aujourd'hui employées ont pour objectif de répondre à une problématique de maîtrise des incertitudes dans la modélisation des impacts du cycle de vie mais ne permettent pas au concepteur de disposer d'une information relative à la sensibilité géographique des potentiels impacts de son produit.

Les verrous identifiés amènent alors à la formulation de la problématique suivante.

Problématique de recherche

Comment faire de la localisation géographique une variable de conception responsable ?

Hypothèses de recherche

La compréhension du contexte et l'identification des verrous induisent la formulation de deux hypothèses principales.

1. **Hypothèse n°1** : les potentiels écarts de dommages environnementaux liés à la localisation géographique doivent pouvoir être calculés avec les informations dont dispose le concepteur

2. Hypothèse n°2 : l'information relative à la variabilité géographique doit pouvoir être simulée en cours de conception sous un format cartographique

La première hypothèse suppose qu'il est possible de s'appuyer sur les travaux réalisés en Analyse du Cycle de Vie, notamment en ce qui concerne les travaux orientés sur la maîtrise des incertitudes via la spatialisation, pour déterminer des potentiels de variations d'impacts à exposer au concepteur. Ces écarts doivent pouvoir être déterminés à partir des informations dont dispose le concepteur : une expertise spécifique ne doit pas être nécessaire. Ces informations doivent couvrir des catégories d'impacts cohérentes avec le contexte de conception et les motivations du concepteur en termes de responsabilité. La première partie de l'état de l'art de la section suivante vise à comprendre les freins et leviers liés à la modélisation du cycle de vie et sa spatialisation.

La seconde hypothèse suppose que l'information concernant la variabilité géographique des impacts peut être mise à disposition du concepteur dans une temporalité corrélée à son processus de décision. Cette information doit donc être perçue de façon à ce qu'elle puisse orienter le choix et doit donc permettre la comparaison de plusieurs options de localisation. L'hypothèse affirme que cette comparabilité peut être permise par un format cartographique et que celui-ci est adapté à la perception d'une information fiable. La seconde partie de l'état de l'art de la section qui suit vise alors à analyser plus finement les problématiques liées à la visualisation cartographique - notamment à travers la discrétisation - et la perception de l'information.

Chapitre 3

État de l'art sur la spatialisation d'impacts

Ce chapitre a pour objectif de dresser un état de l'art des travaux portant sur l'information géographique pour la considération des impacts environnementaux en conception de produits. Il est question de comprendre comment se construit l'information et comment se transmet cette information en conception responsable.

L'état de l'art est scindé en deux sections, dans une logique d'étude des deux hypothèses de recherche préalablement établies. La première section vise à comprendre les enjeux et opportunités de la spatialisation d'impacts en Analyse du Cycle de Vie. Cette section met particulièrement en lumière les caractéristiques liées à la modélisation des impacts et leur sensibilité géographique. La seconde section apporte un éclairage davantage centré sur le format de l'information, à savoir la carte. Les problématiques de visualisation des données sont abordées et un focus spécifique est proposé sur les techniques de discrétisation de l'information.

3.1. Enjeux et opportunités de la spatialisation d'impacts

Ces dernières années, les avancées de l'Analyse du Cycle de Vie ont beaucoup porté sur la gestion de l'incertitude et de l'imprécision (IGOS ET AL., 2019). Il apparaît que la spatialisation est l'une des approches exploitées afin de considérer cette problématique. Cette section se focalise sur l'Analyse du Cycle de Vie pour tenter d'en dégager les leviers offerts par la spatialisation.

3.1.1. Clarification lexicale

En termes de spatialisation des impacts environnementaux, l'état de l'art est relativement peu homogène sur la question du vocabulaire utilisé. Avant de s'intéresser plus en détail à cet état de l'art, il convient donc de clarifier le lexique employé afin d'éviter toute confusion. Cette clarification est en partie basée sur les observations de la revue critique réalisée par Laure Patouillard, Cécile Bulle, Cécile Querleu, Dominique Maxime, Philippe Osset et Manuele Margni (PATOULLARD ET AL., 2018).

À travers l'ensemble des publications étudiées dans le cadre de ce travail de thèse, il est tout d'abord à noter que les adjectifs « spatial » et « géographique » sont utilisés comme synonymes. Il n'y a aucune différence entre une répartition spatiale et une répartition géographique. Cependant, pour les propositions et contributions issues de cette thèse, l'adjectif « géographique » est privilégié car celui-ci se veut plus englobant : alors que l'aspect spatial est restreint à l'espace - c'est-à-dire à la localisation - la géographie induit la considération des phénomènes contextuels et notamment biologiques et humains (BAILLY ET AL., 2016).

Le terme « régionalisation » est régulièrement employé dans l'état de l'art. La régionalisation correspond à l'action de contextualiser l'élément étudié en regard d'une région et diffère donc de la spatialisation. Alors que la spatialisation de l'inventaire de cycle de vie en ACV vise à attribuer les localisations des procédés étudiés, la régionalisation de l'inventaire vise à relier chaque procédé étudié à un ensemble d'enjeux régionaux. La spatialisation est une étape essentielle à la régionalisation. Il est à noter que, dans ce champ disciplinaire, la « région » est synonyme de « territoire », ces deux notions représentant un ensemble géographique cohérent délimité par des frontières. Cet ensemble peut par exemple être d'ordre géopolitique (ex : pays), géophysique (ex : lac) ou géodésique (ex : zone intertropicale).

Le terme « différenciation » est également répandu dans l'état de l'art. La différenciation spatiale est l'action de tenir compte des variables géographiques de l'élément étudié et notamment des impacts. En ce sens, les termes « différenciation spatiale » et « variabilité géographique » sont considérés comme des synonymes. En cohérence avec la position prise dans cette thèse et annoncée ci-dessus, le terme de « variabilité géographique » est donc privilégié.

Enfin, il est important de distinguer l'ACV spatialisée (ou régionalisée) de l'ACV territoriale (et non pas territorialisée). L'ACV spatialisée a pour objectif de recontextualiser les impacts du cycle de vie d'un produit dans l'espace. L'ACV territoriale vise à appliquer les principes méthodologiques de l'ACV, non pas au cycle de vie d'un produit, mais à un territoire, dans l'optique de mieux appréhender les enjeux environnementaux liés aux flux qui le traversent (LOISEAU ET AL., 2018) . Si l'ACV territoriale peut avoir recours à la spatialisation (ce qui est pratiquement indispensable afin de maîtriser les incertitudes et donc l'exploitation des résultats), la spatialisation peut s'appliquer à tout objet d'étude représenté dans l'espace, autre que le territoire.

3.1.2. L'intégration de la spatialisation dans le cadre normatif

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthodologie permettant de modéliser les impacts environnementaux potentiels d'un produit sur l'ensemble de ses phases de vies : de l'extraction des matières premières à la destruction du produit étudié. Cette méthodologie est devenue incontournable dans la mesure des performances environnementales des biens et services (HAUSCHILD ET AL., 2005). La méthodologie est cadrée et normée par l'ISO14040 et l'ISO14044 (ISO14040, 2006). Développée dans les années 70, l'adoption de la méthode en entreprise correspond aussi chronologiquement à la structuration d'autres méthodes visant à faciliter la performance environnementale. Ces méthodes peuvent être d'ordre quantitatif, comme le *Material Flow Analysis* (MFA) ayant pour but de quantifier les flux de matières et d'énergie, l'*Environmental Risk Assessment* (ERA) se focalisant sur les risques pour la santé humaine et écologiques, ou encore l'Empreinte écologique qui mesure la pression exercée par la société sur les écosystèmes. D'autres méthodes sont d'ordre qualitatif, telle que l'*Ecodesign Strategy Wheel* ou Roue de Brezet (BREZET ET VAN HEMEL, 1997) et peuvent prendre la forme de guides tels que l'outil Ecofaire (ADEME, 2008) ou de méthodologies sectorielles telles que la norme européenne CEN TS 16524 destinée au secteur de la mécanique (BSI,

2013). Par ailleurs, cette période marquée par un foisonnement d'outils et méthodes pour la performance environnementale s'accompagne également du développement d'une couche managériale pour une meilleure gestion de la collaboration et la connaissance dans la conception : c'est notamment l'essor du *Product Life-cycle Management* (PLM) (AMERI ET DUTTA, 2005). Si les approches se multiplient, l'ACV s'est tout même imposée comme la méthode la plus robuste, de par sa normalisation ISO et l'émergence de structures internationales telles que l'*International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) porté par la Commission Européenne qui propose également plusieurs handbooks de cadrage méthodologique, la *Life Cycle Initiative* portée par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP) ou encore la *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC). Dans ce contexte s'est donc construit un cadre normatif autour de l'ACV - ce qui distingue notamment cette méthode des autres précitées - et il convient de s'intéresser aux possibilités laissées par ce cadre pour introduire la variable spatiale.

Le principe de l'ACV est de quantifier l'ensemble des entrées et sorties d'un système pour délivrer un niveau fonctionnel défini, sur l'ensemble de la durée de vie de ce système, de l'extraction des matières premières nécessaires à sa destruction fonctionnelle finale. Chaque produit (bien ou service) étudié est lié à un cycle de vie unique qui lui est propre et localisable dans l'espace. Si les étapes du cycle de vie varient selon le produit, on retrouve conventionnellement le schéma suivant, qui implique nécessairement des activités dans différentes contextes géographiques :

1. Extractions des matières premières
2. Approvisionnement des matières vers des sites de transformation et de fabrication
3. Transformation et fabrication du produit
4. Distribution du produit (incluant notamment stockage et emballage)
5. Utilisation du produit et des consommables associés
6. Collecte du produit hors d'usage
7. Destruction du produit tel qu'il est étudié

La détermination d'une Unité Fonctionnelle (UF) permet de définir le périmètre du cycle de vie étudié. Par exemple, l'UF d'une bouilloire peut être de « Porter 1,7 litres d'eau à

ébullition en moins de 3 minutes, 2 fois par jour et pendant 6 ans ». Cette UF permet la comparabilité entre produits prévus pour un même usage : on peut ainsi comparer une bouilloire et une association casserole-plaque de cuisson. Cette UF permet également de borner le périmètre étudié : si le produit est valorisé en fin de vie mais s'il change d'usage, l'objet de la valorisation peut être considéré comme hors du périmètre. La définition du périmètre d'étude va de pair avec la détermination des objectifs de la réalisation de l'ACV : selon la norme ISO 14040, il s'agit de la première étape de la méthodologie [Figure 3-1](#). Cependant, on note que la définition de cette UF, pour un même produit, peut fortement varier d'un concepteur à l'autre ([COLLADO-RUIZ ET OSTAD-AHMAD-GHORABI, 2010](#)). Bien qu'il y ait un cadrage normatif, le périmètre considéré est donc fortement variable. Cet aspect influant sur l'ensemble des phases de vie considérées influe donc aussi sur l'espace géographique considéré dans le cycle de vie. Comme il est détaillé dans la suite de cette section, l'inventaire réalisé sur le cycle de vie peut être spatialisé par différents moyens. Malgré cela, il est important de garder à l'esprit que cet inventaire, même spatialisé, n'est donc potentiellement pas représentatif des réels enjeux liés à la conception du produit puisque l'UF et la définition du périmètre peuvent être plus ou moins restrictifs.

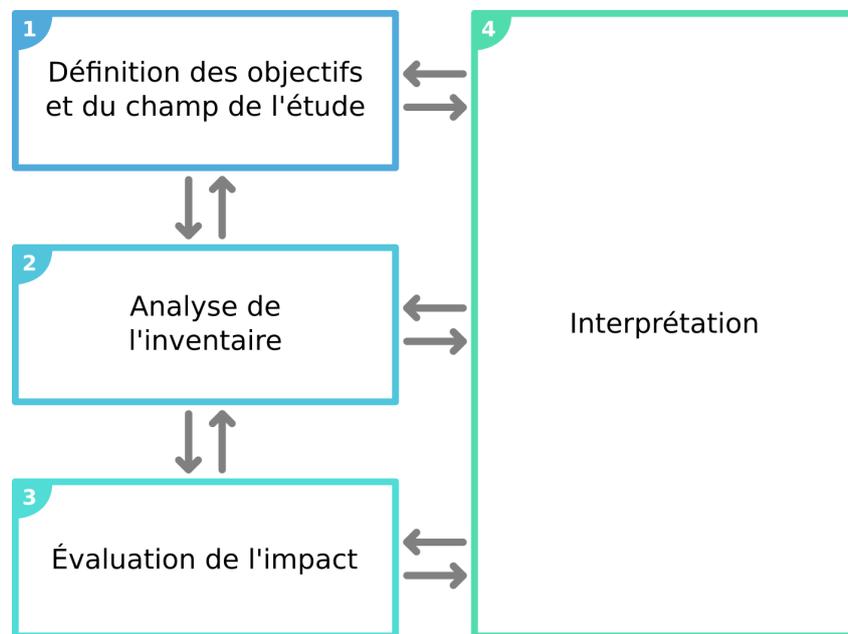


Figure 3-1. Cadre de l'Analyse de Cycle de Vie (ISO, 2006)

Du périmètre d'étude déterminé dépend alors un inventaire, généralement basé sur la

nomenclature du produit étudié et étendu à l'ensemble du cycle de vie afin d'intégrer toutes les données liées aux divers transports, transformations, scénarii de fin de vie, etc. Toujours selon le cadrage fourni par l'ISO 14040 [Figure 3-1](#), l'analyse de cet inventaire est suivie de l'évaluation de l'impact : il s'agit de la caractérisation quantifiée de potentiels problèmes et dommages environnementaux liés à la teneur (qualité et quantité) de l'inventaire. Une quatrième étape impose de procéder à des interprétations constantes de chaque étape, afin d'itérer et de garantir la cohérence des résultats en regard du périmètre et des objectifs initiaux.

3.1.3. La spatialisation de la modélisation du cycle de vie

La modélisation du cycle de vie est une étape cruciale de la spatialisation : elle regroupe les étapes d'inventaire puis de caractérisation des impacts. En d'autres termes, cette étape permet de passer de la spatialisation à la régionalisation. Il apparaît en effet qu'à la surface terrestre, les biomes et propriétés géophysiques des milieux sont fortement hétérogènes ([DORAN, 2002](#)), comme représenté par le modèle de Holdridge ([HOLDRIDGE, 1967](#)) ([Figure 3-2](#)).

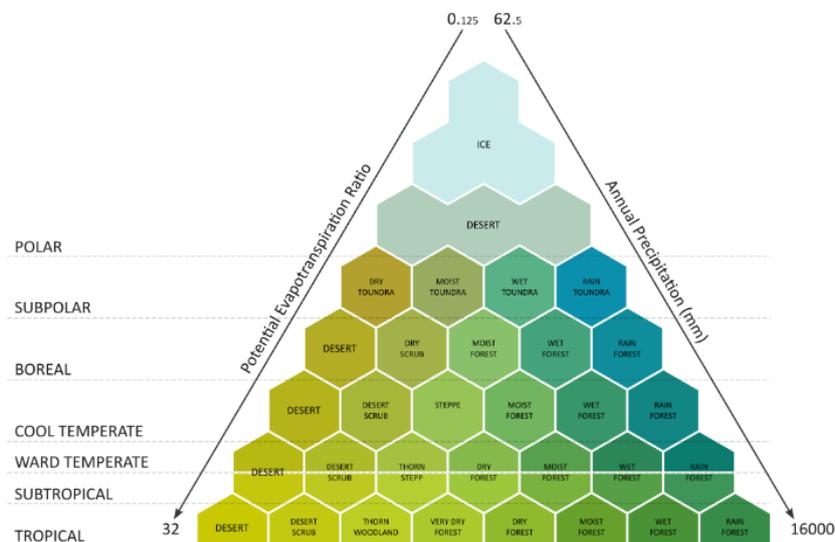


Figure 3-2. Modèle des « life zones » de Holdridge (adapté de Holdridge, 1967)

Le modèle des life zones de Holdridge permet d'établir une classification assez fine des types de biomes terrestres. Cette classification est réalisée en fonction de la localisation latitudinale de la zone (de tropicale à polaire), des précipitations annuelles et du potentiel

d'évapotranspiration. En fonction de ces paramètres, 38 life zones sont identifiées (hors glace), des zones super-arides aux zones super-humides. Ce modèle peut être établi sous la forme cartographique (WANG ET AL., 2016) comme le montre la Figure 3-3.



Figure 3-3. Cartographie des « life zones » de Holdridge (adapté de Wang et al., 2016)

Si les travaux de Holdridge et ceux qui s'ensuivent ont démontré la variabilité géographique des milieux terrestres au milieu du siècle dernier, la considération de cette variabilité dans la différenciation des impacts en ACV est relativement récente. Cette section détaille alors les méthodes mobilisées pour la modélisation du cycle de vie et met en avant les opportunités de spatialisation associées.

3.1.3.1. Spatialisation de l'Inventaire du Cycle de Vie

Comme illustré sur la Figure 3-1, la première étape de délimitation du périmètre permet de déterminer les limites du système à modéliser. Sur la base de ce système est réalisé un inventaire de données prenant la forme d'un listing complet des procédés mobilisés sur le cycle de vie : ces procédés sont qualifiés et quantifiés pour réaliser un bilan de flux entrant et sortant de la biosphère.

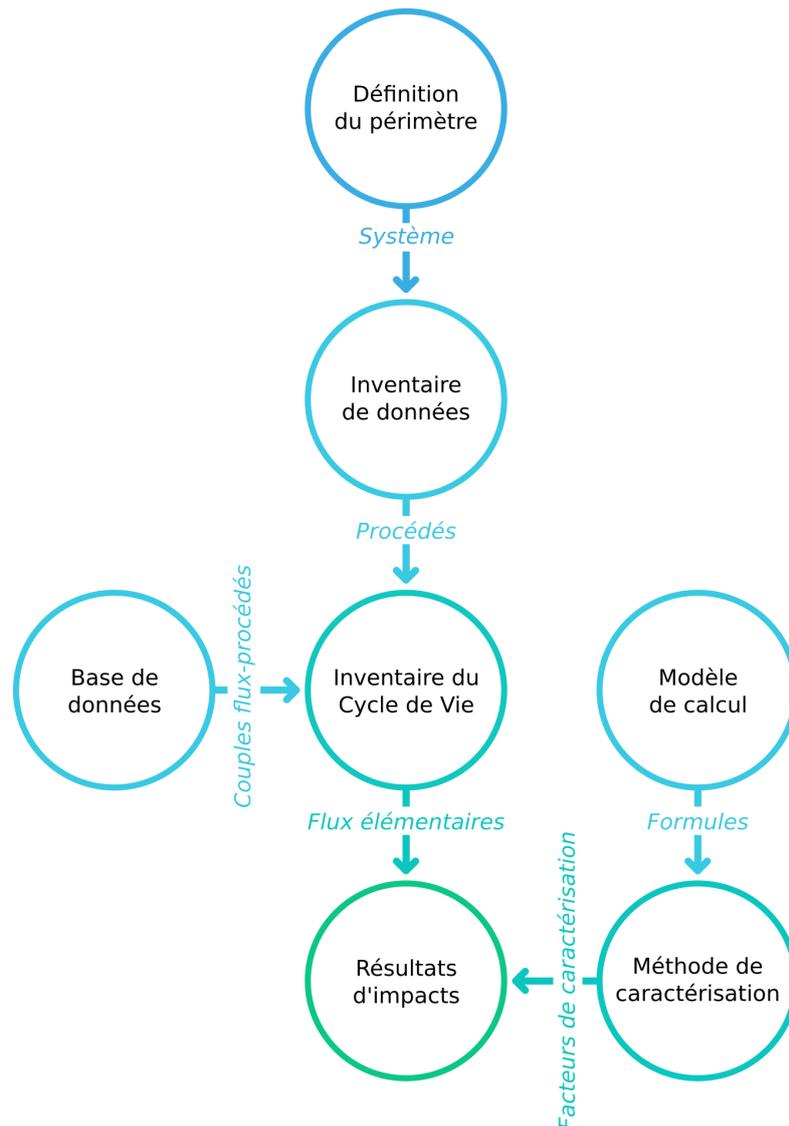


Figure 3-4. Cheminement vers les résultats d'impacts en ACV attributionnelle

Une base de données d'ACV permet ensuite de traduire ces procédés en flux élémentaires. Par exemple, 1kg d'injection de Polyéthylène Téréphtalate pourra être traduit en dizaines, voire centaines, de flux élémentaires, tels que l'émission dans l'air de $2,17 \times 10^{-10}$ kg d'acide acrylique ou la consommation de $3,95 \times 10^{-13}$ kg de rhodium. L'ensemble de ces flux élémentaires est appelé l'Inventaire du Cycle de Vie (ICV). Si le recours à une base de données est incontournable dans la modélisation de systèmes complexes, à l'échelle d'un procédé ou d'un produit simple, une collecte de données relativement poussée suffit à obtenir un ICV.

L'ICV recueille classiquement un ensemble de données géographiquement décontextualisées.

On trouve notamment dans cet inventaire la nomenclature ou *Bill of Materials* (BOM) qui permet par exemple d'identifier les qualités et quantités des matériaux utilisés. L'inventaire spatialisé vise à associer des informations géographiques sur chacun des éléments qu'il contient. Dans chaque base de données d'ACV ([Figure 3-5](#)), il est possible d'obtenir une information sur la représentativité géographique de la donnée ([ILCD, 2010](#)). Cette représentativité est usuellement un territoire national (qui peut être également continental ou mondial) permettant de déterminer si la donnée sélectionnée dans la base pour l'inventaire est cohérente - ou proche - avec celle réellement relevée par le concepteur. Il est ainsi possible, au niveau de l'inventaire, d'effectuer une première différenciation des données sélectionnées. Par exemple, il est possible de sélectionner une production d'électricité issue d'un mix français (si c'est pertinent en regard du contexte de conception) plutôt qu'un mix moyen européen, voire mondial. Dans cet exemple, il apparaît évident qu'à l'échelle nationale - et particulièrement pour des pays étendus tels que la Russie, le Canada, les États-Unis, la Chine ou l'Australie - les disparités territoriales peuvent mener à des représentations géographiques très éloignées de la réalité. C'est l'une des problématiques mises en avant par [RODRÍGUEZ ET AL \(2014\)](#) dans leur étude d'ACV régionalisée des systèmes agricoles. Une plus haute résolution géographique que la maille nationale est indispensable pour des questions de représentativité.

Dans la pratique, il existe deux façons de spatialiser l'inventaire ([PATOUILLARD ET AL., 2018](#)). La première méthode consiste à avoir recours à des données différenciées en termes de périmètre géographique, tel qu'exposé ci-dessus. La seconde méthode vise à adapter les procédés disponibles dans les bases. Il s'agit dans ce cas d'affiner les données d'entrée pour les faire correspondre à une réalité géographique plus précise (en modifiant, par exemple, manuellement le mix énergétique utilisé). Cependant, l'identification de ces paramètres de spatialisation est difficile et nécessite des compétences expertes ([PATOUILLARD ET AL., 2018](#)). Par ailleurs, l'interconnexion des procédés dans une base d'ACV fait qu'un grand nombre de données est appelé en arrière plan de l'inventaire, pour la réalisation des calculs. De ce fait, l'adaptation des procédés de l'inventaire pour les spatialiser ne permet de recontextualiser qu'une faible partie de ce qui est modélisé ([HEIJUNGS, 2012](#)).

	Projet	Nombre de procédés	Thématique	Périmètre géographique	Usage	Licence
	Agribalyse	200	Agriculture	France	Attributionnel	Gratuite
	Agri-footprint	5000	Agriculture	Monde	Attributionnel	Payante
	Base IMPACTS	1576	Global	France	Simplifié	Gratuite
	ecoinvent	14700	Global	Monde	Attributionnel	Payante
	ELCD	503	Global	Europe	Attributionnel	Gratuite
	ESU World Food	1660	Agriculture	Monde	Attributionnel	Payante
	exiobase	1025	Global	Monde	Entrée-Sortie	Gratuite
	FD E01-008	281	Mécanique	France	Simplifié	Payante
	GaBi	5000	Global	Monde	Attributionnel	Payante
	idea	3800	Global	Japon	Attributionnel	Payante
	NEEDS	794	Prospectif	Europe	Attributionnel	Gratuite
	ProBas	17000	Global	Allemagne	Attributionnel	Payante
	USDA	1997	Agriculture	USA	Attributionnel	Gratuite

Figure 3-5. Liste des principales bases de données d'Analyse du Cycle de Vie

La Figure 3-5 référence les principaux projets industriels et scientifiques ayant abouti à des bases de données d'ACV d'un volume d'au moins 200 données sur des procédés. Certaines de ces bases englobent tous types de procédés, comme ecoinvent, Base IMPACTS ou GaBi.

D'autres sont sectorielles et se focalisent par exemple sur les procédés agricoles et alimentaires, comme Agribalyse, ou sur les procédés mécaniques, comme FD E01-008, ou proposent encore des données prospectives, comme NEEDS qui a fixé deux horizons temporels de modélisation en 2025 et en 2050. Par ailleurs, la couverture géographique des jeux de données varie d'une base à l'autre. Par exemple, s'il est possible de trouver une production d'électricité allemande dans ProBas, ceci n'est pas possible dans la base japonaise idea. Il est également à noter que chacune de ces bases correspond à un type de modélisation particulier : la plupart est prévue pour une modélisation attributionnelle classique correspondant aux étapes présentées sur la [Figure 3-1](#). L'ACV dite attributionnelle consiste à attribuer une partie de l'impact total du système étudié à chacune de ses composantes ([HAUSCHILD BJORN, 2018](#)). Ce type de modélisation est sélectionné en regard des objectifs initiaux formulés. L'ACV attributionnelle peut également prendre une forme dite « simplifiée » ([ARZOUAMANIDIS ET AL., 2017](#)): dans ce cas, la base de données utilisée ne fournit pas de flux élémentaires mais directement des impacts précalculés. Les projets Base IMPACTS et FD E01-008 sont des exemples de bases prévues pour des modélisations attributionnelles simplifiées. Certains projets, tel NEEDS, sont davantage prévus pour un autre type de modélisation : l'ACV conséquentielle. Contrairement à l'ACV attributionnelle qui cherche à déterminer l'origine des impacts d'un système, en explorant les composantes de ce système, l'ACV conséquentielle cherche à identifier les impacts potentiel du système sur d'autres systèmes directement ou indirectement liés à celui-ci ([WEIDEMA ET AL., 2018](#)). Ces deux pratiques relèvent des mêmes enjeux en termes de délimitation des frontières du système : l'une se focalise sur « l'intérieur » des frontières et l'autre sur « l'extérieur ». Dans ces deux cas, le choix de la base de données est primordial dans un objectif de spatialisation. Or, ces bases ont tendance à manquer d'information sur la géographie ([HEIJUNGS, 2012](#)) ; ([PATOUILLARD ET AL., 2018](#)).

Les bases de données d'ACV sont issues de projets scientifiques ou industriels. Certaines sont commercialisées (c'est le cas pour sept des treize référencées dans la [Figure 3-5](#)), d'autres sont gratuites et mises librement à disposition des praticiens (six parmi les treize référencées sont concernées). Les bases payantes présentent généralement un volume de données plus conséquent et sont mieux maintenues : sur les treize projets référencés à la [Figure 3-5](#), les bases payantes proposent un volume de données moyen de 6777 procédés, contre 1016 pour les bases gratuites, soit un rapport de presque un à sept.

Le choix d'une base de données en ACV dépend également du type de modélisation réalisé.

L'approche de modélisation « par les procédés » (« *process-based* » en anglais) est l'approche usuelle et originelle et l'Analyse du Cycle de Vie. Elle consiste en l'articulation d'activités (excavation, injection plastique, transport aérien, etc.) afin de générer la propagation de flux jusqu'à obtenir l'ICV. La modélisation *process-based* nécessite un inventaire précis du bien ou service étudié sur l'ensemble de son cycle de vie et passe la plupart du temps par une génération automatique des flux par le biais des bases de données. Ce type de modélisation a l'avantage de présenter une logique de modélisation fine permettant potentiellement une certaine maîtrise des incertitudes, bien qu'elle requière beaucoup de temps et de connaissances techniques sur la chaîne de valeur du système étudié (YANG ET AL., 2017). À l'inverse, la modélisation « Entrées-Sorties » (« *Inputs-Outputs* » en anglais) vise à établir un bilan de flux basé sur des données économiques : c'est une modélisation réalisée à une échelle plus macroscopique. Il s'agit d'estimer les quantités de ressources et d'énergies mobilisées dues aux matériaux employés, en fonction de leur origine géographique. L'ensemble de ces estimations constitue alors un ICV. Les bases de données permettant la génération de ces flux référencent les transactions industrielles mondiales par secteurs d'activités. Cette approche permet de modéliser le système utilisé de façon spatialisée sans tenir compte des procédés associés et ainsi d'accélérer la collecte de données. La principale base de données *Inputs-Outputs* à ce jour est Exiobase. Malgré de fortes incertitudes liées à l'approche macroscopique, ce type de modélisation présente l'avantage de pouvoir être réalisée en peu de temps avec cependant un minimum de connaissances sur la chaîne de valeur du système étudié (YANG, 2016). Cette approche peut-être assez bien adaptée à la régionalisation car elle peut considérer les interdépendances régionales afin de modéliser les effets indirects de certains impacts (YI ET AL., 2007). C'est notamment l'approche proposée par l'outil BioScope (Figure 3-6).

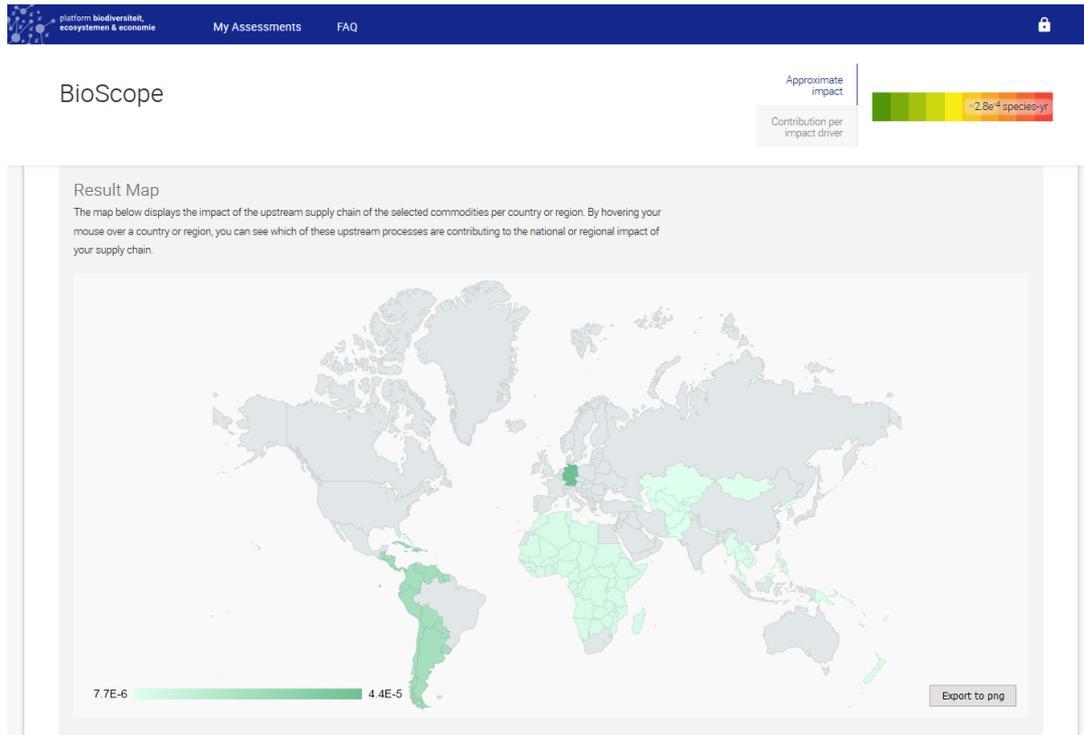


Figure 3-6. Capture d'écran de l'outil BioScope (www.bioscope.info)

L'outil BioScope est un logiciel adapté à l'ACV *Inputs-Outputs* permettant la régionalisation d'impacts, développé par Pré Sustainability, Arcadis et CODE. Dans cette approche, la spatialisation de l'inventaire (en données d'entrée du logiciel) permet, par interconnexion des flux, la détermination des régions (pays en l'occurrence) potentiellement touchées par un impact de perte de biodiversité.

Le Système d'Information Géographique (SIG) est un outil qu'il est pertinent de coupler avec l'ACV dans la réalisation des inventaires. Dans une optique de spatialisation, le SIG s'avère être un moyen particulièrement efficace pour déterminer les distances de transport entre plusieurs étapes du cycle de vie, en particulier pour l'évaluation des émissions de GES (DRESEN ET JANDEWERTH, 2012). Par ailleurs, l'usage d'un SIG permet la quantification de tout élément lié à un impact d'occupation des sols, comme les infrastructures de transport, les sites d'extraction de matières premières ou les sites industriels (GEYER ET AL., 2010). Le couplage entre SIG et ACV est une méthode de plus en plus utilisée dans le secteur agricole (GASOL ET AL., 2011) ; (HILOIDHARI ET AL., 2017) ; (ROOSTAEI ET ZHANG, 2017).

3.1.3.2. Régionalisation de la caractérisation d'impacts

L'ensemble des procédés utilisés pour modéliser le cycle de vie d'un produit induit un ensemble de flux entrant et sortant relatif au périmètre d'étude. En effet, chaque procédé consomme directement ou indirectement diverses ressources et est aussi responsable d'un certain nombre d'émissions dans l'environnement. De ce fait, le cycle de vie d'un produit est modélisé par un ensemble d'échanges entre la biosphère et la technosphère, comme abordé dans la section précédente : l'Inventaire de Cycle de Vie (ICV). Chacun de ces flux est lié à un ou plusieurs impacts potentiels. Par exemple, si l'émission d'1 kg de dioxyde de carbone dans l'atmosphère représente un certain potentiel de changement climatique (1 kg CO₂ eq.), 1kg de méthane émis dans l'atmosphère représente un potentiel 28 fois supérieur (28 kg CO₂ eq.). Ainsi, chaque flux peut être ramené à une unité commune pour la catégorie d'impact. Dans l'exemple précédent, 28 est le facteur de caractérisation pour le méthane. Il existe plusieurs méthodes de caractérisation différentes avec chacune leurs spécificités et leurs catégories d'impacts.

Afin d'obtenir des résultats d'impacts potentiels, la dernière étape d'une modélisation en ACV nécessite l'usage d'une méthode de caractérisation. La méthode de caractérisation intègre des méthodes de conversion des flux élémentaires en impact potentiel : ces convertisseurs sont les facteurs de caractérisation ou *characterization factors* (CF). Chaque méthode embarque un lot de catégories d'impacts spécifique : par exemple, toutes les méthodes ne proposent pas la caractérisation du changement climatique. Chaque catégorie d'impact, dans chaque méthode, propose alors un facteur de caractérisation pour un certain nombre de flux élémentaires. Ceci implique une forte variabilité potentielle entre chaque méthode. En effet, certains flux élémentaires peuvent tout simplement ne pas être caractérisés (aucun facteur n'est proposé) alors que l'impact est connu. C'est notamment le cas avec le brome en ce qui concerne la toxicité humaine, absent de l'ensemble des méthodes connues à ce jour (BRATEC ET AL., 2019). Par ailleurs, lorsque les flux sont caractérisés, le facteur peut varier d'une méthode à l'autre. Par exemple, dans la version 2016 de la méthode CML, l'impact sur la destruction de la couche d'ozone à horizon 20 ans pour 1kg de HCFC-123 était ramené à l'équivalent de 0,080 kg de CFC-11 pour la caractérisation, alors que la version 2016 de ReCiPe proposait un facteur de caractérisation de 0,025 kg équivalent CFC-11, soit un rapport de plus d'un à trois. Ainsi, dans le cadre d'une ACV, la présence de HCFC-123

dans l'ICV sera jugé trois fois plus impactant avec CML qu'avec ReCiPe et tous les flux élémentaires peuvent être concernés par ce phénomène. À la fin d'une ACV, il est d'ailleurs recommandé de réaliser une étude de variabilité consistant à tester différentes méthodes de caractérisation afin de s'assurer de l'absence d'une trop forte influence de la méthode sur les résultats (HUIJBREGTS, 2002). Un rapport d'un à trois sur les résultats peut en effet bouleverser les conclusions d'une telle étude. Cette variabilité inter-méthodes trouve son origine dans les modèles de calcul auxquels les méthodes font appel. Par exemple, le calcul du Potentiel de Réchauffement Climatique est scientifiquement consensuel et s'appuie sur le modèle IPCC, utilisé par la très large majorité des méthodes de caractérisation. De ce fait, une variabilité minimale, voire inexistante, est garantie sur l'indicateur de Changement Climatique. Au contraire, pour l'eutrophisation par exemple, certaines méthodes font appel au modèle CARMEN et d'autres au modèle EUTREND. De plus, contrairement à l'impact sur le changement climatique, l'eutrophisation est un impact local et chaque méthode propose alors des facteurs de caractérisation se voulant cohérents avec le périmètre géographique étudié.

Modèle	Impact caractérisé
CARMEN	Eutrophisation
EUTREND	Eutrophisation
i Canals	Occupation des sols
IPCC	Changement climatique
LANCA	Occupation des sols
LOTOS-EUROS	Formation d'oxydants photochimiques
RAINS	Acidification
RiskPoll	Effets respiratoires
Seppälä	Acidification
USEtox	Toxicité humaine
WMO	Destruction de la couche d'ozone

Figure 3-7. Liste des principaux modèles de caractérisation en Analyse du Cycle de Vie

Il est à noter que certaines méthodes de caractérisation s'appuient sur leur propre modèle de calcul : c'est notamment le cas de USEtox, qui se focalise uniquement sur deux catégories d'impacts liées à la toxicité, ceci justifiant l'inutilité d'avoir recours à plusieurs modèles dans ce cas précis.

-  Indicateur *mid-point* disponible
-  Indicateur *end-point* disponible
-  Indicateurs *mid-point* et *end-point* disponibles

		Impact WORLD+ 2019	LC-IMPACT 2019	EDIP 2003 2005	USEtox 2019	Impact 2002+ 2012	ReCiPe 2018	CML 2001 2016	Eco-indicator 99 2001	TRACI 2014
Acidification	Terrestre									
	Eau douce									
	Marine									
Écotoxicité	Terrestre									
	Eau douce									
	Sédimentaire eau douce									
	Marine									
	Sédimentaire marine									
Eutrophisation	Terrestre									
	Eau douce									
	Marine									
Changement climatique	-									

Figure 3-8. Liste des catégories d'impacts disponibles dans les principales méthodes de caractérisation (partie 1)

		Impact WORLD+ 2019	LC-IMPACT 2019	EDIP 2003 2005	USEtox 2019	Impact 2002+ 2012	ReCiPe 2018	CML 2001 2016	Eco-indicator 99 2001	TRACI 2014
Toxicité humaine	Cancérogène									
	Non-cancérogène									
Radiations ionisantes	-									
Sols	Occupation									
	Transformation									
Appauvr. de la couche d'ozone	-									
Épuisement des ressources	Minérales									
	Fossiles									
Effets respiratoires	Organiques									
	Inorganiques									
Eau	Privation									
	Consommation									
	Pollution thermique									
	Usage en turbine									

Figure 3-9. Liste des catégories d'impacts disponibles dans les principales méthodes de caractérisation (partie 2)

Chaque méthode de caractérisation est proposée pour un périmètre géographique déterminé. Ce périmètre peut être global, comme c'est le cas pour la méthode CML, régional comme c'est le cas pour TRACI dont la caractérisation se focalise sur l'Amérique du Nord, ou encore multirégional comme c'est le cas de USEtox qui s'appuie sur une division du monde en 17 sous-continent. De façon plus marquée que pour les bases de données, le paysage des méthodes de caractérisation tend à s'éclaircir : beaucoup ne sont plus mises à jour et quatre méthodes semblent aujourd'hui se distinguer :

- ReCiPe (dernière mise à jour : janvier 2018)
- Impact WORLD+ (dernière mise à jour : avril 2019)
- LC-IMPACT (dernière mise à jour : avril 2019)
- USEtox (dernière mise à jour : novembre 2019)

Sur les neuf méthodes de caractérisation référencées dans les [Figure 3-8](#) et [Figure 3-9](#), un total de 26 catégories d'impacts différentes sont proposées. Chaque intersection marque la présence de la catégorie d'impact (en ligne) dans la méthode (en colonne). Certaines méthodes sont orientées *mid-point* telles qu'EDIP 2003 ou TRACI : c'est-à-dire qu'elles se focalisent sur les problèmes environnementaux. D'autres sont orientées *end-point* telles qu'Eco-indicator 99 ou LC-IMPACT : celles-ci se focalisent sur les dommages environnementaux. Il est possible de régionaliser ces impacts aux niveaux *mid-point* et *end-point* , si les catégories d'impacts concernées peuvent être spatialisées. La différenciation entre ces deux notions de cause et de dommage est détaillée dans la section suivante.

Les facteurs de caractérisation ou *Characterization Factor* (CF) proposés dans les méthodes sont tous déterminés sur une base de calcul commune, bien que les modèles de calculs ne soient pas harmonisés à ce jour ([HUIJBREGTS ET AL., 2017](#)) ; ([SOUZA ET AL., 2015](#)). Ces calculs sont basés sur la détermination d'un facteur de devenir ou *Fate Factor* (FF) visant à modéliser le transport de la substance dans l'environnement : il s'agit de déterminer la distance que peut parcourir la substance, d'identifier les compartiments géophysiques que celle-ci pénètre ainsi que le temps pendant lequel elle aura un effet. La sensibilité géographique de ce facteur est particulièrement importante ([HELMES ET AL., 2012](#)) ; ([COSME ET AL., 2018](#)) et exposée à de fortes incertitudes. Les calculs du facteur de caractérisation sont également basés sur la

détermination d'un facteur d'effet ou *Effect Factor* (EF) visant à modéliser l'effet néfaste de la substance en regard de l'impact étudié : par exemple, « une disparition de 30% des espèces plantigrades par m² ». Enfin, ces calculs peuvent également se baser sur la détermination d'un facteur d'exposition ou *Exposition Factor* (XF), facultatif (selon si l'est cohérent de le considérer en regard de l'impact étudié), visant à modéliser la part de substance atteignant la cible de l'impact environnemental étudié : c'est par exemple le cas pour la caractérisation des catégories d'impacts sur la santé humaine.

$$CF = FF \times EF \times XF$$

Si ce socle mathématique reste commun à l'ensemble des catégories d'impacts (en dehors du facteur d'exposition, bien qu'il puisse être simplement considéré qu'il est systématiquement de 100% dans ces cas-là), la détermination de chacun des facteurs indépendamment dépend complètement du modèle de calcul utilisé par la méthode.

Il est à noter que chacun de ces trois facteurs est soumis à une dépendance géographique forte. En effet, le devenir de chaque substance dépend fortement de la localisation de l'émission qui va conditionner son transport. Au-delà des contraintes climatiques influant le devenir, il est également évident que les contraintes météorologiques ont une influence : par exemple, la pluie aura pour effet de considérablement diminuer la distance que pourra parcourir une substance émise dans l'air et celle-ci n'affectera donc pas forcément le même écosystème que par temps sec. Ainsi, le devenir est fortement imprévisible et de fortes incertitudes sont alors inhérentes au calcul de ce facteur. [HELMES ET AL \(2012\)](#) ont expérimenté la prise en compte des propriétés géophysiques des milieux afin de modéliser le devenir des émissions de phosphore ([Figure 3-10](#)).

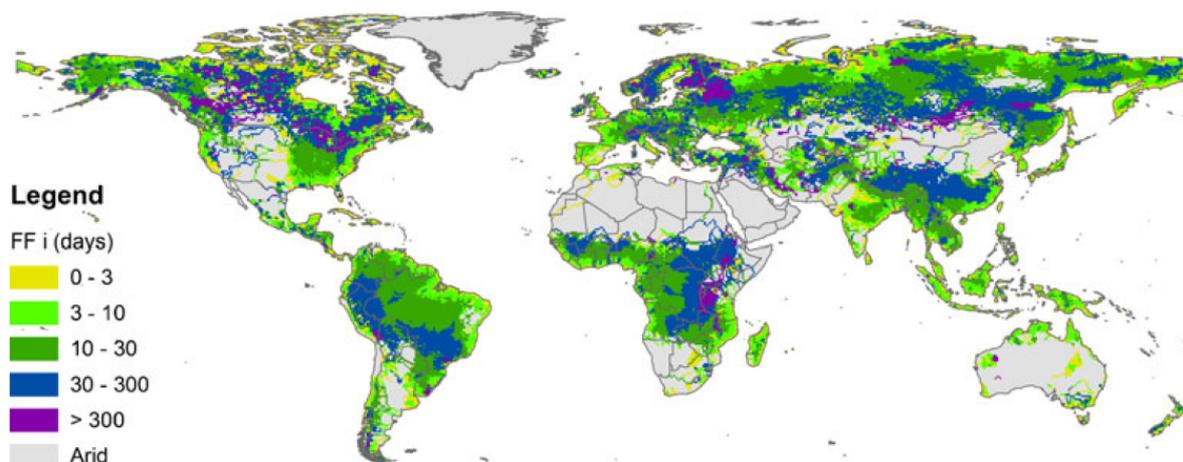


Figure 3-10. Facteurs de devenir du phosphore en eau douce (Helmès et al, 2012)

Les facteurs de devenir de la [Figure 3-10](#) permettent alors de déterminer des facteurs de caractérisation différenciés pour la modélisation de l'impact d'eutrophisation, le phosphore ayant une forte contribution à cette catégorie d'impact ([CONLEY ET AL., 2009](#)). Cette approche de régionalisation des facteurs de devenir est une composante essentielle de la différenciation spatiale de la caractérisation d'impacts. Elle est employée pour l'étude de divers impacts comme l'eutrophisation (tel qu'illustré ci-dessus), l'acidification ([ROY ET AL., 2012](#)) ou la toxicité ([KOUNINA ET AL., 2014](#)).

Le facteur d'effet, quant à lui, dépend aussi fortement du milieu récepteur. Par exemple, la consommation d'une certaine quantité d'eau n'aura pas le même effet sur l'impact du stress hydrique si celle-ci a lieu dans un milieu aride plutôt que dans un milieu tempéré ([ASSELIN-BALENÇON ET AL., 2012](#)). Sur la base d'un couplage ACV et SIG, [AKDENIZ ET AL \(2011\)](#) démontrent qu'à l'échelle du lac d'Uluabat (Turquie), soit 160km², les conditions d'eutrophisation diffèrent en termes d'effet. Effectivement, les caractéristiques géophysiques du milieu récepteur entraînent une sensibilité plus ou moins forte de l'exposition à certaines substances ([HAUSCHILD ET POTTING, 2005](#)). Le couplage ACV-SIG est un outil particulièrement adapté à la prise de décision liée à l'implantation d'activités émettrices ([NITSCHHELM ET AL., 2016](#)) ; ([HILOIDHARI ET AL., 2017](#)).

Enfin, le facteur d'exposition, qui modélise la part de la cible affectée par l'impact, répond

également à une variabilité géographique évidente : l'émission de particules dans l'air causera des dégâts plus multiples dans une zone à forte densité de population que dans une zone dépeuplée. Cette question de la sensibilité spatiale de l'exposition est particulièrement important compte tenu des enjeux de santé humaine et notamment des catégories d'impacts sur la toxicité (KOUNINA ET AL., 2014).

Si les méthodes de caractérisation et les modèles de calculs qu'elles utilisent tiennent différemment compte de ces variations géographiques, toutes les catégories d'impacts étudiées sont à considérer différemment de ce point de vue. En effet si cette variabilité est forte et porteuse d'incertitudes sur des impacts aussi localisés que l'eutrophisation, ce n'est pas le cas par exemple du changement climatique, impact pour lequel les émissions de gaz à effet de serre sont globalisées.

3.1.4. La régionalisation des impacts du cycle de vie

Comme exposé dans la section précédente, les méthodes de caractérisation proposent la considération de plusieurs catégories d'impacts. Ces impacts ont des spécificités propres ainsi qu'une sensibilité géographique variable. Cette section vise à distinguer les impacts pour lesquels la spatialisation est un enjeu fort. Il s'agit, dans cette section, de réaliser une étude approfondie des catégories d'impacts.

3.1.4.1. La chaîne de causalité

Les catégories d'impacts correspondent à des événements potentiellement néfastes - car impliquant des déséquilibres écosystémiques potentiellement irréversibles - liés à l'existence d'un système anthropisé. Ceux-ci sont quantifiables : par exemple, le changement climatique se quantifie en émissions d'équivalent CO₂. Les catégories d'impacts usuellement mobilisées en ACV sont regroupées en trois types : les consommations de ressources d'origine anthropique, les pollutions d'origine anthropique et les dommages sur la santé humaine (SONDEREGGER ET AL., 2017) . Ces trois types d'impacts sont les Aires de Protection (Figure 3-11).

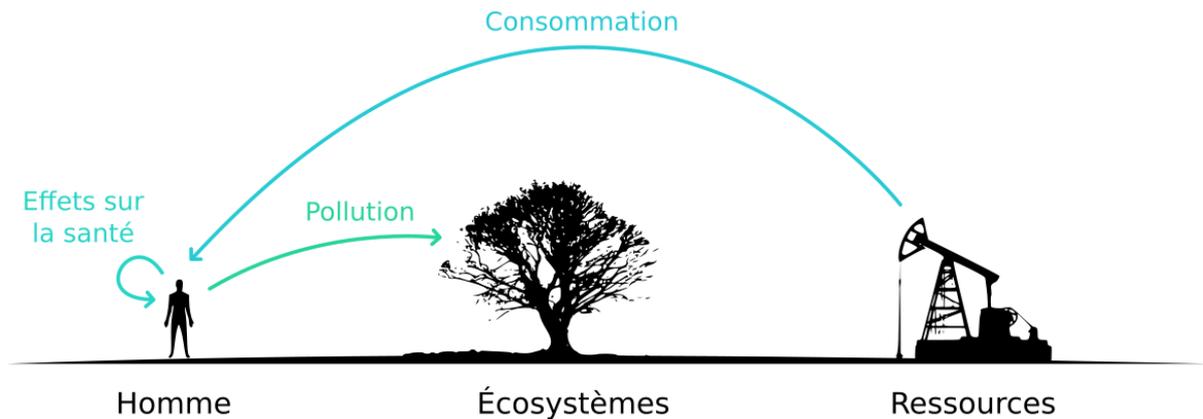


Figure 3-11. Aires de protection en Analyse du Cycle de Vie

Chacune des catégories d'impacts référencées dans les [Figure 3-8](#) et la [Figure 3-9](#) peut être exprimée à différents niveaux de la chaîne de causalité de l'impact étudié. Pour chaque aire de protection, l'impact étudié tire son origine de l'émission ou du prélèvement d'un flux. La quantification de ces flux émis (par exemple, des gaz à effet de serre) ou prélevés (par exemple, du minerai de cuivre) constitue le point de départ de la chaîne de causalité de l'impact : c'est le problème environnemental, communément appelé impact *mid-point*. Pour chaque catégorie d'impact, il est également possible de s'intéresser à la fin de la chaîne de causalité, c'est-à-dire au dommage environnemental (par exemple, la réduction de l'espérance de vie). Le dommage est communément dénommé impact *end-point*. Pour la catégorie d'impact « Occupation des sols », il est ainsi possible de l'exprimer en km² artificialisés (*mid-point*) ou en nombre d'espèces disparues (*end-point*).

Chacune des trois aires de protection peut être exprimée à l'aide d'un indicateur *end-point*. L'impact final sur la santé humaine prend deux formes de métriques ([DEVLEESSCHAUWER ET AL., 2014](#)) :

- Le nombre d'années de vie vécues en mauvaise santé ou *Years Lived with Disability* (YLD)
- Le nombre d'année de vie perdues par rapport à l'espérance de vie ou *Years of Life Lost* (YLL)

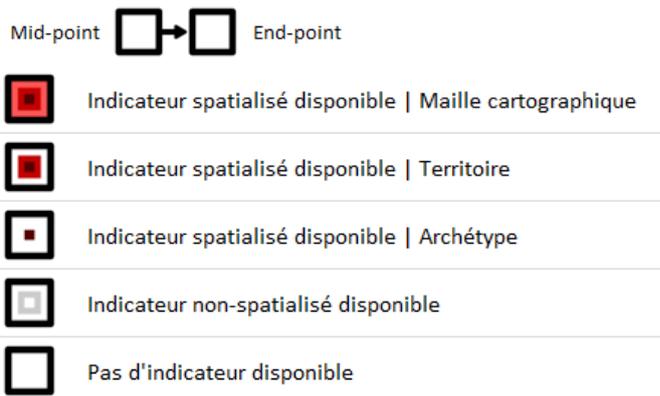
Le cumul de ces deux métriques représente l'impact end-point sur la santé humaine exprimé en années d'incapacité ou *Disability-Adjusted Life Year* (DALY).

L'impact final sur les écosystèmes vise à déterminer le nombre d'espèces animales et végétales menacées : il s'agit de quantifier la fraction d'espèces affectées sur un territoire donné en m³ par kg de substance prélevée ou émise au niveau de l'écosystème, ou *Potentially Affected Fraction of species* (PAF) (FANTKE, 2017). Cette métrique proposée dans le modèle UESTox permet alors de déterminer un nombre d'espèces potentiellement disparues ou *Potentially Disappeared Fraction of species* (PDF) (JOLLIET ET AL., 2003).

L'impact final sur les ressources vise à quantifier l'utilisation de ressources non renouvelables. Les deux principales composantes de cet indicateur *end-point* sont l'épuisement des ressources fossiles (usuellement exprimé économiquement en \$ ou énergétiquement en MJ) et des ressources en métal. Cet épuisement de la ressource en métal peut être exprimé économiquement (en \$) ou en criticité de la ressource en quantifiant l'excédent potentiel de minerai extrait ou *Surplus Ore Potential* (SOP) (VIEIRA ET AL., 2017).

3.1.4.2. Catégories d'impacts et continuum géographique

Parmi les méthodes de caractérisation présentées dans la section précédente (Figure 3-8 et Figure 3-9), certaines se focalisent sur l'aspect *mid-point*, d'autres sur l'aspect *end-point* alors que d'autres encore proposent de couvrir l'ensemble de la chaîne de causalité. Certaines de ces méthodes intègrent des facteurs de devenir, d'effet ou d'exposition spatialisés pour aboutir à une régionalisation des facteurs de caractérisation. Ce sont les méthodes de caractérisation spatialisées (Figure 3-12).



		Impact WORLD+ 2019	LC-IMPACT 2019	EDIP 2003 2005	USEtox 2019
Acidification	Terrestre	 → 	 → 		
	Eau douce	 → 		 → 	
	Marine	 → 			
Écotoxicité	Terrestre			 → 	
	Eau douce	 → 		 → 	 → 
Eutrophisation	Terrestre			 → 	
	Eau douce	 → 	 → 	 → 	
	Marine	 → 		 → 	
Toxicité humaine	Cancérogène	 → 		 → 	 → 
	Non-cancérogène	 → 			 → 
Radiations ionisantes	-	 → 	 → 		
Sols	Occupation	 → 	 → 		
	Transformation	 → 			
Effets respiratoires	Organiques	 → 	 → 	 → 	
	Inorganiques	 → 	 → 	 → 	
Eau	Consommation	 → 	 → 		
	Pollution thermique	 → 			

Figure 3-12. Niveaux de spatialisation des méthodes de caractérisation

La [Figure 3-12](#) est la synthèse d'une revue des méthodes de caractérisation spatialisée réalisée dans le cadre de cet état de l'art. Elle fait état de 8 catégories d'impacts disponibles à la régionalisation. Au total, 15 indicateurs sont disponibles sur les 17 couverts par les 8 catégories : l'acidification marine et la pollution thermique de l'eau ne sont pas spatialisées. On note également l'absence des indicateurs globalisés que sont le changement climatique, l'appauvrissement de la couche d'ozone et l'épuisement des ressources (aucun modèle ne proposant de spatialisation de ces impacts à ce jour, cet aspect étant développé dans la section suivante). Par ailleurs, on note que, lorsque la caractérisation spatialisée d'un indicateur est disponible, celle-ci peut être mise à disposition suivant une liste d'archétypes, une liste de territoires nationaux ou une maille cartographique. L'archétype est l'approche la plus large de la spatialisation : elle consiste à différencier la caractérisation en fonction d'une typologie de milieux affectés. Par exemple, une émission de substances cancérigènes peut se produire en zone agricole, en zone à faible densité de population, en zone à forte densité de population ou encore en zone océanique. Ces archétypes permettent alors de différencier le potentiel d'impact. Cette approche engendre des incertitudes assez fortes. En effet, l'utilisation d'archétypes pour la régionalisation pose un problème de discrétisation lié au continuum géographique ([MUTEL, 2012](#)). Dans la réalité, la frontière entre deux archétypes n'est évidemment pas nette et la question du continuum géographique est à considérer. Une maille potentiellement plus précise consiste à fournir des facteurs de caractérisation différenciés pour chaque territoire administratif. Certaines méthodes fournissent des facteurs correspondant à des territoires relativement détaillés (états d'Amérique du Nord, oblasts russes, etc.) ([HAUSCHILD ET POTTING, 2005](#)) et d'autres opèrent par défaut à des regroupements régionaux d'échelle sous-continentale ([KOUNINA ET AL., 2014](#)). Si, par exemple, la méthode USEtox propose des facteurs différenciés en 17 sous-continentaux, le modèle de calcul de ces facteurs est également mis à disposition afin de pouvoir réaliser des adaptations territoriales plus précises. Enfin, certaines méthodes mettent à disposition une base cartographique sous la forme d'un maillage ou de polygones correspondant chacun à un facteur de caractérisation différencié. Il est ainsi possible de définir des ensembles géographiques cohérents en fonction de chaque impact étudié. Par exemple, l'échelle du bassin versant permet la considération d'ensembles géophysiques cohérents pour l'estimation des pertes de biodiversité ([MUTEL ET AL., 2012](#)).

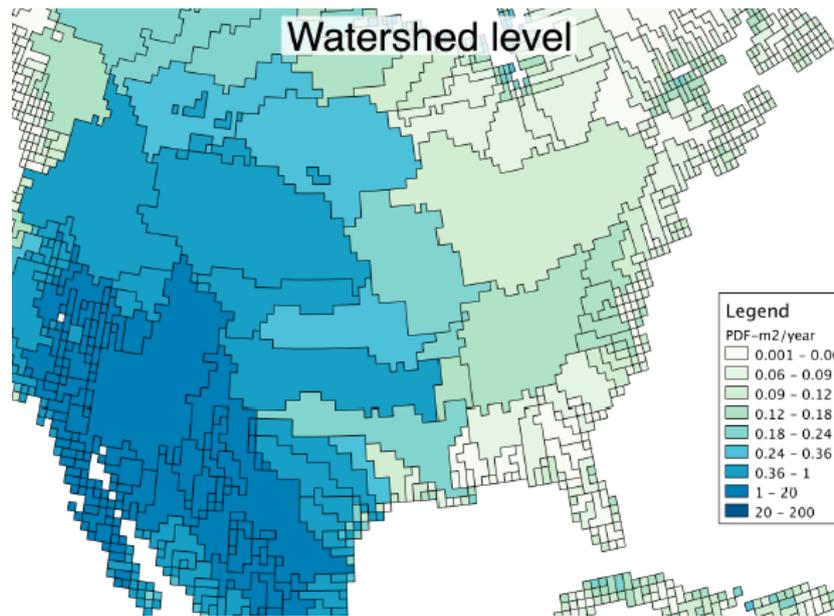


Figure 3-13. Facteurs de caractérisation de l'impact PDF différenciés en fonction des bassins versants (Mutel et al., 2012)

La création de jeux de données cartographiques pour la caractérisation est l'approche la plus précise et permettant une meilleure gestion de l'incertitude. Cependant, il convient de noter qu'un maillage trop précis peut compromettre la faisabilité des calculs (HEIJUNGS, 2012). En effet, l'intégration de la variabilité de la caractérisation implique de changer la structure conventionnelle de l'ACV (PATOUILLARD ET AL., 2018). Par ailleurs, Patouillard et al. pointent aussi une exploitation des résultats difficile dû à l'inexistence d'outils adaptés. Un couplage entre ACV et SIG est souvent requis et nécessite des compétences expertes.

Les considérations spatiales dépendant des catégories d'impacts étudiées, il est nécessaire de clarifier les mécanismes géophysiques de chacune de ces catégories. Dans cette optique et dans le cadre de cet état de l'art, chaque catégorie d'impact a été étudiée de façon plus approfondie : l'ensemble de cette étude est mise à disposition en [Annexe 7](#).

Catégorie d'impact	Unité mid-point	Unité end-point	Compartiments principaux	Continuum géographique
Changement climatique	CO2 eq.	PDF / DALY	Air	Incomplet
Appauvrissement de la couche d'ozone	CFC-11 eq.	DALY	Air	Incomplet
Épuisement des ressources	\$	\$	Sol	Incomplet
Toxicité humaine	CTUh	DALY	Air Eau Sol	Complet
Eutrophisation	P / N	PDF	Eau Sol	Complet
Acidification	SO2 eq.	PDF	Eau Sol	Complet
Utilisation des sols	km ²	PDF	Sol	Complet
Écotoxicité	CTUe	PDF	Air Eau Sol	Complet
Radiations ionisantes	Bq C-14 eq.	DALY	Air	Complet
Effets respiratoires	NMVOC eq.	DALY	Air	Complet
Gestion de l'eau	<i> multiples </i>	DALY	Eau	Complet

Figure 3-14. Synthèse des catégories d'impacts étudiées

Pour chaque catégorie d'impact, le plan d'analyse suivant a été suivi :

1. Identification de la chaîne de causalité d'impacts
2. Description géographique de la chaîne de causalité
3. Identification des principales unités utilisées et méthodes associées
4. Identification de travaux de spatialisation menés pour la catégorie
5. Qualification du continuum géographique

À la [Figure 3-14](#), seules les unités les plus utilisées sont indiquées. Chaque modèle et méthode peut effectivement déterminer des unités d'équivalence propres, surtout au niveau *mid-point*, bien que pour chaque catégorie, des consensus semblent s'établir. Dans ce tableau sont également rappelés les principaux compartiments géophysiques en lien avec la catégorie d'impact (atmosphère, lithosphère et hydrosphère).

Cette étude a permis d'aboutir à une compréhension clarifiée du concept de continuum géographique des impacts, c'est-à-dire de la traçabilité spatiale des causes et conséquences pour chaque catégorie.

3.1.5. Synthèse de la spatialisation d'impacts en ACV

Cette première partie d'état de l'art s'est focalisée sur la méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie pour en discerner les enjeux et opportunités de spatialisation. Il a été vu que l'ensemble des phases d'un cycle de vie sont localisables dans l'espace, bien que ce cycle de vie diffère de la conception d'un produit à l'autre. Il est important de noter que les phases de vie considérées dépendent du périmètre d'analyse établi, qui dépend lui-même de l'Unité Fonctionnelle définie par le concepteur ou les personnes en charge de l'ACV du produit. De cette Unité Fonctionnelle dépend alors l'ensemble des considérations géographiques de l'étude.

L'intégration du critère spatial en ACV requiert deux approches complémentaires que sont la spatialisation de l'Inventaire du Cycle de Vie (étape de collecte des données à modéliser) et la régionalisation des impacts (contextualisation géographique des impacts).

La première étape de spatialisation s'établit sur la différenciation des procédés modélisés, qui peut se faire par sélection dans une base de données d'ACV appropriée ou par adaptation manuelle des flux des procédés modélisés. Si l'approche classique de l'ACV est basée sur les

procédés, ou *process-based*, il est aussi possible de réaliser une ACV avec une approche macroscopique *inputs-outputs* qui, malgré de fortes incertitudes, permet d'obtenir une première approche de spatialisation. Dans la réalisation de cet inventaire, des couplages entre ACV et Système d'Information Géographique (SIG) peuvent être pertinents mais restent rarement mis en œuvre, des compétences expertes étant requises.

La seconde étape de régionalisation s'établit dans la caractérisation des impacts étudiés. Cette caractérisation vise à traduire un ensemble de flux (consommations et émissions) en impacts orientés problème (*mid-point*) ou orientés dommage (*end-point*). Pour caractériser un flux, trois facteurs sont considérés : son facteur d'effet sur l'environnement affecté (EF), son facteur de devenir modélisant son transport dans l'environnement (FF) et le facteur d'exposition de l'environnement affecté (XF). Ces trois facteurs sont fortement liés aux propriétés géographiques de l'impact étudié mais sont aujourd'hui rarement différenciés, les modèles et logiciels usuels de l'ACV rendant difficile ces considérations. Certaines méthodes de caractérisation proposent des facteurs de caractérisation différenciés : c'est le cas de Impact World+, LC-IMPACT, EDIP et USEtox. L'usage d'un SIG est souvent requis et complémentaire dans cette étape de régionalisation.

Deux catégories d'impacts se distinguent : les impacts globalisés et les impacts localisés. Toutes les catégories d'impacts peuvent être régionalisées et tout inventaire en amont peut être spatialisé. Cependant, certains impacts présentent une rupture du continuum géographique dans leur chaîne de causalité. C'est-à-dire que s'il est possible de localiser les sources d'impacts et de différencier spatialement les zones affectées, il n'y a pas de lien de cause à effet entre ces localisations. C'est par exemple le cas du changement climatique : il est possible d'identifier les sources d'émissions de GES et il est également possible de spatialiser la vulnérabilité des milieux au changement climatique, mais la localisation des sources d'émissions ne change rien à la vulnérabilité de ces milieux. Ces impacts sont globalisés. Les impacts localisés, qui peuvent aussi bien se propager par l'air, l'eau ou le sol, ne présentent pas de rupture du continuum géographique : l'emplacement de la cause de l'impact influe sur l'emplacement des conséquences. Les mécanismes de causalité de ces impacts sont variables mais des travaux de recherche ont été menés pour chacun d'entre eux, avec des niveaux d'avancements différents. Selon ces avancées, la variabilité géographique de ces impacts peut être considérée en se basant sur des archétypes, des territoires (continents, régions, états, bassins versants,...) ou sur une maillage cartographique plus précis.

En regard de la première hypothèse de recherche de cette thèse - avançant que les potentiels écarts de dommages environnementaux liés à la localisation géographique doivent pouvoir être calculés avec les informations dont dispose le concepteur -, il convient de remarquer que la question du continuum géographique est discriminante. En effet, les variables dont dispose le concepteur (telles que détaillées dans le chapitre précédent) ne vont pas au-delà de la mise en place de la chaîne de valeurs et, donc, de la connaissance des potentielles sources d'impacts. Sans lien de cause à effet entre source et zone affectée, la variabilité géographique ne peut être intégrée au processus de conception, bien que celle-ci soit déterminante dans les impacts environnementaux engendrés par les décisions de conception.

3.2. L'information cartographique

Dans le deuxième chapitre, le cheminement de l'information en conception a été détaillé. Cette information est confrontée à des enjeux d'exposition, d'identification, de perception puis de cognition. Cette section vise à comprendre les enjeux de la perception cartographique et établit un focus particulier sur l'état de l'art des techniques de discrétisation de l'information.

3.2.1. La visualisation des données cartographiques

3.2.1.1. Les variables visuelles en cartographie

En matière d'information cartographique, les enjeux d'identification et de perception d'information sont avant tout visuels. Le support qu'est la carte - et donc le processus de conception de celui-ci - est déterminant dans l'interprétation des informations qu'il contient. La seconde moitié du XX^{ème} siècle a vu les travaux de recherche sur ce sujet s'accélérer. Le point de départ des questionnements relevant du lien entre conception cartographique et perception peut être attribué à Arthur H. Robinson avec la publication de l'ouvrage *The look of maps* en 1952 (ROBINSON, 1986).

De la même façon qu'en conception il y a un monde interprété du concepteur à considérer (GERO ET KANNENGIESSER, 2004) . Il est également admis que le lecteur d'une carte construit une représentation du réel dans un monde interne qui lui est propre (MONTELLO, 2002) . Au-delà de la simple visualisation de l'espace, le champ de la recherche en cartographie est particulièrement orienté sur la symbolique de la carte.

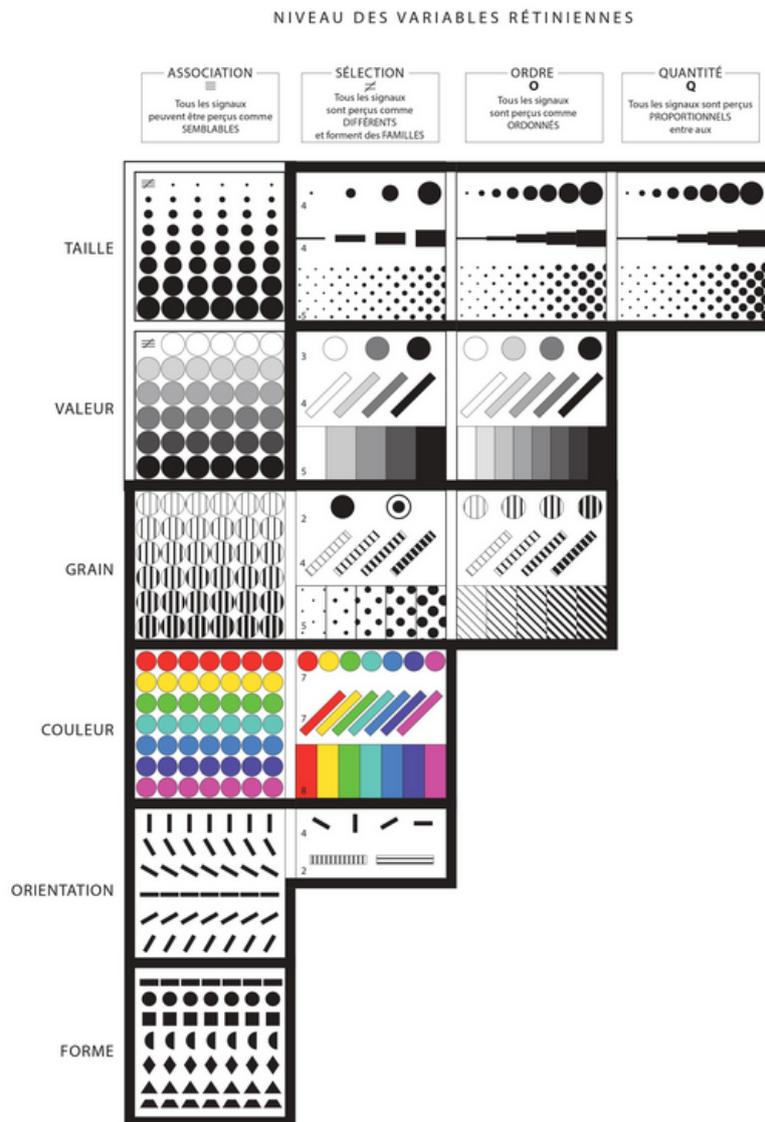


Figure 3-15. Sémiologie graphique de Bertin (Bertin, 1967)

La perception des symboles et figurés cartographiques a été étudiée à travers de nombreux travaux (BREWER, 1992) ; (POTASH, 1977) ; (CASTNER, 1964). Les variables visuelles utilisées en cartographie sont au nombre de six (Figure 3-15) (BERTIN, 1967). Ces variables, par leurs variations, permettent de représenter l'information cartographique. Par exemple, l'aire d'un cercle peut représenter - selon son étendue - la population d'une ville. De la même façon, un aplat de couleur dans un polygone peut représenter la densité de population de la zone délimitée par ce polygone. Selon l'usage qu'il est fait de ces variables, BERTIN identifie quatre

types de perception de l'information :

- Perception sélective : les éléments perçus se distinguent des autres éléments de la carte (par exemple, une carte des fournisseurs de coton dans le monde pourrait marquer les fournisseurs produisant du coton biologique par un figuré distinctif)
- Perception associative : les éléments perçus peuvent être regroupés à l'aide d'une variable commune (par exemple, une carte des différentes industries de production mécanique en Europe pourrait distinguer leurs types - métallurgie, plasturgie, etc. - par des formes distinctes qui seraient colorées de vert pour les industries normalisées ISO 14001 ; dans ce cas, la variable de couleur est associative, il y a un point commune entre ces industries malgré des activités différentes)
- Perception ordinale : les éléments perçus peuvent être ordonnés à l'aide d'une variable commune (par exemple, une carte des productions de vins biologiques en France pourrait utiliser des cercles pour représenter le volume annuel produit et un aplat de couleur pour distinguer les cépages ; dans ce cas, le cercle est la variable commune permettant la comparaison des volumes)
- Perception quantitative : les éléments perçus peuvent être quantifiés à l'aide de la légende (par exemple, une carte des sources d'émissions de NO_x d'une agglomération pourrait quantifier le volume de ces émissions par l'aire de ces cercles)

Ces quatre types de perceptions peuvent être combinés. À travers cette typologie, Bertin rappelle également qu'en termes d'identification de l'information, le lecteur a tendance à ne percevoir que les variations extrêmes : les grandes formes sont vues et les petites oubliées, les couleurs foncées sont vues et les claires sont oubliées (GARLANDINI ET FABRIKANT, 2009). Cette observation interroge sur l'étape de conception de la carte et les manipulations d'information qui peuvent être réalisées : en effet, d'un même jeu de données peuvent être réalisées des cartes amenant à des perceptions très différentes (CAUVIN ET AL., 2013). La cartographie thématique tient cette variabilité de deux concepts entrant en jeu dans la conception du support : l'abstraction et la discrétisation. L'abstraction vise à simplifier l'information exposée lorsque celle-ci est trop abondante pour permettre son identification (BURGHARDT ET AL., 2016) . Cette abstraction peut être sémantique (par exemple, l'affichage des noms des 34 970 communes sur une carte de France rendrait la lecture de la carte très

difficile et c'est la raison pour laquelle, en fonction de l'échelle de la carte, il est conventionnel de n'afficher que les plus grandes villes) ou graphique (par exemple, l'affichage de l'ensemble du réseau hydrographique sur une carte de France - rivières, ruisseaux et rus semi-pérennes - rendrait aussi sa lecture difficile et c'est la raison pour laquelle il est habituel de n'afficher que les fleuves et rivières principales, toujours selon l'échelle et l'objectif de la carte). L'étape d'abstraction est particulièrement importante en cartographie topographique (ORY ET AL., 2017). En cartographie analytique, l'étape de discrétisation vise à opérer à des regroupements de données en classes dans l'optique de faciliter la lecture du jeu de données (PUMAIN ET BEGUIN, 2010). Cette étape est cruciale lorsque les bases de données utilisées contiennent une quantité d'information élevée : c'est notamment de la cas en Analyse du Cycle de Vie. Dans ce cadre, la dernière partie de de chapitre se focalise sur les techniques de discrétisation.

La surcharge d'information cartographique, ou *Clutter Effect*, est une problématique fondamentale de la perception visuelle (TOUYA ET AL., 2016) ; (KORPI ET AHONEN-RAINIO, 2013). Cet effet se produit lorsque l'information est trop abondante mais aussi lorsque l'information est mal organisée. La limitation du nombre de variables utilisées sur une carte est un vecteur d'amélioration de la lisibilité (TRICOT ET AL., 2006). Par ailleurs, il convient également de garder à l'esprit les facultés de perception du lecteur de la carte. Comme exemplarisé dans le chapitre précédent, en matière de perception, des limites telles que la dyschromatopsie (ou daltonisme) peuvent totalement altérer la lecture prévue d'une carte. Lors de la lecture d'une carte, la recherche des informations de détail est rare (ROBINSON, 1986) et l'information principale identifiée relève de l'ensemble du rendu cartographique et notamment de l'esthétique (JEGOU, 2019).

3.2.1.2. L'extrapolation en cartographie

En matière de représentation des données cartographiques, dans certains contextes, des extrapolations sont utiles pour compléter des jeu de données. C'est notamment le cas en Analyse du Cycle de Vie.

Downscaling

La pratique du *downscaling* consiste à augmenter la résolution spatiale d'un jeu de données par extrapolation statistique. Il s'agit de passer d'une représentativité géographique large à une représentativité plus fine (DELIANG ET INGER, 2008). Cette technique est largement utilisée en météorologie et en climatologie (HEWITSON ET CRANE, 1996), d'où son utilisation en Analyse du Cycle de Vie. Opérationnellement, le *downscaling* consiste à adapter une variable dépendante de paramètres géographiques à un territoire plus restreint. Par exemple, si les émissions de CO₂ d'un état national sont connues et que l'origine de ces émissions peut être attribuée aux types d'activités humaines X, Y et Z, alors en fonction des proportions de ces activités sur un territoire moins étendu - qui pourrait être un département en France -, les émissions de CO₂ de ce territoire peuvent être approximées par *downscaling*.

La Figure 3-16 proposée par ADEM ET AL (2014) schématise le processus de désagrégation des variables géographiques larges à une échelle de plus haute résolution. En ACV, la méthode USEtox permet le calcul de facteurs de caractérisation régionalisés, pour les impacts d'écotoxicité et de toxicité humaine, via une approche de *downscaling*. En ACV, des jeux de données géographiques tels que GLOBOX sont utilisés par les modèles de caractérisation afin de déterminer des facteurs via cette approche statistique (SLEESWIJK ET HEIJUNGS, 2010).

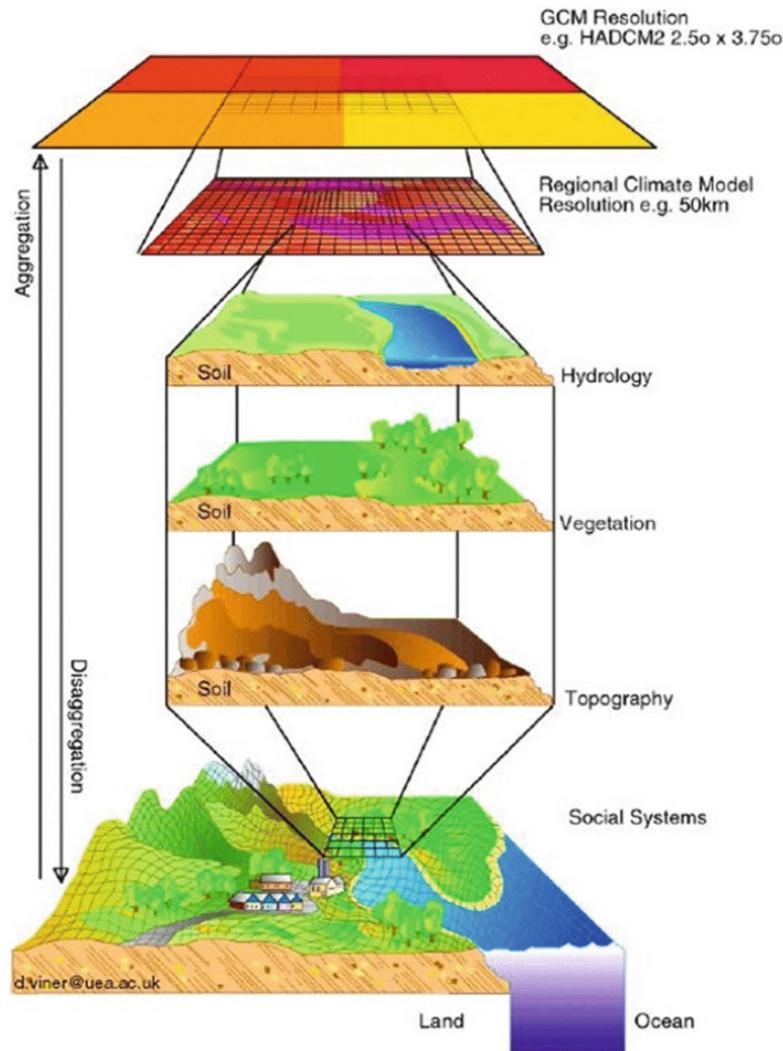


Figure 3-16. Concept du « downscaling » (Adem et al., 2014)

La méthode du *downscaling* engendre un lot d'incertitudes quant aux données représentées (WILBY ET AL., 1998) . En effet, avoir recours à cette technique est une action visant à combler une absence de données et donc potentiellement une incompréhension des mécanismes - climatiques notamment - à l'échelle étudiée (DELIANG ET INGER, 2008). Afin de limiter ces incertitudes, il convient alors de réaliser un passage de résolution raisonnable. Ce seuil de raisonnabilité ne peut être déterminé qu'en fonction des caractéristiques du projet, c'est-à-dire notamment de la résolution initiale et de la précision des variables considérées dans l'opération.

Krigeage

La technique du krigeage, ou *kriging*, est une méthode géostatistique permettant de limiter la variance au sein du jeu de données afin de rendre la distribution plus linéaire (CRESSIE, 1990). L'objectif est de pouvoir déterminer des répartitions cartographiques étendues à partir de jeux de données restreints, tels que des échantillonnages.

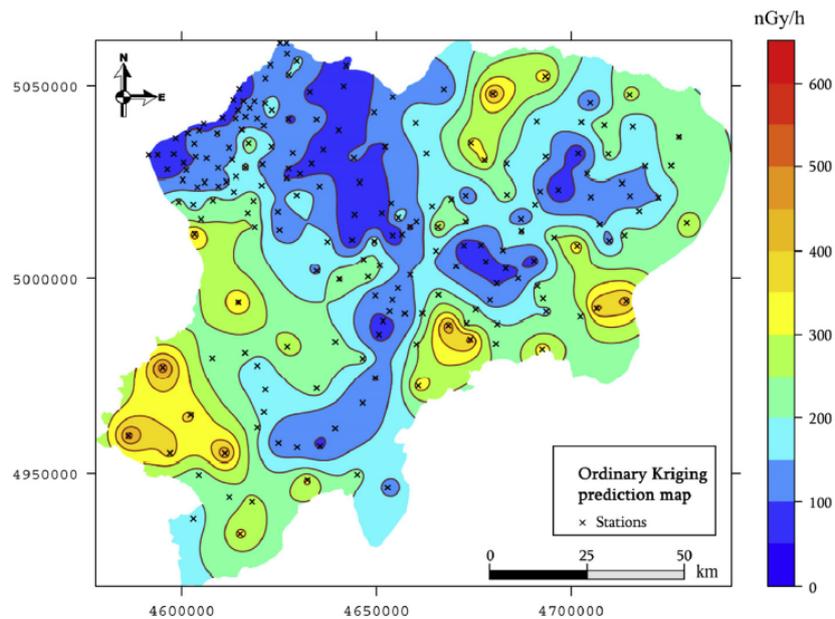


Figure 3-17. Krigeage de relevés de radioactivité dans la province d'Artvin en Turquie (Yesilkanat et al., 2015)

Dans l'exemple de YESILKANAT ET AL (2015), les croix correspondent aux stations de relevés et donc aux seules données disponibles. La technique du krigeage a permis, en fonction notamment de critères topographiques, de proposer une prédiction des concentrations *gamma* sur le territoire étudié. En ACV, la technique du krigeage est notamment utilisée afin de comprendre le devenir de certaines substances encore sous-étudiées telles que le brome et son effet sur la toxicité (PERMINOVA ET AL., 2017).

Le recours au krigeage s'expose aux mêmes contraintes d'incertitude que le *downscaling*. De cette technique relève également une problématique de choix des classes de données, soit donc de discrétisation. La section qui suit vise à comprendre les techniques de discrétisation usuellement employées.

3.2.2. La discrétisation cartographique

La représentation cartographique offre l'avantage d'une lecture rapide de l'information exposée (CAUVIN ET AL., 1987). Ce format cartographique est le fruit d'un travail de conception amont visant à faciliter la perception des informations les plus critiques. Cette tâche implique notamment de la méthode dans le choix des figurés cartographiques mais aussi un exercice de discrétisation dans le cas de la transmission de grandes séries de données. Cette opération vise à regrouper des informations de même niveau au sein de classes dans l'optique de simplifier la lecture de l'information. Ce chapitre a pour objectif de comprendre les enjeux et techniques de discrétisation en cartographie analytique.

3.2.2.1. La perception de l'information discrétisée en conception

La perception d'une information peut s'avérer complexe, si son exposition n'est pas évidente ou surchargée d'autres informations (KIRSH, 2000). C'est notamment le cas lorsque l'information est diffuse ou « noyée » parmi une grande quantité d'autres informations. En effet, plus l'information est proche d'un état de connaissance, soit pré-interprétée, plus son intégration est facilitée (LIU ET AL., 2002). Cette thèse rejoint la théorie de la rationalité d'Herbert Alexander Simon et est également renforcée par la récente théorisation du Nudge (THALER ET SUNSTEIN, 2009). Thaler et Sunstein démontrent que, lors de l'interprétation, la classification d'options de choix rendus possibles ou à éliminer ne se produit pas lorsqu'un cas d'évidence est présenté. Ainsi, la conception d'un produit induit elle-même l'usage qu'il en sera fait. En d'autres termes, le comportement responsable de l'utilisateur du produit dépend aussi de sa propre conception (ROESER, 2012). Le nudge est une manipulation visant à orienter le choix d'un individu de façon non coercitive. Rendre l'information évidente est un enjeu de la prise de décision responsable.

Afin d'exposer l'intérêt de la discrétisation dans la valorisation de l'information, il convient de prendre un exemple simple : une sphère. Une sphère est un objet dont la définition est d'une grande précision et sa modélisation numérique dans un repère cartésien, pour impression par exemple, requiert une quantité d'informations potentiellement très élevée pour en détailler sa surface. Dans ce cas, il est souvent nécessaire de simplifier l'information : la sphère peut être découpée en petits polygones adjacents pour permettre sa modélisation numérique. Cette opération est appelée la discrétisation.

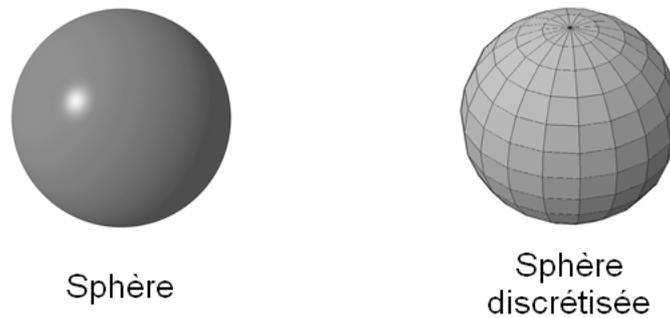


Figure 3-18. Sphère discrétisée

Dans l'exemple ci-dessus, la sphère est découpée selon une grille basée sur la latitude et la longitude. Cette sphère pourrait également être découpée de façon icosaédrique, c'est-à-dire en triangles adjacents. La discrétisation est une opération mathématique visant à convertir une donnée continue en une donnée discrète. Cette opération a pour effet une perte d'information au profit de la mise exergue des plus critiques (KOTSIANTIS ET KANELLOPOULOS, 2006). Si la discrétisation constitue la clé de la résolution numérique, comme pour l'exemple de la sphère, elle est utilisée afin de résoudre de nombreux problèmes de classification, en particulier en statistiques. Cette approche est incontournable en prise de décision lorsqu'un certain niveau de complexité est observable, comme pour la prévision de stocks (KIM ET HAN, 2000), la compréhension de lois cosmiques (AGNESE ET FESTA, 1997) ou la prédiction de catastrophes naturelles (RAVELA ET EMANUEL, 2010). Quel que soit le domaine, la discrétisation offre l'avantage d'offrir un traitement de l'information qualifié, ce qui permet d'en faciliter l'interprétation, à l'image des séries de Fourier (TARASOV, 2016) ou du fonctionnement du machine learning (DOUGHERTY ET AL., 1995). Cette méthode mathématique est particulièrement utilisée en cartographie et dans les Systèmes d'Information Géographique (SIG), à des fins de classification de l'information à représenter (BURROUGH ET AL., 2015); (RICAN, 1999); (SHEKHAR ET AL., 1997). Dans ce cadre, discrétiser la donnée continue revient à « traduire » une information quantitative (une densité de population, par exemple) en une information qualitative (un aplat rouge pour une densité élevée, par exemple). En effet, tel qu'énoncé dans le chapitre précédent, communiquer une information quantitative pose potentiellement un verrou d'interprétation. Pour exemple, il y a 3800 habitants/km² à Shanghai et sans référentiel, il est difficile de qualifier cette information : est-ce faiblement

dense, fortement dense ou proche de la moyenne ? Sans un minimum d'expertise, ne pas discrétiser cette information la rend difficilement interprétable. Ainsi, la discrétisation offre l'opportunité de qualifier toute donnée quantitative, à condition forcément, que celle-ci fasse partie d'un jeu de données se prêtant à l'exercice. Effectivement, l'intérêt d'une classification en dix classes serait discutable pour un jeu ne comptant que trois données. Afin d'orienter le choix du nombre de classes à réaliser, certaines formules mathématiques basées sur la taille de la série peuvent être utilisées, telles que la Règle de Sturges (STURGES, 1926) ou la méthode statistique de Brooks et Carruthers (BROOKS ET CARRUTHERS, 1953). Tel que formalisé par Liu et al., la discrétisation de données continues se déroule en quatre étapes : Tri, Évaluation, Division/Fusion, Arrêt (Figure 3-19).

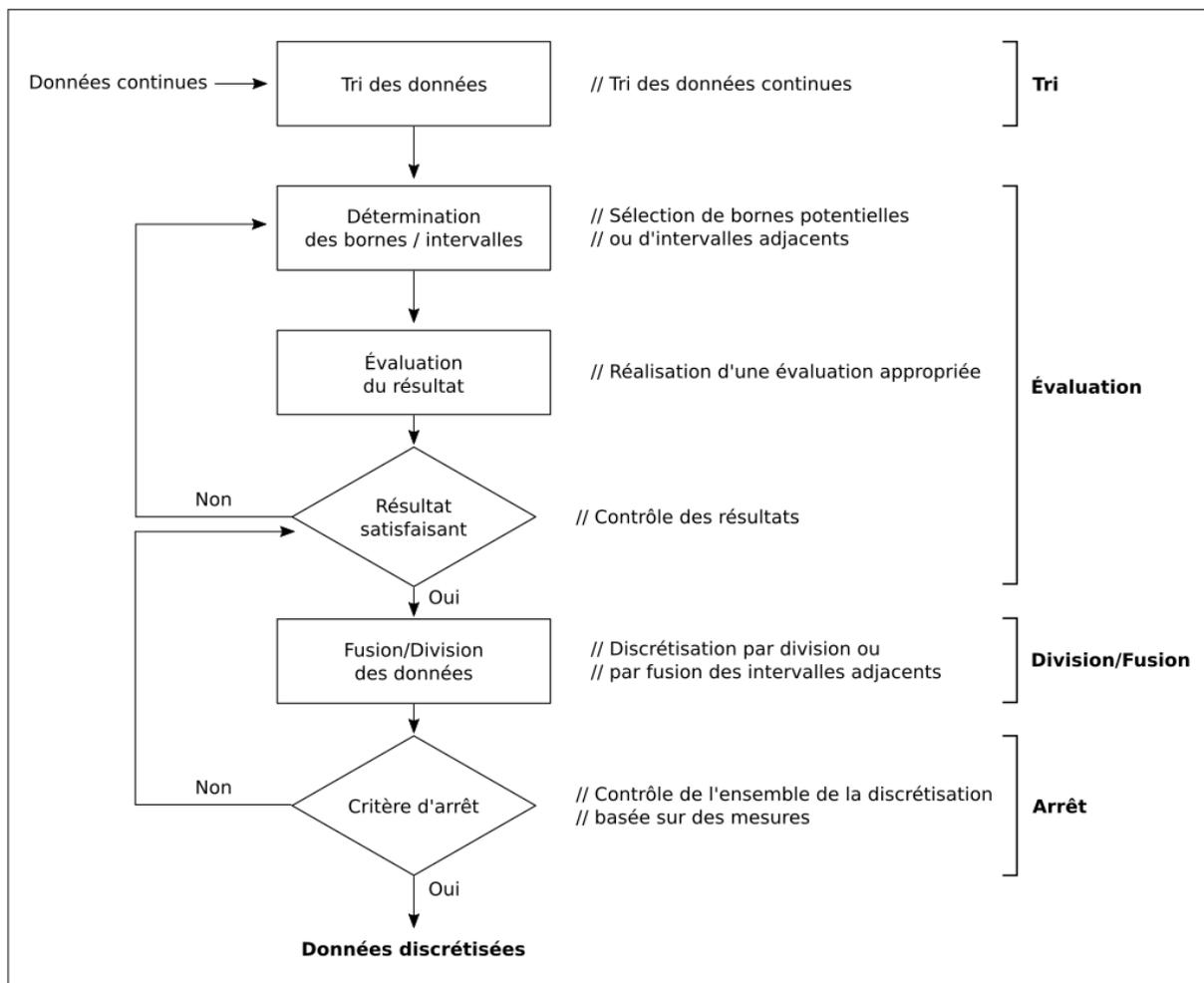


Figure 3-19. Processus de discrétisation (traduit de Liu et al., 2002)

Le tri d'une série de données, de façon ascendante ou descendante, est une étape essentielle à

la discrétisation : elle permet de faire apparaître l'ensemble des intervalles et de visualiser le profil global de la série. En cohérence avec les résultats attendus, ce profil permet de déterminer la méthode de discrétisation la plus adaptée. Une série avec une progression régulière pourra éventuellement être adaptée à une discrétisation en classes d'intervalles identiques. En revanche, appliquer une telle méthode à une série exponentielle pourrait potentiellement déformer l'information à transmettre, en englobant une information avec d'autres qui présenteraient de trop fortes différences. Un certain niveau d'expertise peut être requis pour opérer à une discrétisation (CAUVIN ET AL., 2013). En cartographie, les enjeux liés au choix de la méthode sont particulièrement importants puisqu'à partir d'une même série de données, l'information transmise au lecteur – qui peut être un décideur – peut prendre diverses natures. Comme présenté sur la [Figure 3-19](#), l'évaluation du résultat se trouve au cœur du processus de discrétisation. Il s'agit de réaliser une évaluation appropriée, en fonction de critères précisément définis en début d'opération, dans le but de contrôler les résultats et de statuer sur leur caractère satisfaisant ou non. L'évaluation du choix de la méthode dépend fortement de la répartition des données au sein des classes établies. Il existe quatre principaux types de répartition (LAHOUSSE ET PIÉDANNA, 1998) tel que représenté sur la [Figure 3-20](#).

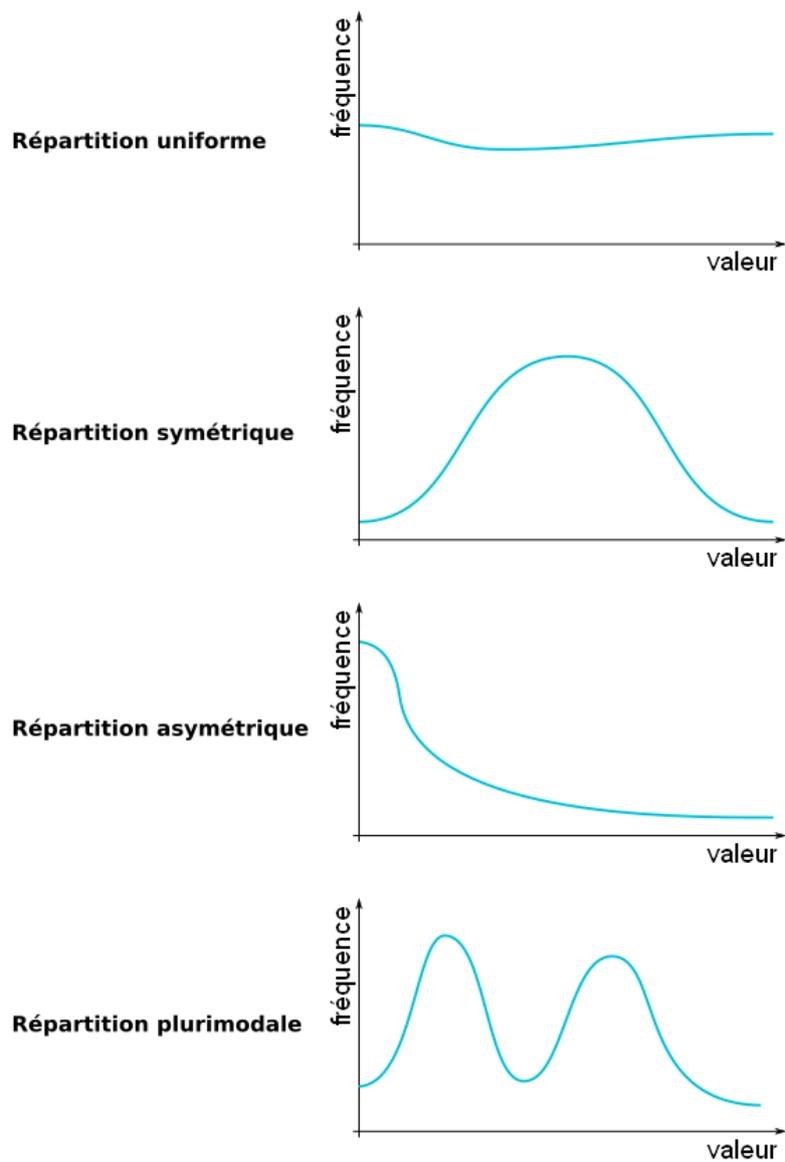


Figure 3-20. Répartitions des données avant discrétisation

Dans le cas d'une répartition uniforme, la méthode de discrétisation ne représente pas d'enjeu fort : un découpage en classes d'égales amplitudes garantit une faible variance et donc un niveau d'information discrète fidèle aux données initiales. Avec une répartition symétrique – de type courbe de Gauss – l'essentiel des données se concentre autour de la moyenne de la série : dans ce cas, la discrétisation doit permettre de mettre en exergue les variations qu'il peut y avoir entre ces données proches, afin d'apporter un niveau d'information plus fin. Si la

répartition est asymétrique, la majeure partie de la série est concentrée dans des valeurs basses : il s'agit ici de proposer une différenciation cohérente de ces valeurs-ci, dans le but de valoriser des informations peu visibles en continu. Enfin, la répartition peut être plurimodale. Dans ce dernier cas, le recours à la constitution d'intervalles non adjacents peut permettre de valoriser les données éloignées des pics : l'enjeu est ici d'attirer l'attention sur les discontinuités de la série discrétisée. Pour l'évaluation de la méthode, il convient, en cartographie, d'avoir recours à une matrice ordonnée afin d'observer les éventuelles discontinuités. Sur la [Figure 3-21](#), une série de 167 valeurs à répartition asymétrique (à gauche) est ordonnée sur une matrice (à droite). Celle-ci fait apparaître trois discontinuités fortes : il n'y a pas de valeurs au niveau des intervalles]11-13[, [16-17] et [19-20]. La matrice ordonnée permet ainsi d'évaluer si la méthode de discrétisation utilisée coïncide avec les regroupements naturels de la série. Cependant, en fonction des objectifs de la discrétisation, une coïncidence n'est pas toujours la finalité recherchée. Dans le cas de la [Figure 3-21](#), l'objectif peut être d'apporter de la lisibilité sur les informations condensées sur les intervalles bas, proches de zéro.

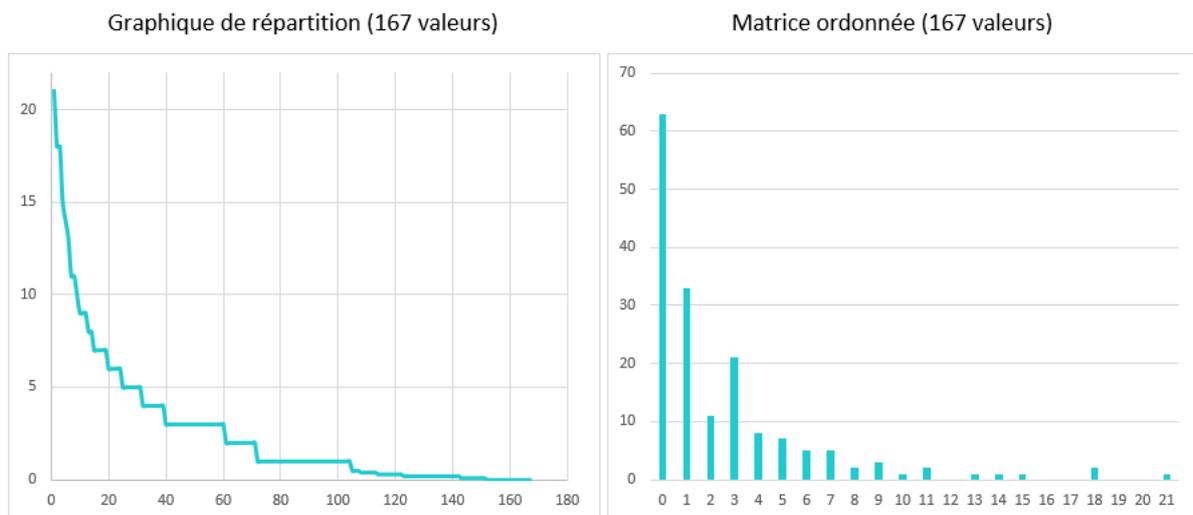


Figure 3-21. Matrice ordonnée de discrétisation

Il est possible d'itérer sur la méthode sélectionnée afin d'obtenir un information discrète adéquate. Une fois le niveau d'information obtenu jugé satisfaisant, la troisième étape du processus vise à opérer à la division ou à la fusion des éléments continus. Si pour l'exemple

de la sphère, il s'agit de diviser l'objet géométrique en polygones adjacents, en cartographie il est question de fusionner les éléments au sein de classes. Ainsi, il est par exemple possible de proposer une classification des densités de population (très faible ; faible ; moyenne ; forte ; très forte) en discrétisant les données des 197 pays reconnus par l'ONU, à des fins de cartographie. Enfin, la quatrième et dernière étape du processus de discrétisation est la détermination d'un ou plusieurs critères d'arrêt visant à contrôler la qualité de l'ensemble de la discrétisation. Ce critère d'arrêt peut être très simple, il peut par exemple s'agir de s'assurer que la totalité des données de la série ont été classées dans un intervalle. Dans ce cas, un second critère d'arrêt peut être de s'assurer qu'aucune donnée n'est présente dans deux intervalles qui se chevaucheraient. Si un critère d'arrêt retourne une réponse négative, les résultats doivent à nouveau être contrôlés et potentiellement aussi, en cascade, la méthode préalablement redéfinie.

3.2.2.2. La discrétisation arithmétique

Afin de discrétiser les données d'une série, il convient de suivre une méthode adaptée aux propriétés de la série étudiée. En cartographie, les méthodes de discrétisations de type arithmétique sont les plus couramment pratiquées (LAMBERT ET ZANIN, 2016). Les techniques de discrétisation arithmétiques sont :

- la discrétisation par équivalence
- la discrétisation par quantiles
- la discrétisation par l'écart-type
- la discrétisation en progression géométrique

Toutes ces techniques s'appuient sur des règles statistiques de distribution de la série de données. Chaque technique est précisément décrite et exemplarisée en [Annexe 8](#). Elles ont l'avantage de pouvoir classer rapidement toute taille de série mais leur usage est davantage adapté à des répartitions uniformes. Ces techniques ont tendance à équilibrer les effectifs de classes ou à équilibrer les écarts entre bornes. Ainsi, la discrétisation arithmétique tend à lisser l'information : la mise en exergue des spécificités de distribution de la série est rendue difficile.

En regard de ces aspects, la technique de discrétisation la plus fidèle aux informations

initiales est la **discrétisation par seuils naturels**. Cette technique (décrite en [Annexe 8](#)) vise à considérer les particularités d'une série, telles que les valeurs extrêmes ou les discontinuités. Elle ne peut être mise en œuvre de façon arithmétique et requiert donc un tri manuel des données. Cette technique implique donc une forte variabilité des résultats obtenus, d'un cartographe à l'autre. Pour cette raison et pour se rapprocher des seuils naturels de la séries, des techniques de discrétisation algorithmiques ont été mises au point.

3.2.2.3. La discrétisation algorithmique

Comme évoqué en début de cette section, l'opération de discrétisation implique des pertes d'information afin de faciliter l'interprétation des plus critiques d'entre elles. Sauf en cas de répartition uniforme, il convient alors de mettre en œuvre une méthode visant à respecter le plus fidèlement possible les particularités de la série étudiée. Il est dans ce cas nécessaire de maximiser les intervalles inter-classes (ou de minimiser les écarts intra-classes) en identifiant les seuils naturels de la série. Afin de déterminer ces seuils de façon objective, standardisée et automatisée, il est alors possible d'avoir recours à une technique de discrétisation algorithmique.

1. Le Chi-Merge de Kerber

Le Chi-merge de Kerber est une méthode de discrétisation visant à maximiser les écarts entre classes afin de se rapprocher de façon supervisée d'un découpage par paliers naturels ([KERBER, 1992](#)). Cette technique commence par créer autant d'intervalles qu'il y a de valeurs dans la série à discrétiser. De façon itérative, les intervalles sont ensuite fusionnés selon leur proximité en termes de distribution. La distribution au sein de chaque intervalle est évaluée en réalisant un test du Chi-2, jusqu'à vérification des critères d'arrêt.

Ce moyen de discrétiser offre la possibilité de déterminer des seuils dit « naturels » de façon supervisée : c'est-à-dire qu'en fonction du nombre de classes prédéterminé, les résultats de la discrétisation peuvent être automatisés. Cependant, cette automatisation dépend du paramétrage de la valeur-p du test d'adéquation du Chi-2, pour lequel un résultat d'équation doit être défini afin d'évaluer la proximité des intervalles. Si la valeur-p est habituellement fixée à 0,05, il peut en être décidé autrement, pour diverses raisons, ce qui aurait pour effet de proposer des résultats différents. Des itérations sont donc à prévoir. Par ailleurs, la mise en œuvre d'un tel algorithme demande une puissance de calcul non négligeable, ce qui révèle

une faible adaptation de cette technique aux très grandes séries.

2. L'algorithme de Jenks

L'algorithme de Jenks est une méthode de discrétisation ayant pour but d'automatiser une classification basée sur les seuils naturels (JENKS, 1967). L'objectif est d'apporter la meilleure représentativité possible des informations contenues dans la série en s'appuyant sur la notion de variance pour détecter les paliers les plus marquants. L'algorithme vise à la fois à minimiser la variance intra-classe et à maximiser la variance inter-classe. En d'autres termes, il s'agit de regrouper les valeurs les plus proches au sein d'une même classe, tout en faisant en sorte qu'elles soient les plus éloignées possible de celles des autres classes. Comme l'objectif est de reproduire une discrétisation par seuils dit « naturels », cette méthode respecte la structure des données initiale et s'adapte donc à tout type de répartition. L'algorithme de Jenks fonctionne sur un calcul de distances entre valeurs. Toutes les valeurs sont analysées deux à deux afin de calculer les distances minimales et maximales potentielles entre chaque donnée : ceci a alors pour effet de garantir la plus faible variance possible à l'intérieur de chaque classe et, en cascade, d'obtenir la meilleure variance entre chaque classe.

Bien qu'il permette d'automatiser le processus de discrétisation de façon objective, trois limites peuvent être adressées à l'algorithme de Jenks. La première est que le nombre de classes doit être prédéterminé et que, pour cela, une part de subjectivité est forcément induite, puisqu'il s'agit de valoriser les seuils naturels de la structure. L'usage de cette méthode est donc à compléter avec une méthode de choix de classes, elle aussi objective. La deuxième est que le processus demande une puissance de calcul élevée, ce qui pose techniquement problème pour la discrétisation de très grandes séries. La troisième limite est l'approche absolue de l'algorithme. La significativité d'un palier est facilitée sur les forts écarts absolus entre valeurs. Par exemple, entre les valeurs 80 et 60, l'écart – soit 20 – est beaucoup plus élevé qu'entre les valeurs 5 et 2. Or, entre 5 et 2 il y a un écart relatif de 60%, contre seulement 25% entre les valeurs 80 et 60. En fonction du cas de la structure de données, il pourrait s'avérer intéressant de valoriser ses écarts relatifs également, ce que l'algorithme de Jenks ne permet pas.

3. L'algorithme MDLPC de Fayyad et Irani

L'algorithme MDLPC (Minimum Description Length Principle Cut) est une méthode de

discrétisation descendante basée sur des arbres de décision pour générer les coupures d'intervalles (FAYYAD ET IRANI, 1993). Sur la base d'un critère de coupure prédéfini, l'arbre est construit de façon binaire : selon le critère, la coupure de l'intervalle est acceptée ou rejetée. Le critère proposé est basé sur la dérivée de la série discrétisée. En fonction de l'écart observé, il y a acceptation ou rejet.

Cette technique fait aujourd'hui référence en discrétisation d'information. Elle permet de constituer progressivement des sous-ensembles cohérents et s'avère très rapide à exécuter, même pour de très grandes séries de données. L'inconvénient principal de cette méthode est l'absence totale de paramétrage. De la même façon que pour l'algorithme de Jenks, il est par exemple impossible de valoriser les écarts relatifs. L'automatisation totale est une limite qui demande potentiellement de retravailler ses résultats manuellement.

3.2.3. Synthèse de la perception cartographique

Cette seconde partie de l'état de l'art s'est focalisée sur la perception cartographique. Cette perception suit un processus similaire à celui défini en conception, en ce qui concerne l'interprétation en général et la cognition. La cartographie présente la particularité de ne transmettre que des informations visuelles. Selon Bertin, cette perception visuelle peut être décomposée en quatre types que sont les perceptions sélective, associative, ordinale et quantitative. L'enjeu principal lié à cette perception est l'évitement de la surcharge informationnelle : il s'agit de simplifier la lecture de la carte pour s'assurer de la transmission des informations.

En cartographie, cette simplification de la lecture se base sur les concepts d'abstraction et de discrétisation. Si l'abstraction est particulièrement importante en cartographie topographique, la discrétisation des données est un enjeu majeur de la cartographie analytique. La question des données est centrale dans la conception d'une carte dès lors que leur quantité s'avère élevée. Cette génération de données peut être réalisée statistiquement via des techniques de *downscaling* et de krigeage. Ces techniques sont majoritairement utilisées à des fins approximatives ou prédictives, dans les domaines météorologiques, climatiques et notamment en Analyse du Cycle de Vie.

En matière de discrétisation des données, le regroupement de valeurs en classes peut être réalisée de deux manières différentes : arithmétique ou algorithmique. L'approche arithmétique se base sur les aspects statistiques de la série étudiée pour en définir un classement. Cette approche a l'avantage d'être particulièrement efficace (rapide avec une faible puissance de calcul) mais présente l'inconvénient de ne pas tenir compte du profil de répartition de la série discrétisée : elle ne permet pas de faire ressortir les seuils naturels de la série. L'approche algorithmique - permise par les algorithmes de Kerber, Jenks ou Fayyad et Irani - consiste en une succession d'opérations visant à maximiser les écarts inter-classes ou à minimiser la variance intra-classe. Ces algorithmes ont l'avantage de proposer une discrétisation s'approchant des seuils naturels de la série tout en étant répliquables. Cependant, ces algorithmes demandent des temps de calculs élevés et sont peu adaptés aux grandes séries de données.

En regard de la seconde hypothèse de recherche de cette thèse - avançant que l'information relative à la sévérité géographique doit pouvoir être simulée en cours de conception sous un

format cartographique -, il convient de rendre compte que les possibilités offertes par le format cartographique sont adaptées à la transmission d'information au concepteur en cours de conception. Par ailleurs, des travaux et techniques existent quant à la simulation cartographique de phénomènes d'impacts environnementaux. Une attention particulière doit être retenue en ce qui concerne la discrétisation des données afin de garantir la perception de l'information exposée au concepteur. En effet, trois verrous sont à retenir quant à la discrétisation des données. Premièrement, la technique utilisée doit pouvoir mettre en exergue les discontinuités de la série (usage des seuils naturels ou d'une technique algorithmique). Deuxièmement, la technique utilisée doit être répliquable et constante : deux cartographes pourraient définir des seuils naturels différents sur une même série de données, selon leur appréciation, et ceci doit être évité. Troisièmement, la technique utilisée intervient dans un contexte de décision responsable et, dans ce cadre et compte tenu de la multiplicité des approches de discrétisation, le concepteur doit pouvoir accorder sa confiance en l'information exposée.

3.3. Synthèse de l'état de l'art

Cet état de l'art s'est focalisé sur la spatialisation d'impacts et la perception cartographique, en complément des éléments bibliographiques introduits dans le deuxième chapitre.

En synthèse de la première partie, il est à retenir que la spatialisation d'impacts est une thématique de recherche issue de l'ACV et répondant à une problématique de maîtrise des incertitudes. La considération de la variabilité spatiale en ACV requiert une complémentarité entre spatialisation de l'inventaire et régionalisation des impacts pour aboutir à la contextualisation des enjeux étudiés. La régionalisation des impacts s'effectue avec l'étape de caractérisation des impacts, c'est-à-dire de la quantification des problèmes (*mid-point*) et dommages (*end-point*) potentiels liés aux activités modélisées. Les méthodes de caractérisation spatialisées proposent des méthodologies de calculs de facteurs de caractérisation localisés (utilisés pour diminuer l'incertitude des résultats en ACV) qui pourraient être utilisés pour qualifier la sévérité des impacts, sur la base de la variabilité de ceux-ci. Cependant, la mesure de cette variabilité géographique ne peut être réalisée qu'en présence d'un continuum géographique de l'impact, c'est-à-dire de l'absence de rupture spatiale dans la chaîne de causalité de ce dernier. Seuls les impacts localisés peuvent donc être considérés.

En seconde partie, il est à retenir que le format cartographique embarque des enjeux

informationnels qu'il convient de considérer pour la construction de la proposition, dans le chapitre suivant. La surcharge informationnelle est une problématique forte de la cartographie analytique. Deux concepts de simplification de la lecture de la carte sont à noter : l'abstraction (notamment utilisée en topographie) et la discrétisation (notamment utilisée pour l'analyse statistique). La discrétisation, technique particulièrement indiquée en regard des données utilisées en spatialisation d'impacts, peut être arithmétique ou algorithmique. Chacune des deux approches présentant des avantages et inconvénients et au vu des hypothèses découlant de la question de recherche, la proposition détaillée dans le chapitre suivant doit intégrer la construction d'une technique de discrétisation adaptée aux spécificités du projet, à savoir : la répliquabilité de la technique pour garantir la constance des résultats (avantage de l'approche algorithmique) et la capacité à traiter des très grandes séries de données (avantage de l'approche arithmétique).

Chapitre 4

Proposition : un indicateur de Potentiel de Sévérité

Géographique des Impacts

Ce chapitre établit une proposition de réponse aux deux verrous majeurs identifiés quant à l'intégration de la localisation géographique en tant que variable de conception responsable. La proposition s'appuie sur les deux hypothèses formulées et l'état de l'art. Pour rappel, les hypothèses formulées à la fin du deuxième chapitre stipulent : que les informations dont disposent le concepteur suffisent à rendre compte des variations d'impacts environnementaux liées à la localisation géographique et que le format cartographique permet la simulation de la variabilité géographique en cours de conception

L'état de l'art réalisé met en avant que, les méthodes de caractérisation spatialisées utilisées pour répondre à des problématiques d'incertitude en ACV pourraient être employées pour calculer des écarts de dommages environnementaux potentiels sur les catégories d'impacts localisées. De plus, l'emploi du format cartographique et d'une technique de discrétisation appropriée pourraient permettre d'aboutir à une classification de ces écarts et ainsi assister le concepteur dans sa décision, par un exercice de simulation. Permettre au concepteur de sélectionner, de façon responsable, la localisation d'une activité de conception pourrait alors être envisageable avant la mise en place de la chaîne de valeurs associée à la conception du produit. Afin de tester cette approche, la proposition développée dans ce chapitre prend la forme d'un indicateur de Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts mis à disposition du concepteur sous un format cartographique. Cet indicateur tient compte des principales catégories d'impacts environnementaux, tel que permis par la contrainte du continuum géographique des chaînes de causalité de ces impacts. L'indicateur permet la comparaison de localisations intégrant les propriétés des procédés simulés par le concepteur.

Dans un premier temps, les caractéristiques méthodologiques de la construction de la proposition sont établies. Dans un second temps, ce chapitre détaille la partie créative liée au développement de l'indicateur.

4.1. Caractéristiques méthodologiques de la proposition

4.1.1. Approche rétrospective de la proposition

La problématique posée en introduction est d'ordre explicatif : comment faire de la localisation géographique une variable de conception responsable ? Cette problématique suppose une contribution scientifique principalement méthodologique. En effet, il est admis dans les sections précédentes que l'Analyse du Cycle de Vie est une approche de modélisation mobilisée *a posteriori* dans le processus de conception de produit. La proposition construite à travers ce travail de thèse cherche alors à offrir une opportunité d'assister la décision, en la responsabilisant : l'objectif est alors de définir un cadre méthodologique qui puisse être mobilisé *a priori*, avant la montée à une échelle de production industrielle. Dans cette optique, la méthodologie de recherche doit s'appuyer sur des jalons de recherche adaptés aux résultats attendus. La méthodologie définie puise alors son originalité dans la méthode du *backcasting*, ou de l'analyse rétrospective. Le choix de cette méthode, détaillé dans la suite de cette section, a été guidé par les caractéristiques de la problématique. La complexité du problème adressé et la problématique temporelle de la décision font qu'une approche rétrospective est particulièrement adaptée à l'appréciation des multiples enjeux de la question de recherche.

L'approche rétrospective - souvent nommée *backcasting* - est une approche formalisée par John Bridger Robinson dès 1982, dans le cadre de ces analyses des politiques énergétiques. L'approche vise alors à fixer des objectifs politiques et à déterminer ensuite comment ces objectifs peuvent être atteints (ROBINSON, 1982). Encore aujourd'hui, l'utilisation la plus répandue de l'approche rétrospective reste à des fins de planification politique. Cette méthodologie est particulièrement mobilisée pour ce qui concerne les thématiques liées au développement durable (DREBORG, 1996). En effet, les problématiques environnementales sont aujourd'hui largement mesurées, analysées et débattues : si le constat est unanime, le futur durable souhaité ou souhaitable n'est pas clairement défini et le recours à l'approche rétrospective est alors redoutablement pertinent. Selon Robinson, la préoccupation principale d'une analyse rétrospective ne réside pas dans le futur souhaité mais dans les différentes trajectoires permettant d'atteindre un tel futur.

Les travaux actuellement réalisés et en cours identifiés dans la revue de littérature – en ce qui concerne les évolutions de l'Analyse du Cycle de Vie – ne laissent entrevoir aucun

changement d'approche dans l'usage de la méthodologie mais davantage de volontés allant vers la démocratisation de la pratique et l'intégration plus fine des incertitudes. Pour ces raisons, la proposition de cette thèse est structurée autour d'une méthodologie de recherche rétrospective car elle présente l'avantage d'encourager à explorer de nouvelles perspectives de recherche qui n'auraient pu être étudiées de façon plus conventionnelle (HOJER ET MATTSON, 2000). Selon Höjer, bien plus qu'une méthodologie, l'approche rétrospective est une attitude à développer vis-à-vis du travail de recherche. À la différence d'autres méthodologies de recherche, l'approche rétrospective est davantage guidée par les découvertes que par les justifications (DREBORG, 1996). Ainsi, la proposition de ce travail de thèse est principalement construite sur des perspectives possibles liées à des travaux existants plutôt que suivant une approche déterministe plus conventionnelle.

Selon STEEN ET AKERMAN , déjà en 1994, l'approche rétrospective s'avèrait être une méthodologie pertinente lorsque qu'un problème sociétal majeur est lié à l'étude à réaliser. Karl Henrik Dreborg va plus loin et détermine cinq caractéristiques permettant d'identifier une problématique à traiter de façon rétrospective :

- Le problème est complexe, il affecte différents secteurs ou couches de la société
- Le besoin de changement est majeur, les changements marginaux ne suffisant pas
- Les tendances dominantes font partie du problème identifié
- Le problème est une question d'externalités que le public concerné ne peut pas traiter
- L'horizon temporel est suffisamment long pour effectuer des choix délibérés

La question de recherche posée à la fin du deuxième chapitre - comment faire de la localisation géographique une variable de conception responsable ? - correspond alors en tous points aux caractéristiques posées par Dreborg. Une méthodologie rétrospective implique par ailleurs une certaine attitude scientifique vis-à-vis des incertitudes et des indéterminations. Tester l'incertitude et les biais d'une méthodologie passe conventionnellement par une analyse de sensibilité. Il s'agit alors d'identifier les paramètres à forte variabilité potentielle et de les faire varier, voire de les omettre, afin de déterminer les enjeux liés à la façon dont la question a été traitée ainsi que les points sensibles en termes de conclusions scientifiques. Il est communément admis qu'une analyse de sensibilité se révèle souvent inadéquate dans le cadre d'une méthodologie rétrospective, car elle est souvent basée sur des tendances. Dans le

cadre de travail, il sera donc davantage question d'une analyse des biais. Il s'agira, à chaque étape de la méthodologie, d'identifier les potentiels biais humains et techniques qui pourraient compromettre la validité scientifique des résultats attendus.

4.1.2. Propriétés de la proposition

Conformément à l'approche adoptée et détaillée dans la section précédente, la méthodologie de recherche est définie de façon rétrospective. Il s'agit donc de définir le résultat attendu et d'en déterminer une trajectoire probable. Dans cette optique, les questions suivantes doivent être considérées de façon indissociable :

- À qui s'adressent les résultats souhaités ?
- Quelles sont les attentes vis-à-vis des résultats souhaités ?
- Quelles informations contiennent les résultats souhaités ?
- Quelle(s) forme(s) prennent les résultats souhaités ?
- D'autres types de résultats pourraient-ils répondre à la problématique posée ?

À ces questions, il est possible de répondre de la façon qui suit, afin d'apporter un premier cadrage méthodologique.

Compte tenu de la question de recherche, les résultats souhaités s'adressent au concepteur seul, en équipe ou inclus dans un processus de conception collaboratif. Le concepteur en question n'est pas forcément expert de la question environnementale, il n'est pas forcément formé à l'Analyse du Cycle de Vie et n'a potentiellement ni la mesure ni la représentation de ce qu'est un gramme de dioxyde de carbone, de phosphate, de particules ou de n'importe quelle autre équivalence usuellement mobilisée pour représenter un potentiel impact environnemental. En outre, il n'a peut-être aucune expérience de l'écoconception en général. Le concepteur ne maîtrise que le cadre de la faisabilité du produit sur lequel il intervient : il connaît les éléments techniques, technologiques, économiques, stratégiques et politiques qui ont une influence sur l'industrialisation du produit. En d'autres termes, le concepteur connaît les possibilités de passage à une échelle de production : il connaît ses potentiels fournisseurs (sans en avoir encore sélectionné) ainsi que ses potentiels partenaires, distributeurs, marchés, coûts d'acquisition, coûts d'exploitation, concurrents, risques et tous autres éléments

participant à réduire l'éventail des possibles au scope de la faisabilité.

Les attentes du concepteur, toujours en lien avec la question de recherche, sont liées à la prise de décision et plus spécifiquement à la prise de décision responsable. De ce point de vue, il est donc admis que même s'il n'est pas expert du sujet, le concepteur est conscient de l'existence de la problématique environnementale, sans scepticisme, et qu'elle a un lien avec son activité de conception, aussi infime soit-il. Comme exposé précédemment, la prise de décision est un mécanisme cognitif complexe intégrant des variables internes et externes à l'individu. L'attente du concepteur est alors restreinte au périmètre de l'information qui lui est fournie. L'intégration de cette information, son interprétation et la connaissance qu'elle génère ne peut être étudiée qu'individuellement, c'est la raison pour laquelle ces mécanismes ne peuvent être considérés en tant qu'attentes de la part du concepteur : seule l'information est générique d'un concepteur à l'autre et seul ce périmètre peut donc être valide du point de vue scientifique, en regard de la question de recherche. Les résultats souhaités doivent donc permettre au concepteur de disposer d'informations claires, tangibles et transparentes sur les problèmes environnementaux potentiels qui pourraient être générés par une montée à l'échelle industrielle de la conception de son produit.

Les résultats souhaités doivent pouvoir assister les décisions de conception, en intégrant l'aspect spatial et son influence sur la problématique environnementale. Les informations que doivent contenir ces résultats doivent permettre d'observer les écarts potentiels, en termes de sévérité d'impacts, entre deux localisations géographiques. Si le concepteur doit réaliser un choix concernant l'aspect spatial, il doit sélectionner une localisation parmi au moins deux rendues possibles par les critères de faisabilité propres au concepteur : en somme, les résultats souhaités doivent permettre au concepteur de comparer au moins deux localisations géographiques. À la différence d'une modélisation qui viserait à représenter les caractéristiques d'un produit ou d'une chaîne de valeur, les résultats doivent permettre de réaliser une simulation qui porterait alors le regard du concepteur sur la variabilité de ces caractéristiques. Il est alors question de variabilité géographique de l'impact environnemental liée à des choix relatifs au produit en cours de conception.

L'information fournie par les résultats peut être quantitative ou qualitative, tant qu'elle garantit sa comparabilité. L'information fournie doit permettre de prendre la mesure de la variabilité géographique : il s'agit alors de fournir un indicateur au concepteur et cet indicateur peut prendre toute forme chiffrée, qualifiée ou figurée qui permette d'aboutir à une catégorisation. Il est alors nécessaire de proposer des résultats discrétisés afin de rendre

l'information ordonnée. Cette caractéristique a son importance : sans celle-ci, l'information transmise au concepteur non expert ne permet pas de rendre compte de la sévérité potentielle de l'impact. En effet, le concepteur n'a pas de référentiel auquel confronter l'information transmise par les résultats souhaités. En ce sens, il est incapable de définir si une valeur est élevée ou non, de la même façon qu'il n'est pas capable de savoir si l'émission d'une tonne de CO₂ est un flux particulièrement élevé ou non en regard des potentiels impacts associés. En plus des informations sur la variabilité géographique, les résultats souhaités doivent rendre compte de la localisation géographique. La question de la précision spatiale de cette information est capitale : une forte imprécision engendrerait à la fois une forte incertitude sur l'information et une complexité d'usage méthodologique par le concepteur. Il est primordial de déterminer un maillage géographique apportant une certaine cohérence entre la problématique de site (localisation du site de production) et la problématique de l'impact (à l'échelle du biome).

Compte tenu du cadrage ci-exposé et en lien avec la question de recherche, il est fait l'hypothèse que, dans le cadre d'une prise de décision responsable, le concepteur peut intégrer l'aspect spatial dans ses choix, en instrumentant ces derniers à l'aide d'un outil de simulation cartographique, plutôt qu'en ayant recours à un exercice de modélisation classiquement réalisé via une Analyse du Cycle de Vie. Il convient alors de distinguer, dans ce cas, modélisation et simulation.

Selon la Théorie de la modélisation, conceptualisée par Le Moigne (LEMOIGNE, 1994), le modèle est une représentation de la réalité parmi d'autres. La modélisation est réalisée via une méthode et l'usage de différentes méthodes amènent alors à différents modèles. La modélisation est alors la représentation d'un système ou d'un phénomène perçu comme complexe. Cette représentation est effectuée à des fins d'étude du système ou du phénomène, afin d'acquérir des connaissances sur les composants de ce système, leurs interdépendances et leur influence sur le système lui-même. L'Analyse du Cycle de Vie est une méthode de modélisation, permettant la représentation d'un système afin d'en étudier les influences possibles en termes d'impacts environnementaux : la caractérisation est l'étape de l'ACV visant à identifier les composants les plus problématiques du système étudié. L'exercice de modélisation est à distinguer de l'exercice de simulation. Si le concept de modélisation est bien ancré dans le monde scientifique depuis le début du XX^{ème} siècle, ce n'est que durant la seconde moitié du siècle que le concept de simulation se fait une place dans les sciences

étudiant des objets perçus comme complexes. Selon Varenne, la simulation repose sur la discrétisation de modèles (VARENNE, 2007) et s'attache à formaliser l'aléa réel. Là où l'approche de la modélisation se focalise sur la représentation du système, l'approche de simulation vise à faire varier les paramètres de cette modélisation pour en étudier les probabilités comportementales. Alors que la modélisation cherche à construire une représentation au plus proche du réel, la simulation offre une posture plus probabiliste basée sur ces modèles.

La Figure 4-1 synthétise le cadre décisionnel dans lequel s'inscrit la proposition. Cette figure précise le cadre théorique établi dans le deuxième chapitre.

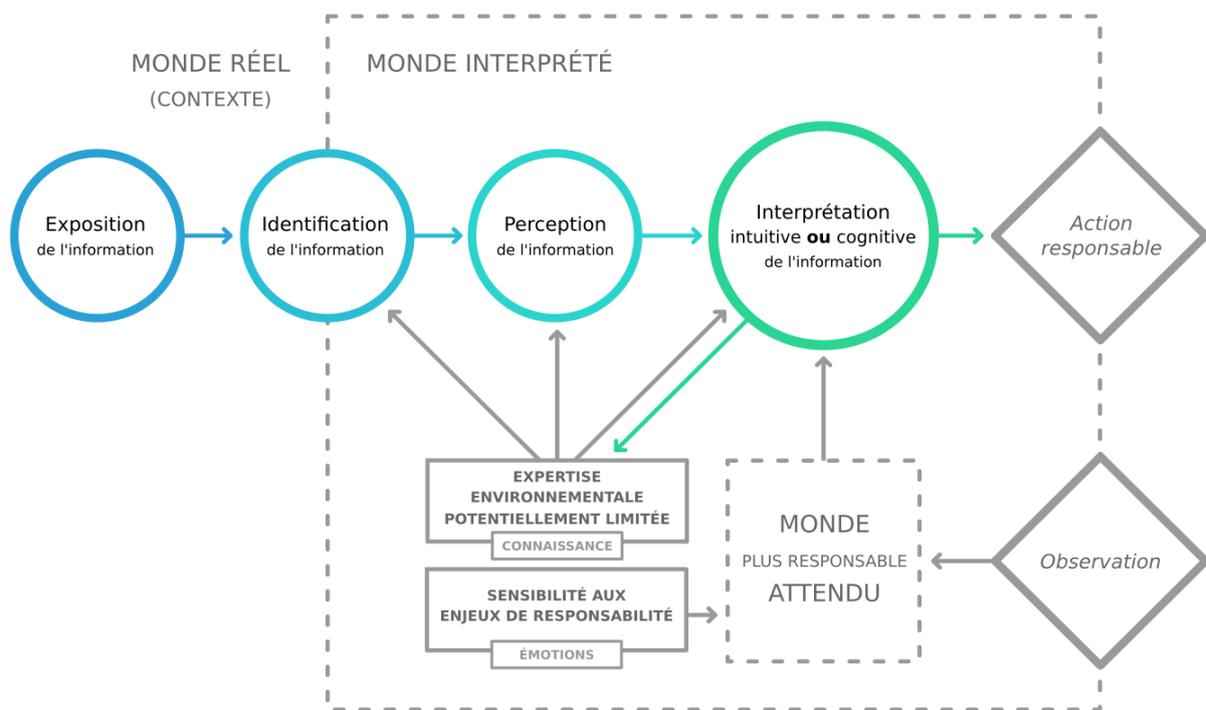


Figure 4-1. Synthèse du cadre décisionnel

La proposition se restreint au périmètre de l'exposition de l'information au concepteur. En effet, comme précisé avec la figure ci-dessus, il est admis que l'intention du concepteur est de prendre une décision responsable. Les mécanismes menant à cette attitude ne sont pas étudiés et vont au-delà de la question de recherche, centrée sur le caractère explicatif de l'intégration de la localisation géographique en conception.

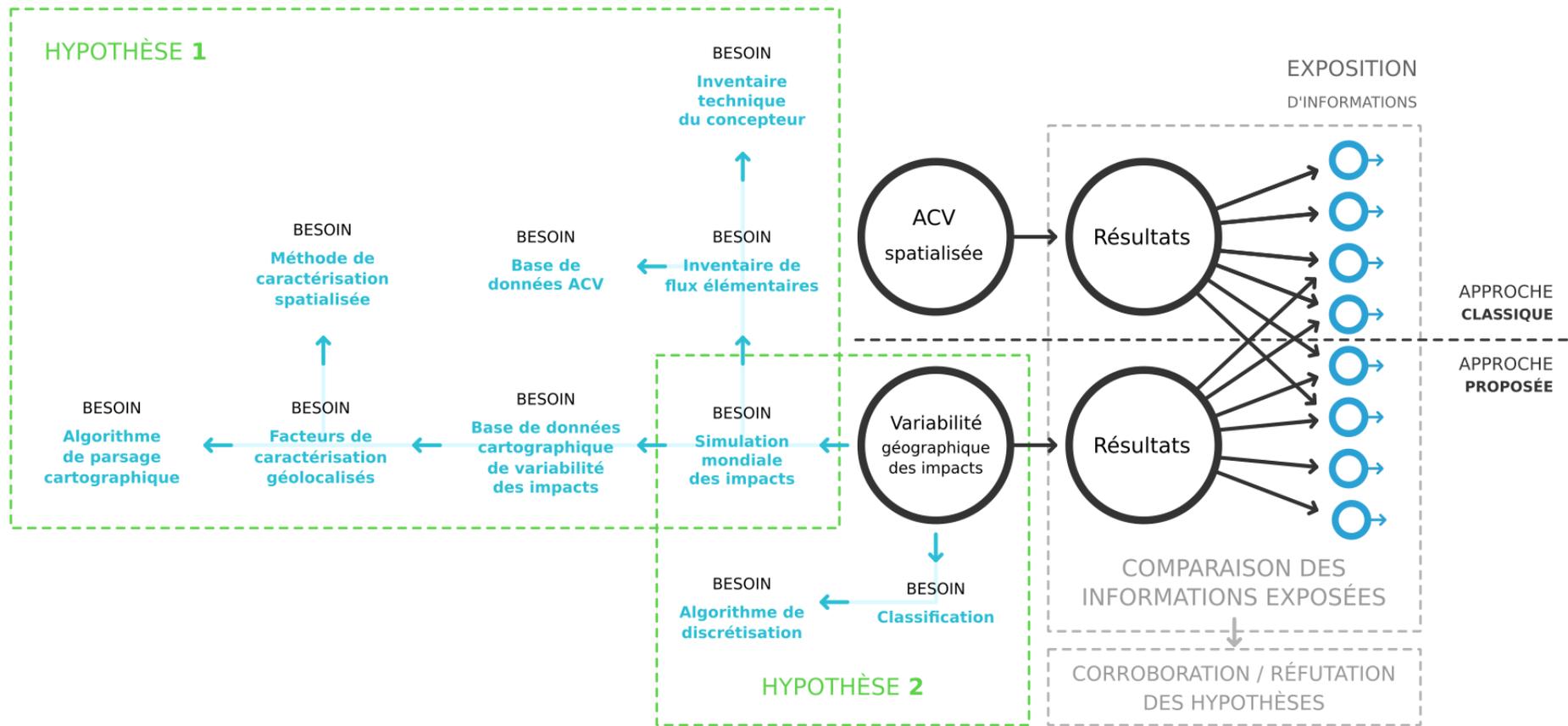


Figure 4-2. Construction rétrospective de la proposition

La Figure 4-2 rend compte des étapes de construction de la proposition. Cette construction est établie de façon rétrospective et est basée sur les besoins permettant de proposer une approche alternative à l'approche classique de considération des enjeux géographiques en conception qu'est l'ACV spatialisée. En comparant les résultats obtenus (et donc les informations exposées au concepteur), il est ainsi possible de corroborer ou réfuter les hypothèses établies à la fin du deuxième chapitre.

Compte tenu des propriétés de la proposition détaillées précédemment, le développement de celle-ci doit aboutir à un outil de simulation cartographique permettant la considération de la variabilité géographique des impacts environnementaux étudiés. Cet outil est nommé « Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts (PSGI) ».

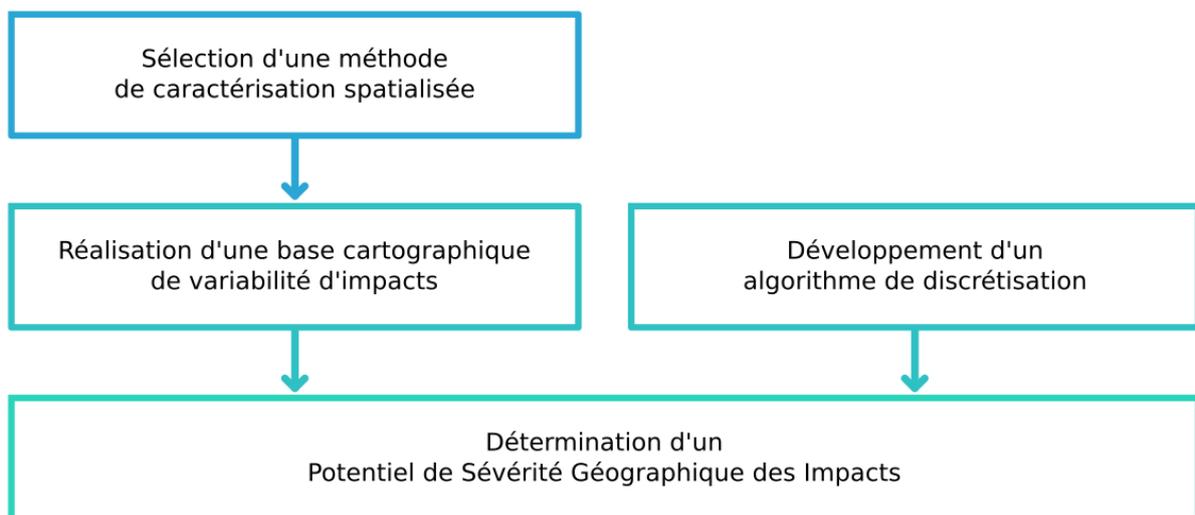


Figure 4-3. Développement de l'indicateur PSGI

Le développement du PSGI vise à créer un indicateur discrétisé et mis à disposition sous un format cartographique. Cette phase implique l'adaptation d'une base de données de caractérisation spatialisée et donc la création d'un algorithme de passage. Pour la mise à disposition de l'indicateur, il est également requis de définir un algorithme de discrétisation adapté à un nombre de données conséquent. Enfin, la création d'une interface est nécessaire pour l'affichage des résultats de l'indicateur et, donc, l'utilisation de ces derniers. Ces étapes de développement de l'indicateur sont détaillées dans la section qui suit.

4.2. Développement de la proposition

4.2.1. Sélection d'une méthode de caractérisation spatialisée

L'objectif de l'outil développé est de permettre au concepteur de simuler la sévérité géographique d'impacts liés à la conception de son produit. Sur la base de l'état de l'art réalisé, il apparaît que sans continuum géographique dans la chaîne de causalité de l'impact, il n'y a aucun lien de cause à effet entre la localisation du procédé et les localisations des éventuels impacts associés. De ce fait, les catégories d'impacts globalisées que sont le changement climatique, l'appauvrissement de la couche d'ozone et l'épuisement des ressources sont écartées de l'indicateur proposé. En effet, quels que soient les paramètres de conception sélectionnés par le concepteur, la variabilité dont rendrait compte l'indicateur serait toujours la même. En ce sens, il n'est pas pertinent de considérer les localisations de ces sources d'impacts en tant que variables de conception.

Les catégories d'impacts localisées (présentant un continuum géographique de causalité) sont les suivantes :

- Acidification
- Écotoxicité
- Effets respiratoires
- Eutrophisation
- Radiations ionisantes
- Stress hydrique
- Toxicité humaine
- Utilisation des sols

L'ensemble de ces catégories d'impacts couvre les deux aires de protection que sont la santé humaine (exprimée en DALY) et la qualité des écosystèmes représentée par la biodiversité (exprimée en PDF). Afin de considérer au mieux la chaîne de causalité des impacts et ses dépendances géographiques, l'indicateur PSGI se base sur le calcul des dommages environnementaux potentiels, au niveau *end-point*. Chaque catégorie est donc considérée en

DALY, en PDF ou les deux si les deux aires sont concernées par l'impact. Dans le cadre de la démonstration réalisée à travers cette proposition, l'objectif est de pouvoir évaluer la possibilité d'intégration de la variabilité géographique en conception responsable : si les catégories d'impacts précédentes sont issues des méthodes classiques de l'ACV, il aurait également été envisageable de se focaliser sur des catégories d'impacts sociales, par exemple. Les méthodologies de considération des potentiels impacts sociaux et sociétaux sont néanmoins déjà basés sur une approche géographique - plus précisément géopolitique - et répondent davantage à la variable de conception du « qui ? » plus qu'à celle du « où ? », tel qu'exposé dans le premier chapitre.

Parmi les méthodes de caractérisation d'impacts identifiées dans l'état de l'art, certaines permettent la régionalisation d'impacts via la différenciation des facteurs de devenir, d'effet et d'exposition. Dans le cadre de cette démonstration, l'objectif n'est pas de proposer un modèle de devenir différencié, plusieurs travaux de recherche étant déjà en cours en vue de l'atténuation des incertitudes en ACV. Il s'agit en effet de rendre compte de la variabilité dans sévérité des impacts. L'usage de facteurs de caractérisation différenciés utilisés par ces méthodes convient donc à la démarche. Ces méthodes sont au nombre de quatre :

- Impact WORLD+
- LC-IMPACT
- EDIP 2003
- USEtox

Comme défini ci-avant, la caractérisation d'impacts en *end-point* est recherchée afin de couvrir au mieux la chaîne de causalité des impacts étudiés. La méthode EDIP 2003 ne propose qu'une approche *mid-point* et, par ailleurs, n'a pas été mise à jour depuis 2005. Les trois autres méthodes ont toutes été mises à jour en 2019. Pour des raisons de cohérence dans la prise en compte de la différenciation des facteurs dans les méthodes, une seule méthode doit être sélectionnée dans la construction de l'indicateur PSGI : il s'agit en effet de garantir des modèles de calculs uniformes et d'éviter des double-comptages d'impacts liés à la présence de flux dans plusieurs catégories d'impacts différentes. La considération de multiples méthodes nécessite une étude plus approfondie et ce point est abordé dans le chapitre suivant, au niveau de l'analyse des résultats. Pour des raisons de complétude, il est également souhaité

de couvrir l'éventail de catégories d'impacts le plus large possible. Enfin, pour des questions de précision et de capacité de simulation, il est aussi souhaité une approche de spatialisation évitant les archétypes et plutôt basée sur une maille cartographique géométrique sinon administrative, faute de données plus précises disponibles dans la littérature. La méthode USEtox couvre 2 catégories d'impacts (mais tout de même deux aires de protection, via la considération de l'écotoxicité et de la toxicité humaine). La méthode LC-IMPACT couvre 5 catégories d'impacts régionalisées et la méthode Impact WORLD+ couvre 8 catégories d'impacts régionalisées. L'écotoxicité, la toxicité humaine et les radiations ionisantes sont les trois catégories que la méthode Impact WORLD+ couvre de plus que la méthode LC-IMPACT. Cependant, il est à noter que ces trois catégories ne sont spatialisées qu'à partir d'archétypes. De plus, cette méthode utilise également l'archétype pour les effets respiratoire, ce qui n'est pas le cas avec LC-IMPACT. De ce point de vue, les méthodes Impact WORLD+ et LC-IMPACT présentent toutes deux un intérêt dans la construction de la base cartographique à réaliser pour le PSGI.

	Indicateur spatialisé disponible Maille cartographique
	Indicateur spatialisé disponible Territoire
	Indicateur spatialisé disponible Archétype
	Indicateur non-spatialisé disponible
	Pas d'indicateur disponible

	Impact WORLD+ 2019	LC-IMPACT 2019
Acidification	 2°x2,5°	 2°x2,5°
Écotoxicité	 Archétype	 -
Eutrophisation	 0,5°x0,5°	 Bassin versant
Toxicité humaine	 Archétype	 -
Radiations ionisantes	 Archétype	 Global
Utilisation des sols	 Biome	 État
Effets respiratoires	 Archétype	 État
Stress hydrique	 Bassin versant	 Bassin versant

Figure 4-4. Comparaison des indicateurs spatialisés d'Impact WORLD+ et LC-IMPACT

En ne tenant pas compte des archétypes, trop peu précis pour rendre compte de la variabilité, Impact WORLD+ permet la couverture de 4 catégories d'impacts et de 5 catégories pour LC-IMPACT. Pour cette raison, pour la construction de la base cartographique utilisée à la détermination du PSGI, la méthode LC-IMPACT est retenue pour cette proposition. Cette démonstration aurait pu être conduite exactement de la même manière avec Impact WORLD+. Il est d'ailleurs à noter qu'une perspective de recherche intéressante serait à conduire dans la reproduction de cette proposition avec Impact WORLD+, afin de proposer une comparaison avec les résultats obtenus avec LC-IMPACT.

La [Figure 4-5](#) ci-après est un tableau récapitulatif détaillé des catégories d'impacts considérées

dans le PSGI. Ce tableau détaille les flux contributeurs de chacun des indicateurs d'impacts pour leur caractérisation. Dans la quatrième colonne « CF Global » du tableau sont affichés les facteurs de caractérisation (CF) globaux de chaque flux. Ces facteurs sont usuellement mobilisés lors d'une ACV classique (non spatialisée). Dans la cinquième colonne « CF Max » du tableau, sont affichés les variations maximales de caractérisation spatialisée dans la méthode par rapport au facteur global du flux en question. Par exemple, pour le flux d'émission de SO₂ en acidification terrestre, le plus haut facteur de caractérisation (localisé, pour information, en Colombie) s'élève à 10 402% du facteur global. Le plus bas niveau de variation est observé sur les émissions de NO_x pour la formation d'ozone photochimique en DALY et s'élève tout de même à 357%. En moyenne, ce facteur de caractérisation maximal s'élève à 4 441% pour l'aire « Biodiversité » (PDF) et à 1 130% pour l'aire « Santé humaine » (DALY). D'après cette première observation, il est possible d'affirmer que, en considération des critères de différenciation spatiale retenus dans la méthode LC-IMPACT, la variabilité géographique de l'impact sur la santé humaine est quatre fois moins critique que celle de l'impact sur la biodiversité. La sixième et dernière colonne « CF Min » du tableau exprime cette variation en regard du facteur minimale de caractérisation. Pour cette colonne, la variation va de 2,86¹⁰⁻⁴% à 7,65% du facteur global avec un toujours un rapport d'environ un à quatre entre les deux aires de protection. Enfin, la dernière colonne affiche les différentiels entre chaque facteur de caractérisation minimal et maximal, pour chaque flux : ce différentiel de variabilité va de 5 682% à 328 585 035%.

Aire de protection	Catégorie d'impact	Flux contributeurs	CF Global	CF Max	CF Min	CF Diff
Biodiversité (PDF)	Eutrophisation aquatique	P to water (PDF.year/kg)	1,81152E-12	1 174%	0,0323%	3 639 919%
		P to soil (PDF.year/kg)	1,75885E-13	2 155%	0,0270%	7 975 885%
		P from erosion (PDF.year/m ² .year)	3,88477E-12	2 188%	0,0003%	763 585 060%
	Utilisation des sols	Annual crops (PDF.year/m ²)	1,52751E-11	7 937%	1,6384%	484 478%
		Permanent crops (PDF.year/m ²)	1,10238E-11	7 792%	1,4554%	535 383%
		Pasture (PDF.year/m ²)	1,38828E-11	3 940%	0,0006%	632 000 327%
		Urban (PDF.year/m ²)	1,72962E-11	6 942%	0,2824%	2 458 052%
		Extensive forestry (PDF.year/m ²)	2,53662E-12	4 212%	0,0478%	8 814 222%
		Intensive forestry (PDF.year/m ²)	6,78022E-12	3 027%	0,1426%	2 123 178%
		Effets respiratoires (Formation d'ozone photochimique)	NMVOC (PDF.year/kg)	1E-15	1 600%	0,4500%
	NOx (PDF.year/kg)		3,7E-16	2 703%	0,8108%	333 333%
	Acidification terrestre	SO2 (PDF.year/kg)	5,26729E-14	10 402%	0,0131%	79 557 044%
		NH3 (PDF.year/kg)	1,03714E-14	4 656%	0,0468%	9 943 263%
		NOx (PDF.year/kg)	2,46116E-14	2 498%	0,0168%	14 854 376%
	Stress hydrique	Water (PDF.year/m ³)	1,63E-13	5 389%	0,0435%	12 391 281%
Santé humaine (DALY)	Effets respiratoires (Formation de particules)	PM2.5 (DALY/kg)	0,000629	639%	1,4944%	42 766%
		NH3 (DALY/kg)	0,000161	832%	2,0497%	40 606%
		NOx (DALY/kg)	0,0000762	479%	0,5814%	82 393%
		SO2 (DALY/kg)	0,000183	516%	7,6503%	6 750%
	Effets respiratoires (Formation d'ozone photochimique)	NMVOC (DALY/kg)	0,00000091	626%	0,2527%	247 826%
		NOx (DALY/kg)	0,00000014	357%	6,2857%	5 682%
	Stress hydrique	Water (DALY/m ³)	0,00000013	4 458%	0,0014%	328 585 035%

Figure 4-5. Catégories retenues pour le Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts (issues de LC-IMPACT)

Dépendamment des flux, la variabilité géographique est différente mais, dans tous les cas, on observe un éloignement potentiel fort aux facteurs globaux de référence. La [Figure 4-5](#) représente ces variations sur une échelle logarithmique, avec un facteur global en base 100%.

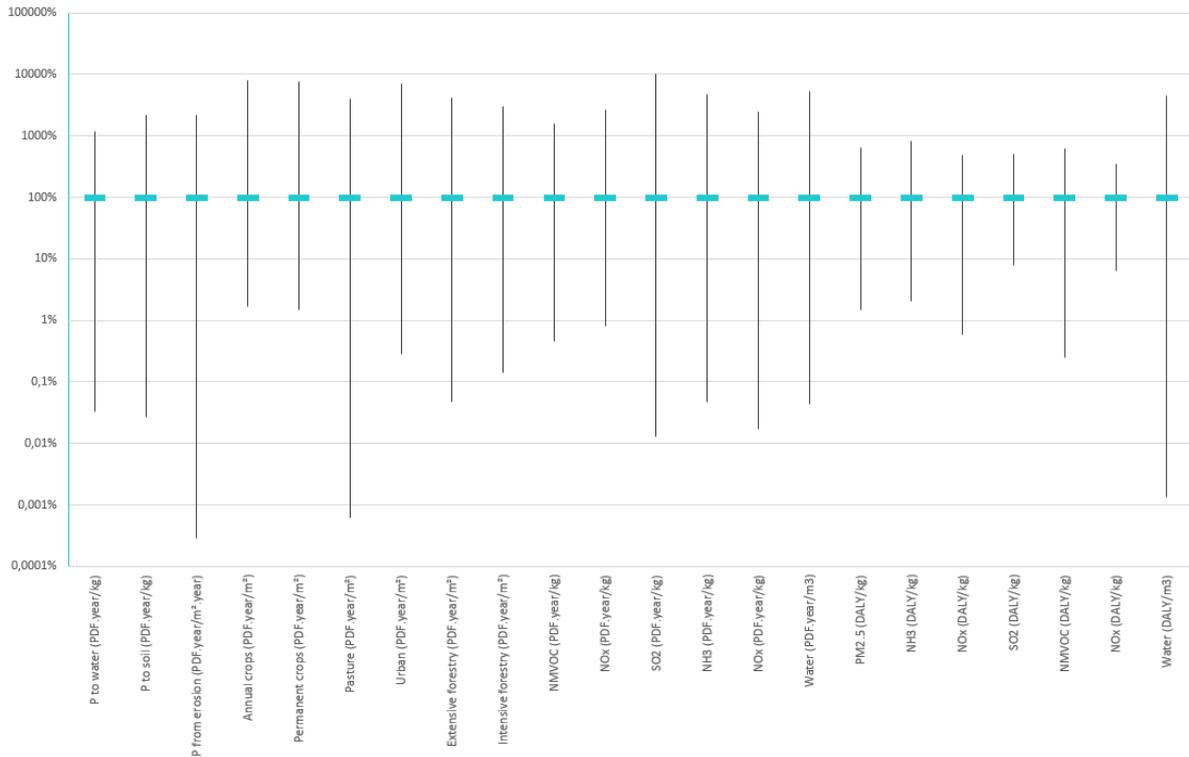


Figure 4-6. Variations des facteurs de caractérisation dans LC-IMPACT

Globalement, la variabilité est moins forte sur l'aire « Santé humaine », à l'exception de la contribution du stress hydrique. La variabilité dont rend compte le PSGI doit donc tenir compte de ces différences entre flux. De manière rétrospective, il est donc observé que le PSGI doit se baser sur un inventaire de flux élémentaires pour tenir à la fois compte des propriétés des procédés simulés et des différences de sévérité géographique de chaque flux contributeur aux impacts étudiés.

4.2.2. Réalisation d'une base cartographique de variabilité d'impacts

4.2.2.1. Définition des propriétés de maillage

La mise à disposition de l'indicateur de Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts (PSGI) au concepteur est prévue sous la forme cartographique. Un planisphère doit permettre de comparer la localisation géographique d'un procédé à n'importe quelle autre. La première question à se poser est celle du maillage cartographique. En effet, la maille cartographique représente une portion de territoire, de forme géométrique : cette forme, dupliquée, couvre 100% de la zone étudiée. Dans le cas présent, la zone correspond à la surface du globe capable d'accueillir l'implantation d'un procédé. Cet espace est donc limité aux terres émergées, l'océan mondial n'étant pas pris en compte pour des questions évidentes de difficultés techniques d'implantation de procédés même si cela reste possible (c'est notamment le cas des plateformes offshore ou des centrales embarquées). Cette restriction est également motivée par un manque colossal de données d'impacts océaniques. Ce manque de données impliquerait la formulation d'hypothèses tellement fortes qu'elles rendraient les résultats totalement inexploitable, du fait des incertitudes. Cette restriction du périmètre à deux effets qu'il convient de garder à l'esprit :

- la simulation d'implantation d'un procédé en zone côtière ne rendra pas compte des enjeux marins ou océaniques locaux associés
- les flux considérés pour la caractérisation d'impacts liés à l'eau (tels que l'eutrophisation) ne concerne que l'eau douce

Si la question du maillage est importante, c'est que la maille est censée représenter la localisation du procédé. L'emplacement d'un procédé ou d'un système relève d'une logique de site, pour lequel des coordonnées géographiques pourraient convenir pour sa désignation. Or, la maille cartographique correspond à une surface de territoire, ce qui constitue une approche cohérente avec l'échelle des impacts étudiés, tel que décrit dans l'état de l'art. Deux critères doivent permettre de définir un maillage adapté à la problématique : la forme et la taille. Sur ce premier point, la forme de la maille peut être régulière : il ne peut s'agir que de formes triangulaires ou constituées de triangles tels que le carré, le losange ou l'hexagone. Le

carré est la maille la plus répandue de par son adaptation aux projections cartographiques terrestres (basées sur le croisement de latitudes et longitudes). Les mailles peuvent également être irrégulières, c'est notamment le cas pour les territoires administratifs : les départements français sont tous différents en termes de forme mais couvrent bien 100% du territoire national. Dans le cas présent, il convient d'opter pour une maille régulière pour des questions de comparabilité des localisations du procédé ou du système simulé. Comme la projection utilisée est le planisphère, le découpage de la zone étudiée est réalisé en fonction de la latitude et de la longitude : la forme de maille utilisée est donc le carré. En seconde approche, il est nécessaire de définir la taille de la maille utilisée. Une trop grande maille posera un problème de représentativité de la localisation ainsi qu'une limitation dans le nombre de comparaisons possibles (deux jeux de coordonnées pouvant se trouver facilement sur une même maille). À l'inverse, une maille trop petite pourrait manquer de cohérence en regard des enjeux liés aux impacts étudiés, alourdir la base de données créée pour l'indicateur PSGI et donc allonger les temps de discrétisation.

Par ailleurs, il est important de noter qu'une maille carrée (en degrés) offre une représentation planisphérique : c'est-à-dire que la forme de la maille couvre une surface de territoire différente à chaque niveau de latitude. Au niveau de l'équateur, la surface couverte est proche d'un parfait carré. À l'opposé, aux niveaux des pôles, la même maille couvre une surface triangulaire, les deux côtés longitudinaux se rejoignant au pôle [Figure 4-7](#).

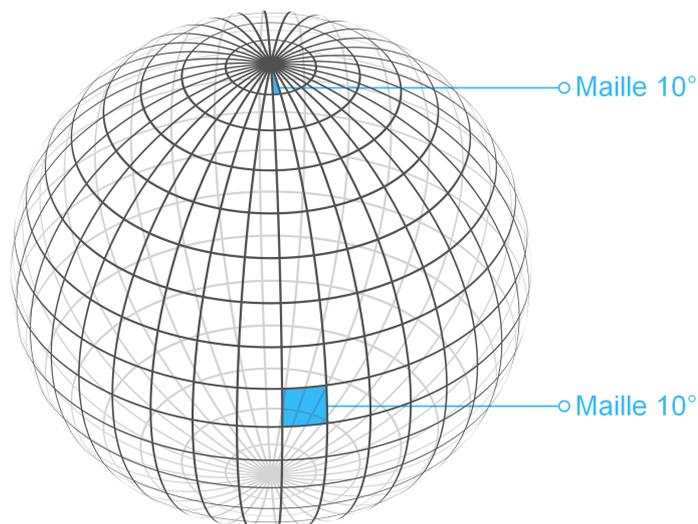


Figure 4-7. Déformation du maillage sur plan convexe

Ainsi, la Terre ayant une circonférence de 40 075 km, une maille de 1° au niveau de l'équateur couvre une surface représentée par un carré d'environ 111 km de côté, soit environ 12 392 km². Or cette même maille de 1° au niveau d'un pôle représente un triangle isocèle de deux fois 111 km sur une base d'environ 615 m sur plan convexe. Ce triangle couvre donc une surface d'environ 67 km². Ce rapport de 1 pour 185 entre équateur et pôles est important à garder à l'esprit dans l'interprétation des résultats. Il s'agit d'une projection cylindrique conforme du globe terrestre, sur le modèle du système géodésique WGS84 : elle conserve les angles. Une maille plus restreinte de 0,5° offrirait une meilleure précision (3 080 km² au lieu de 12 392 km² au niveau de l'équateur) mais augmenterait le rapport différentiel (1 pour 362 au lieu de 1 pour 185). Une maille de 2° aurait l'effet inverse. Pour rappel, la distance de dispersion du NO_x dans l'air est de 450 km. Compte tenu de cet aspect, le niveau de précision minimal acceptable est donc de 4°, soit environ 445 km de côté de maille au niveau de l'équateur. Cependant, compte tenu de la logique de site de laquelle relève l'implantation d'un procédé ou d'un système, une couverture terrestre n'excédant pas une dizaine de kilomètres serait représentative, soit 0,1° (environ 11 km). La base cartographique sur laquelle s'appuie l'indicateur PSGI pour sa représentation doit donc suivre un maillage compris entre 0,1° et 4°. Afin de considérer au mieux ces deux aspects que sont l'échelle du site et l'échelle de l'impact, un compromis doit être déterminé. La figure suivante modélise le territoire français métropolitain (hors Corse) en mailles de 0,1°, 1°, 2° et 3° (Figure 4-8).

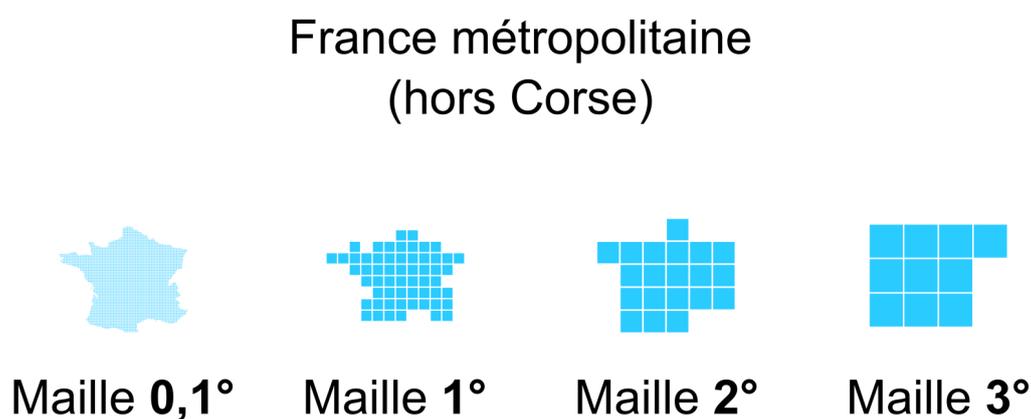


Figure 4-8. Comparaison de maillages du territoire français

Sur la [Figure 4-8](#), il est possible de comparer les niveaux de précision permis par les différentes mailles. Afin de maximiser les comparaisons de localisations possibles et donc

l'utilisabilité de l'indicateur, il convient d'écarter la maille de 3° : celle-ci n'offre que 10 possibilités de comparaisons pour le territoire métropolitain français. Dans l'étude d'implantation d'un procédé - et c'est le cas dans le cadre de l'expérimentation réalisée dans la section suivante - plusieurs localisations peuvent être considérées à l'échelle d'un territoire tel que la France. De ce fait, un maillage de 2° minimum peut être acceptable. Dans la construction de la base cartographique adossée à cette proposition, nous retenons finalement une maille de 1° qui semble être un compromis adéquat pour répondre aux problématiques de précision, de réalité géographique des impacts étudiés et de possibilités de comparaisons. Dans l'exemple ci-dessus, la maille d'1° offre 58 comparaisons possibles sur le territoire français.

4.2.2.2. Création de la base de données

Le maillage retenu pour la représentation planisphérique est de 1°. Ainsi, 360° de longitude par 180° de latitude mènent à un découpage en 64 800 unités. Sur la base de cette grille, la répartition entre océans et terres émergées a été établie. En cas de mailles mixtes, si la maille est composée à 50% ou plus de terre émergée, celle-ci fait partie de la zone couverte par l'indicateur. Sinon, la localisation est attribuée à l'océan mondial. Sans l'océan mondial, la zone couverte par l'indicateur s'élève alors à 14 722 unités [Figure 4-9](#).

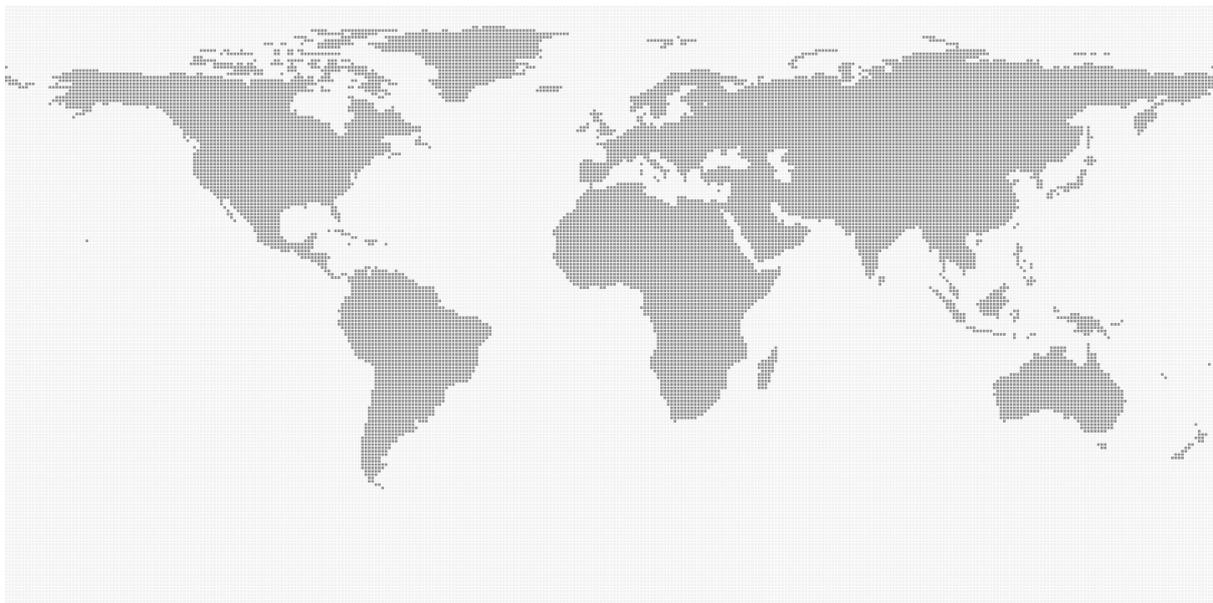


Figure 4-9. Masque de la grille planisphérique utilisé pour la base de données

La grille ci-dessus accueillera alors les données de différenciation spatiale de chaque maille. Sur ce masque, on remarque l'absence de l'antarctique. Cette absence est due à l'indisponibilité de données de caractérisation sur ces terres. Ainsi, le concepteur ne pourra pas simuler l'implantation d'un procédé au pôle sud.

En termes de format, il est nécessaire de stocker ces données dans une table référençant chaque maille avec les valeurs de variation associées. Il est tout à fait envisageable de stocker ces informations dans une base de données PostgreSQL ou MySQL. Cependant, l'aspect relationnel n'étant que peu utile dans le cadre de cette proposition, nous avons opté pour un format CSV pour deux raisons :

- il est approprié à la structure qu'il est nécessaire de stocker tout en étant plus léger qu'un format SQL
- il est parfaitement adapté à une évolutivité vers d'autres formats pour de potentielles perspectives de travaux de recherche complémentaires

Il est à noter que le choix du format n'impacte en rien la démonstration réalisée à travers cette proposition. Ainsi, l'objectif est d'alimenter un fichier CSV par catégorie d'impact considérée par l'indicateur développé. Comme exposé dans la section précédente détaillant les propriétés de la proposition, les données relatives aux facteurs de caractérisation utilisés en ACV sont issus de la base LC-IMPACT. Selon les catégories d'impacts sélectionnées, la base LC-IMPACT ne fournit pas les données sous un même format. Certains jeux de données sont fournis dans un format Excel avec des associations de territoire (clé) à facteur (valeur). D'autres jeux de données sont fournis dans un format KMZ - qui est un format normalisé par l'*Open Geospatial Consortium* et utilisé par le logiciel Google Earth - avec des associations de polygone (clé) à facteur (valeur).

Le masque présenté à la [Figure 4-9](#) a été détaillé en territoires nationaux dans un fichier CSV. Chaque maille a reçu un identifiant unique correspondant à un pays. Ainsi, à l'aide de l'outil Excel et de sa fonction *RECHERCHEV()*, tous les fichiers de caractérisation en CSV présentant une liste de territoires nationaux (à savoir, les impacts « Utilisation des sols » et « Effets respiratoires », soient 12 fichiers parmi les 22 listés à la [Figure 4-5](#) ont été convertis en bases cartographiques de 1°x1°.

Les fichiers KMZ ont dû être parsés d'une autre manière afin de pouvoir uniformiser une base à 1°x1°, compte tenu des spécificités du format. Dans un premier temps, de ces fichiers ont été extraits des fichiers KML, non zippés, présentant un langage balisé XML.

```
<Placemark id="ID_00001">
  <name>CF [PDF*yr/kg]</name>
  <Snippet></Snippet>
  <description>1.100000e-017</description>
  <styleUrl>#PolyStyle01</styleUrl>
  <MultiGeometry>
    <Polygon>
      <extrude>0</extrude>
      <altitudeMode>clampToGround</altitudeMode>
      <outerBoundaryIs>
        <LinearRing>
          <coordinates> -115.5000000413918,74.36412580561392,0 -115.5000000413918,76.86412580561398,0 ...</coordinates>
        </LinearRing>
      </outerBoundaryIs>
    </Polygon>
  </MultiGeometry>
</Placemark>
```

Figure 4-10. Extrait du fichier KML sur la caractérisation des NOx

Les fichiers KML sont composés d'une répétition de la structure de balises extraite en [Figure 4-10](#) (hors méta-données en début de fichier). Chacun de ces blocs XML représente un polygone construit suivant les coordonnées incluses dans la balise *coordinates*, en reliant les points dans l'ordre de lecture indiquée jusqu'à refermer le polygone. La balise *description* contient le facteur de caractérisation pour le polygone et la balise *name* contient l'unité associée. Le script de parsage établi a donc permis de contrôler, une à une, chaque maille du masque prédéfini afin de récupérer la valeur du polygone duquel elle fait partie.

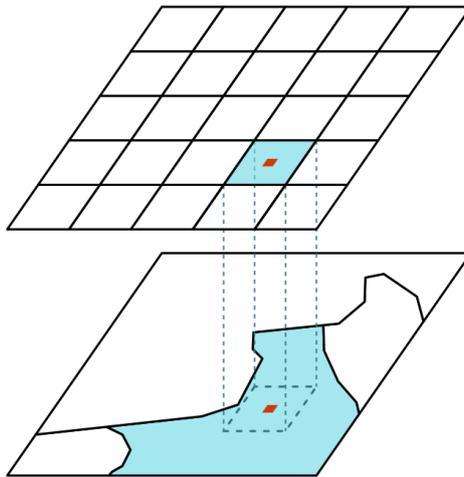


Figure 4-11. Passage du polygone vers la maille cartographique

Comme illustré sur la [Figure 4-11](#), le script de passage relève la valeur du polygone correspondant au centre de la maille de 1°. Afin de déterminer si un point recherché (centre d'une maille) est à l'extérieur ou à l'intérieur d'un polygone, la technique utilisée consiste à tracer un vecteur dont l'origine est le point recherché et de comptabiliser le nombre d'intersections de ce vecteur avec le contour du polygone testé.

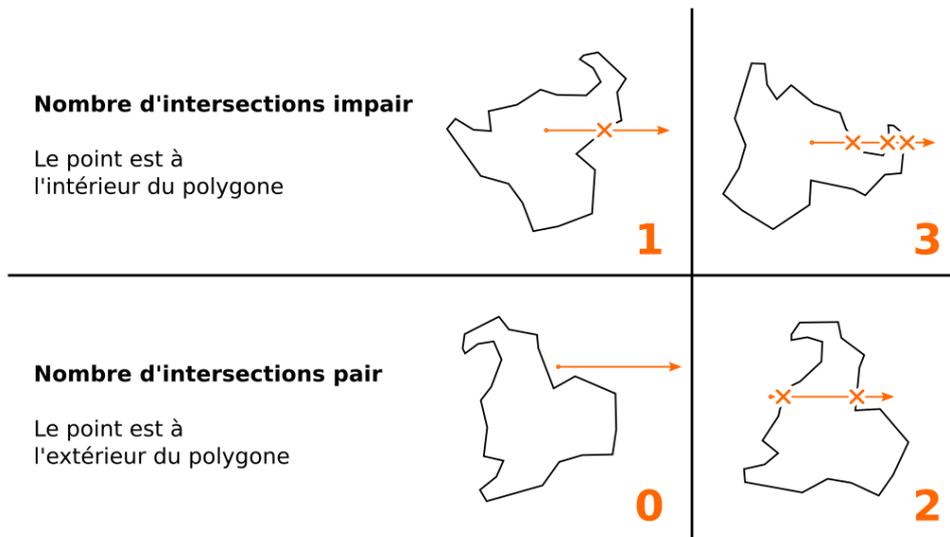


Figure 4-12. Détermination des positions des points recherchés

Comme illustré sur la [Figure 4-12](#), si le nombre d'intersections est impair, le point recherché fait partie du polygone testé. Si le nombre d'intersections est pair (ou nul), le point est à l'extérieur du polygone. Pour parer à tous les cas de figures, le script permet également de tester si le point recherché est directement sur une arête ou un sommet du polygone. Dans ce cas, la valeur du premier polygone testé est, par défaut, attribué à la maille.

L'ensemble du script et les fonctions associées ont été rédigés en langage PHP 7 et sont disponibles en annexe de ce manuscrit. Pour des questions de répliquabilité, ce script a été rédigé pour prévoir son réemploi pour tout fichier KML. En perspective, il est notamment envisagé de reproduire une base similaire avec Impact WOLRD+ dont certains jeux de données sont aussi fournis au format KML. Cependant, il est à noter que la constitution d'une telle base demande une certaine puissance de calcul (et donc du temps). Dans le cas présent, un processeur Intel Core i7-7700HQ CPU 2,80GHz a été utilisé (en mono-tâche) pour réaliser le passage : le temps d'exécution moyen par fichier est de 4h20. Comme un polygone peut correspondre à plusieurs mailles, pour chaque maille, tous les polygones doivent, à chaque fois, être testés jusqu'à obtention d'un nombre d'intersections impair. Afin d'optimiser ces tests, le script prévoit un pré-calcul des barycentres de chaque polygone. Ainsi, de façon ordonnée, chaque centre de maille est d'abord testé sur le polygone dont le barycentre est le plus proche, puis le deuxième et ainsi de suite jusqu'à ce que le critère d'arrêt de la boucle soit vérifié (obtention d'un nombre d'intersections impair). Cette approche permet d'optimiser considérablement le temps de calcul.

Au final, comme synthétisé avec la [Figure 4-13](#), la base de données utilisée par le calcul du Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts est constituée d'un masque planisphérique (présenté en début de section) et d'un jeu de 22 fichiers CSV (un par substance régionalisée) comportant chacun les couples localisation-facteur de caractérisation pour chaque maille de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$. En fonction des caractéristiques des procédés étudiés (soit le bilan des flux élémentaires), il est donc possible de simuler des localisations d'implantation et de générer une comparaison avec l'ensemble des autres points disponibles.

Aire de protection	Catégorie d'impact	Flux contributeurs	Format initial	Format final
Biodiversité (PDF)	Eutrophisation aquatique	P to water (PDF.year/kg)	Bassins versants (polygones)	→ 1°x1° (maillage)
		P to soil (PDF.year/kg)	Bassins versants (polygones)	→ 1°x1° (maillage)
		P from erosion (PDF.year/m ² .year)	Bassins versants (polygones)	→ 1°x1° (maillage)
	Utilisation des sols	Annual crops (PDF.year/m ²)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		Permanent crops (PDF.year/m ²)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		Pasture (PDF.year/m ²)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		Urban (PDF.year/m ²)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		Extensive forestry (PDF.year/m ²)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		Intensive forestry (PDF.year/m ²)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
	Effets respiratoires (Formation d'ozone photochimique)	NM VOC (PDF.year/kg)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		NOx (PDF.year/kg)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		Acidification terrestre	SO ₂ (PDF.year/kg)	2°x2,5° (maillage)
	NH ₃ (PDF.year/kg)		2°x2,5° (maillage)	→ 1°x1° (maillage)
	NOx (PDF.year/kg)		2°x2,5° (maillage)	→ 1°x1° (maillage)
	Stress hydrique	Water (PDF.year/m ³)	Bassins versants (polygones)	→ 1°x1° (maillage)
Santé humaine (DALY)	Effets respiratoires (Formation de particules)	PM2.5 (DALY/kg)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		NH ₃ (DALY/kg)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		NOx (DALY/kg)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		SO ₂ (DALY/kg)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
	Effets respiratoires (Formation d'ozone photochimique)	NM VOC (DALY/kg)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
		NOx (DALY/kg)	États (liste)	→ 1°x1° (maillage)
	Stress hydrique	Water (DALY/m ³)	Bassins versants (polygones)	→ 1°x1° (maillage)

Figure 4-13. Synthèse de la base de données constituée

4.2.3. Développement d'un algorithme de discrétisation

Le Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts doit fournir un score rendant compte de la variabilité spatiale au concepteur. Compte tenu de l'état de l'art établi, trois verrous sont à lever sur la question de la discrétisation :

- la technique de discrétisation utilisée doit mettre en exergue les discontinuités de la série en maximisant les écarts inter-classes ou en minimisant la variabilité intraclasses
- la technique de discrétisation utilisée doit être répliquable et constante (un même cas d'étude doit toujours aboutir aux mêmes résultats et l'identification des paliers naturels de la série doit être automatisée)
- la technique de discrétisation utilisée intervient dans un contexte de décision responsable et la perception des résultats étant centrale, il convient de fournir une preuve de confiance au concepteur

Par ailleurs, comme identifié dans l'état de l'art, si les techniques de discrétisation algorithmiques présentent l'avantage de reproduire une identification des seuils naturels, ils requièrent une certaine puissance de calcul et, donc, du temps car ils fonctionnent sur un principe de comparaison des données deux à deux. Dans notre cas, le nombre de données utilisées s'élève à plus de 14 000 pour chacune des 22 couches de caractérisation. Dans cette proposition, il est donc également question de définir un algorithme de discrétisation adapté à la taille de ces séries, tout en tenant compte des trois verrous énoncés précédemment.

Afin de se rapprocher des seuils naturels de la série, plutôt que de comparer chaque valeur deux à deux pour en mesurer les écarts, il est proposé d'ordonner les valeurs de la série par ordre décroissant et de dupliquer cette série avec une règle simple consistant à soustraire chaque valeur de la précédente. Par exemple, la série [100 ; 85 ; 79 ; 42 ; 38] donnera [null ; 15 ; 6 ; 37 ; 4]. Cette opération consiste à faire ressortir les pics de discontinuité de la série, tel qu'exemplifié avec la [Figure 4-14](#).

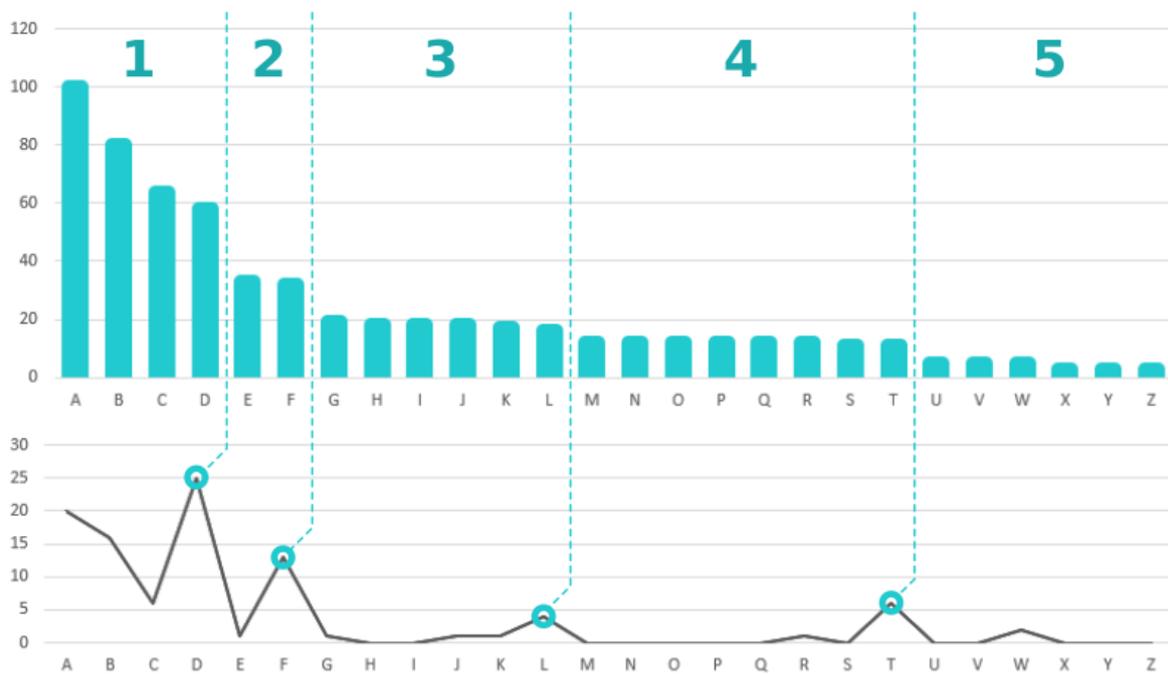


Figure 4-14. Identification absolue des pics de discontinuité pour la discrétisation

Sur la [Figure 4-14](#), la série est discrétisée en 5 classes : pour cela, les 4 plus hauts pics de discontinuité ont été utilisés comme critères de bornes de classes. Ces pics permettent en effet d'identifier les forts écarts inter-classes. Cependant, ces pics sont les valeurs absolues soustraites des données initiales et, si elles permettent d'obtenir un découpage très proche de ce qui aurait pu être fait à l'œil nu, certaines discontinuités relatives peuvent être plus élevées et plus difficiles à voir à l'œil nu. En effet, surtout sur les valeurs basses de la série, des paliers élevés de discontinuité (jusqu'à -55% dans l'exemple précédent) peuvent avoir lieu. Dans le cas de la [Figure 4-15](#), les 4 plus hauts pics de discontinuité relatifs sont différents des pics absolus. Cette approche amène alors à un découpage en 5 classes différent.

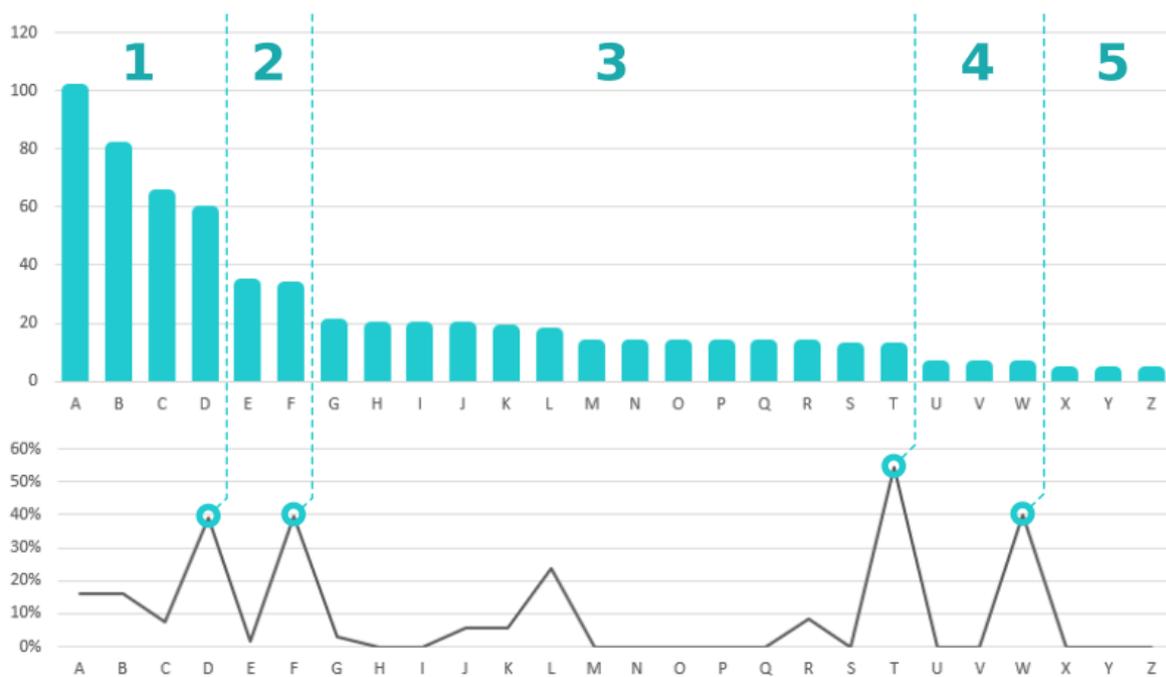


Figure 4-15. Identification relative des pics de discontinuité pour la discrétisation

Si dans cet exemple, les lettres allant de A à Z étaient des localisations géographiques et les valeurs associées des caractérisations d'impact, selon le mode de détection des paliers utilisé pour la discrétisation, la localisation N en milieu de série pourrait être à la fois interprétée comme présentant une sévérité d'impact moyenne (classe 3) ou plutôt basse (classe 4). L'algorithme de discrétisation établi, en PHP, permet de gérer le poids attribué aux aspects absolu et relatif de cette détection des discontinuités. Ainsi, la classification peut être réalisée de façon absolue, relative ou par le biais d'un mixage des deux approches (à 50-50, par exemple). Dans cet algorithme, il est également possible d'opter pour un mixage par défaut entre ces deux approches basé automatiquement sur l'écart-type de la série discrétisée. La division de l'écart-type et de la valeur maximale de la série permet de définir la part pondérée des intervalles relatifs et le reste représente la part pondérée des intervalles absolus (pour un total, donc de 100%). Cette approche arithmétique par défaut permet de garantir la répliquabilité de la méthode, compte tenu du verrou identifié à ce sujet. L'avantage de l'écart-type, en comparaison aux autres règles arithmétiques, est qu'il permet de rendre compte, statistiquement, de la distribution des valeurs de la série et donc de pouvoir prédéfinir si la force des intervalles est plutôt relative ou absolue. Par ailleurs, en regard du verrou sur la

confiance du concepteur, il convient, dans l'indicateur du PSGI, de communiquer un score sous la forme d'une amplitude de résultats allant du 100% absolu à l'écart-type et de l'écart-type au 100% relatif. Ainsi, le concepteur peut comparer différentes localisations (et donc scores) en tenant compte des variations de discrétisation possibles. Cette exposition de l'information sur les variations de discrétisation n'est permise par aucune technique identifiée dans l'état de l'art. L'algorithme de discrétisation complet est disponible en [Annexe 4](#). Un logigramme synthétise l'algorithme sur les deux pages suivantes.

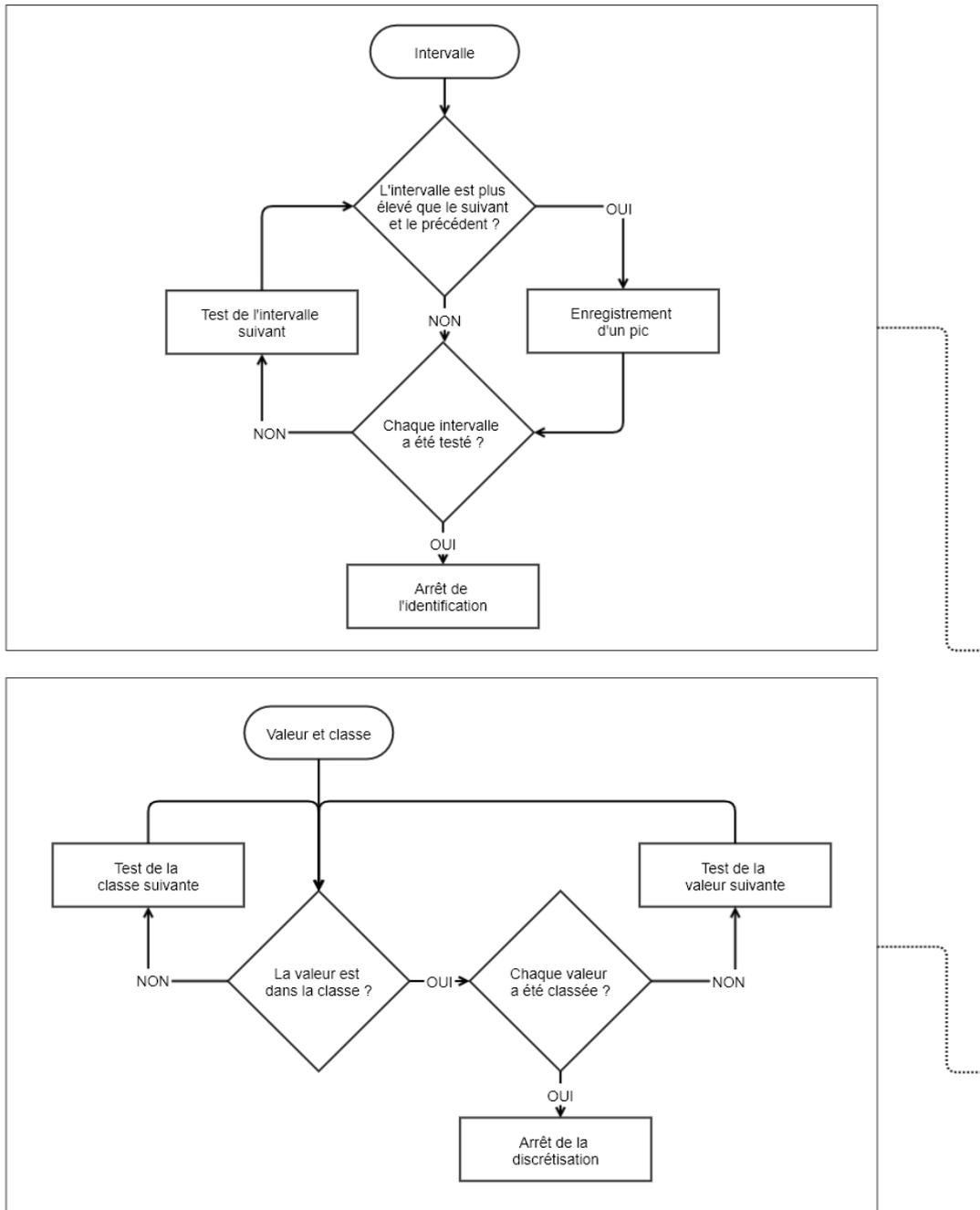


Figure 4-16. Logigramme de l'algorithme de discrétisation (partie 1)

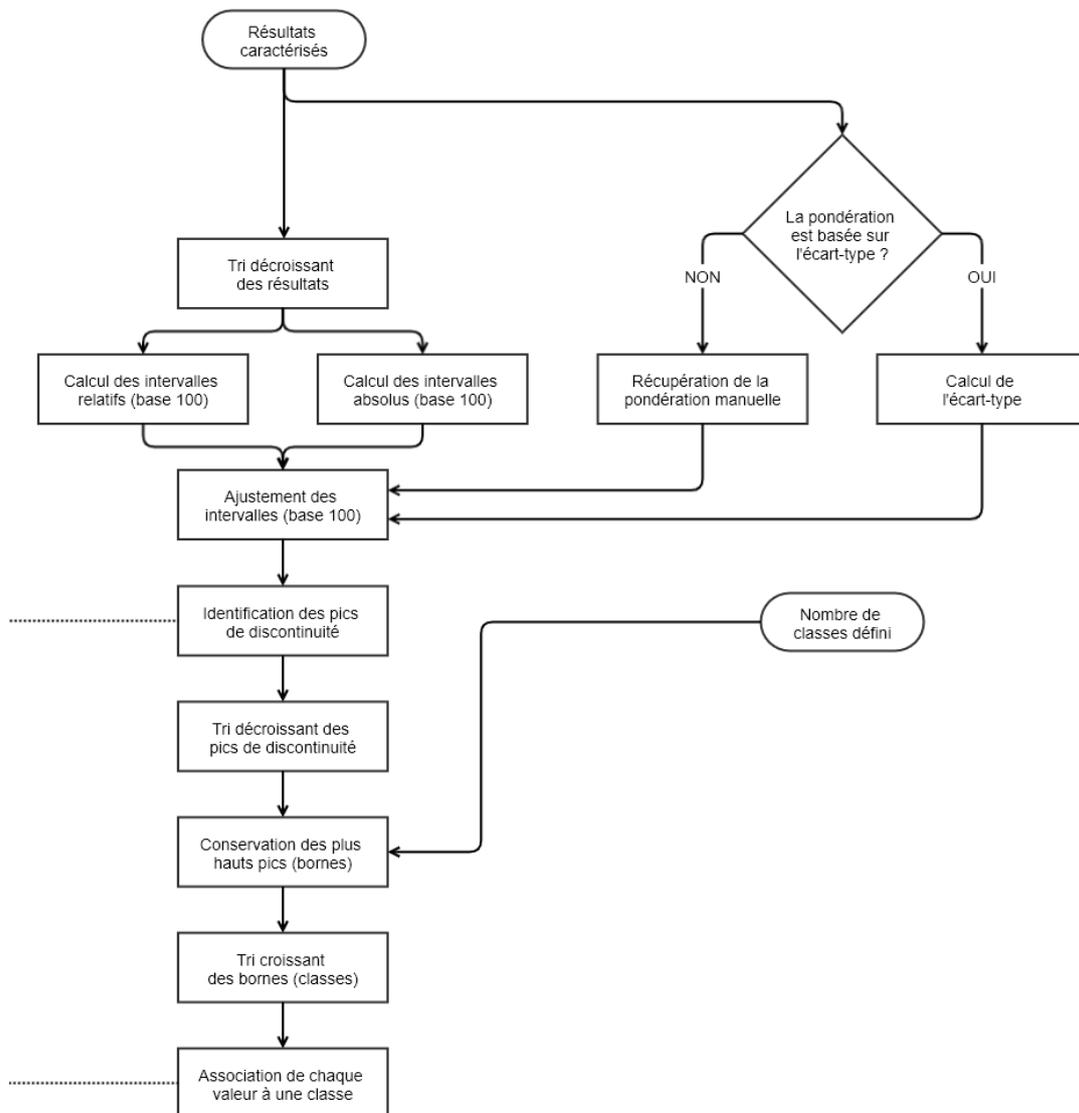


Figure 4-17. Logigramme de l'algorithme de discrétisation (partie 2)

L'algorithme défini permet ainsi de traiter de grandes séries de données avec une puissance de calcul requise modérée, tout en levant les trois verrous identifiés quant à cette opération. La section suivante vise à déterminer le format du PSGI et donc, notamment, le nombre de classes qui devra être défini par la discrétisation.

4.2.4. Détermination d'un Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts

Le Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts doit être proposé sous un format facilitant la comparabilité. Dans ce cadre, l'indicateur est attendu sur une base quantitative et en valeur relative. En effet, compte tenu du gap scientifique observé sur la sévérité des impacts (et c'est notamment un aspect-clé justifiant cette proposition), cette notion-ci n'est pas définie et n'a pas d'unité. Il va donc de soi que l'affichage d'une valeur absolue n'aurait pas de sens. Afin de maximiser la capacité de comparaison de l'indicateur, les scores non-numériques sont écartés. C'est par exemple le cas des notations lettrées proposant une amplitude A, B, C, D, E, F. Un nombre de classes trop restreint atténuerait, voire anéantirait la lisibilité de l'indicateur. L'indicateur propose un classement des localisations allant de la sévérité d'impact la plus faible à celle la plus forte. En cohérence avec cette logique de classement et avec la représentation de la caractérisation à laquelle le concepteur est habitué en ACV, l'amplitude retenue pour l'indicateur est de 0 à 100, tel un pourcentage, ou 0 à 10 sur un score décimal.

Dans la construction du PSGI, trois niveaux d'informations sont identifiés afin de répondre à la problématique d'intégration de la variabilité géographique par le concepteur :

- l'indicateur doit permettre de comparer des localisations en termes de sévérité d'impacts
- l'indicateur doit permettre de tenir compte des variations de discrétisation pour la comparaison des localisations
- l'indicateur doit permettre de réaliser un choix responsable alternatif dans la localisation des procédés

Ainsi, trois niveaux de lecture complémentaires sont envisagés dans le PSGI. Le premier niveau vise à rendre compte d'un double score (un pour chaque aire de protection) allant de 0 à 10 afin d'offrir une première approche de comparaison des localisations. Le deuxième niveau de l'indicateur a pour objectif de rendre compte des variations possibles de

discrétisation en mettant à disposition un score plus précis (avec cette fois-ci une classification en 1000 classes) et en affichant la variations de scores liées aux considérations absolues et relatives des discontinuités de la série. Enfin, le troisième niveau de l'indicateur a pour objectif de permettre la simulation mondiale (et donc le choix) du procédé étudié, sous forme planisphérique.

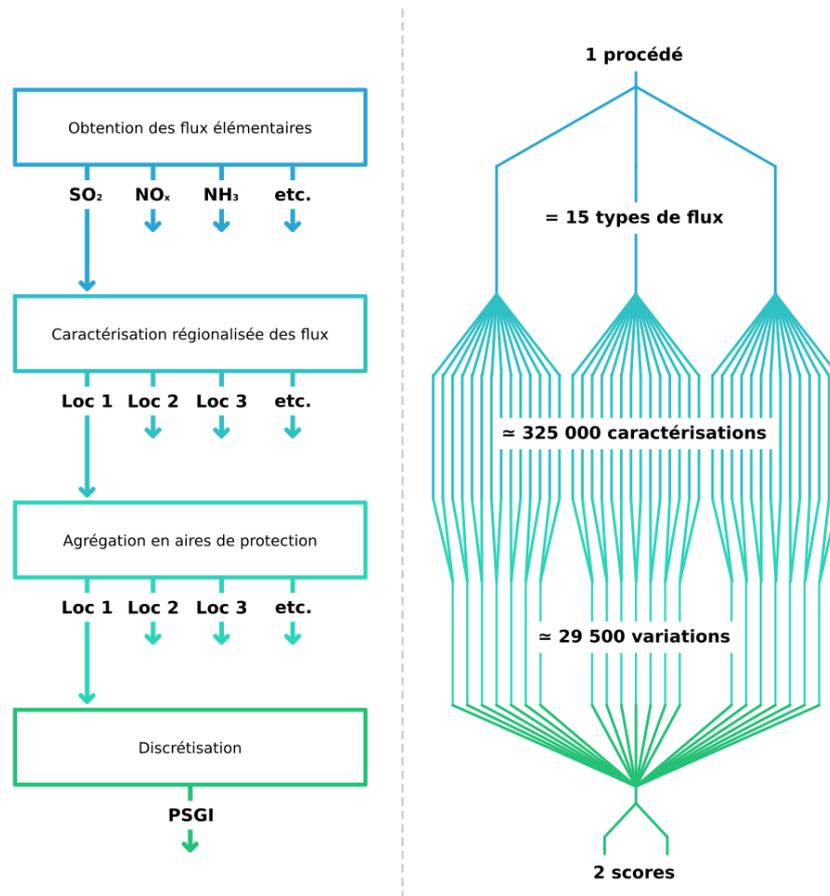


Figure 4-18. Schéma de calcul du PSGI

Comme schématisé avec la [Figure 4-18](#), le calcul des scores du PSGI est réalisé en quatre étapes. La première étape est l'obtention des flux élémentaires liés aux procédés utilisés dans la conception (ex: production de plastique, découpage laser, traitement imperméabilisant, transport en camion, etc.). Cette obtention peut être réalisée directement via un inventaire des flux (mais ceci nécessite des instruments de mesures spécifiques et peut potentiellement poser un problème de décalage temporel entre ces mesures et les décisions de conception) ou à

l'aide d'une base de données d'ACV comme celles identifiées dans l'état de l'art. Via ces bases, il est possible de récupérer les flux élémentaires contribuant aux impacts étudiés et régionalisés. Ces flux sont détaillés dans la section précédente, à la [Figure 4-13](#). Il y a au total 22 flux caractérisés dont certains sont considérés dans plusieurs catégories d'impacts, ce qui porte le total de flux distincts à 15 quantifiés par procédé. Pour récupérer ces flux, il est recommandé d'utiliser un logiciel d'ACV tel que Simapro, GaBi, Umberto ou openLCA. Ces logiciels offrent la possibilité de réaliser des extractions ciblées, en fonction des modélisations. Sans cela, une obtention des flux est toujours possible manuellement dans les bases de données mais, celles-ci étant constituées de centaines de milliers d'associations flux-procédé, l'usage d'un logiciel permet à la fois de gagner du temps et d'éviter le risque d'erreur humaine. La deuxième étape est la caractérisation régionalisée des flux obtenus. À l'aide de la base cartographique constituée avec les données issues de la méthode LC-IMPACT, chaque flux peut être caractérisé en un impact potentiel, pour chaque maille de 1° disponible dans le masque planisphérique établi. Ce masque contient, pour rappel, 14 722 unités géographiques, ce qui mène alors à environ 325 000 caractérisations différentes. Comme la base cartographique a été uniformisée sous un format maillé de 1°x1°, il est alors possible, en troisième étape, d'agréger les scores pour chacune des deux aires de protection que sont la Santé humaine et la Biodiversité. Cette opération d'agrégation amène à un total disponible d'environ 29 500 variations d'impacts. Enfin, la quatrième et dernière étape de discrétisation permet d'aboutir à 2 scores (Santé humaine et Biodiversité) basés sur les variations géographiques des impacts, pour une localisation donnée.

Afin de tester cet algorithme de calcul (disponible en [Annexe 4](#)), un procédé imaginaire dont les quantités de flux seraient toutes à une unité (selon le type, 1 kg, 1 m² ou 1 m³) a été simulé à Lisbonne, Nairobi, Stockholm et Tokyo.

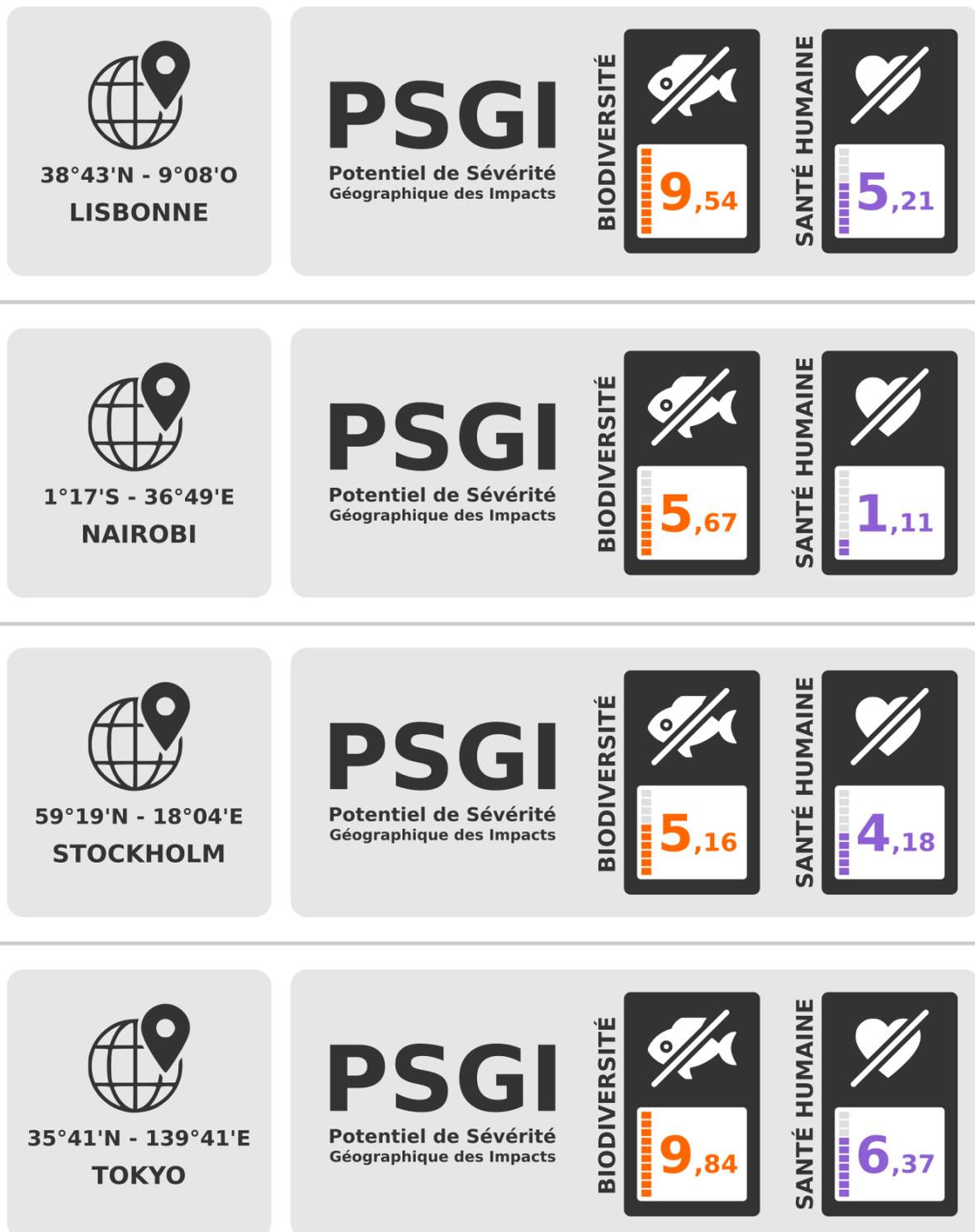


Figure 4-19. Exemple de résultats au PSGI sous forme de cartouches

Les cartouches de la [Figure 4-19](#) correspondent au premier niveau d'indicateur du PSGI. Pour

chaque localisation simulée, on obtient un score de sévérité potentiel allant de 0 à 10. Le zéro absolu a été écarté des classes pour des questions d'interprétation de l'information exposée : la classe la plus basse (ici, 1) correspond à la sévérité potentielle la plus faible et il est préférable d'éviter qu'un zéro soit interprété comme correspondant à une localisation "sans impact", car l'impact a toujours lieu, quelque soit le score de sévérité. Dans le second niveau de l'indicateur, un score de 0,05/10 est donc par exemple possible mais correspond alors à 1/10 dans ce niveau d'indicateur sous forme de cartouches. Les classes sont donc les suivantes :]0 - 1] = 1 ;]1 - 2] = 2 ;]2 - 3] = 3 ; ... ;]9 - 10] = 10.

Dans cet exemple, on observe alors facilement que Tokyo serait la localisation où l'implémentation de ce procédé imaginaire causerait potentiellement l'impact le plus sévère, à la fois sur la biodiversité et sur la santé humaine. Les raisons de cette sévérité peuvent être étudiées en remontant les flux caractérisés dans le calcul (cette opération est prévue dans le chapitre suivant, en expérimentant le PSGI en contexte industriel). De la même façon, il est possible d'observer que Nairobi correspond à la localisation où l'implémentation du procédé pourrait être la moins problématique en regard des impacts étudiés.

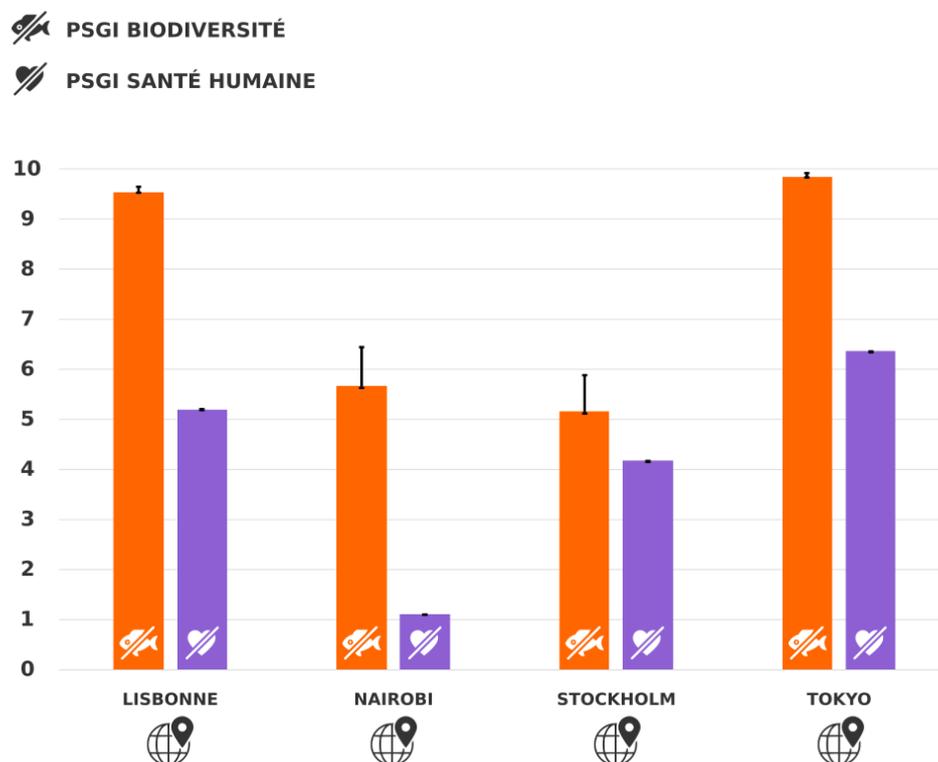


Figure 4-20. Exemple de résultats au PSGI sous forme graphique

Le deuxième niveau de lecture du PSGI est sous la forme d'un histogramme. Celui-ci permet d'obtenir les scores plus précis en utilisant une discrétisation à 1000 classes qui permet alors d'avoir un score à deux décimales. Sur ce graphique, pour chaque localisation, la barre de gauche représente le score de sévérité pour l'impact sur la biodiversité et la barre de droite représente ce score pour l'impact sur la santé humaine. Les barres d'erreurs associés correspondent aux éventuels écarts liés au mode discrétisation. Le score est calculé automatiquement en se basant sur l'écart-type de la série. La valeur haute de la barre d'erreur est le résultat pour un mode de calcul pondéré par les intervalles absolus alors que la valeur basse est obtenue avec une pondération par les intervalles relatifs. Dans cet exemple, on s'aperçoit notamment que, pour le procédé imaginaire en question, la variation de sévérité est plus important pour le PSGI biodiversité que pour le PSGI santé humaine. Cette variation dans la discrétisation est donc dûe à des discontinuités moins marquées dans la série de caractérisations sur cet indicateur. La confiance en cet indicateur doit donc être davantage modérée.

Enfin, le troisième niveau de lecture du PSGI est sous la forme cartographique, comme illustrée à la [Figure 4-21](#) et à la [Figure 4-22](#). Le planisphère, construit sur un maillage de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ permet alors la simulation complète de l'implémentation du procédé. Il permet de rendre compte des localisations les plus critiques, potentiellement, en termes de sévérité et aussi d'indiquer les localisations où les impacts seraient les moins sévères. Par ailleurs, ce format permet également d'apprécier la distribution générale de la série dans l'espace. Il est par exemple permis de voir si, selon les caractéristiques du procédé étudié, les zones de forte sévérité sont rares ou répandues.

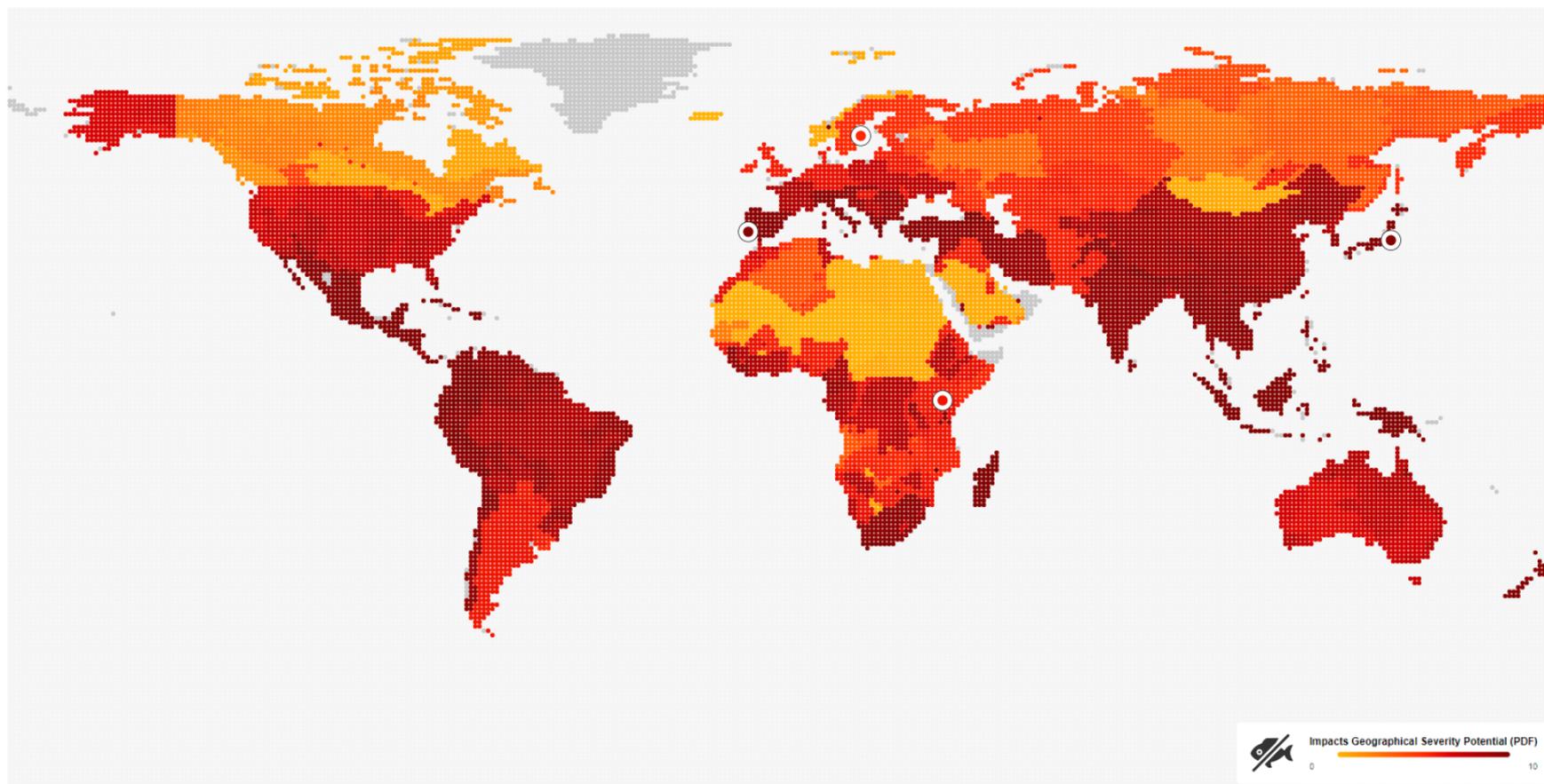


Figure 4-21. Exemple de résultats au PSGI sous forme planisphérique (sévérité Biodiversité)

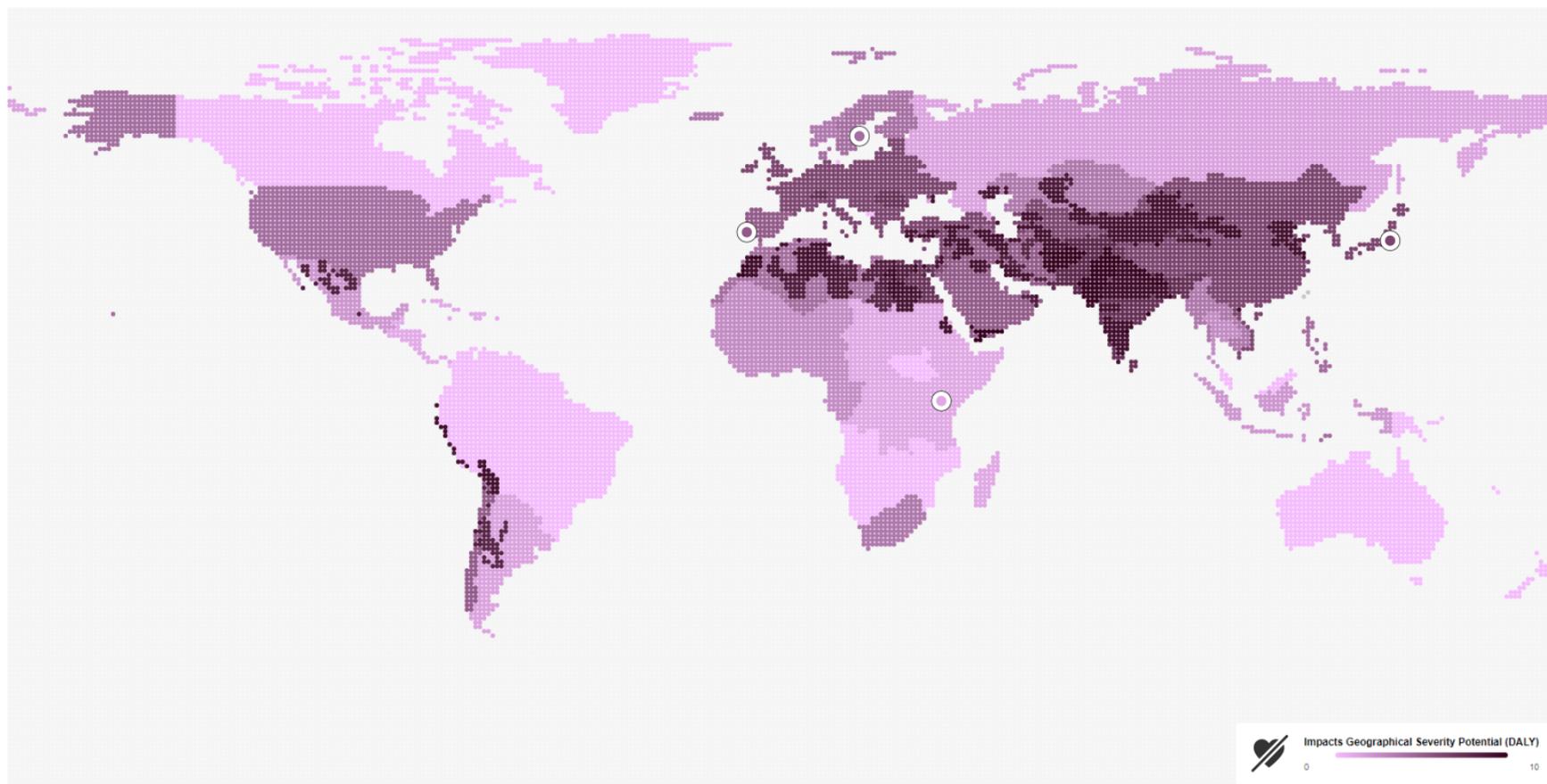


Figure 4-22. Exemple de résultats au PSGI sous forme planisphérique (sévérité Santé humaine)

Synthèse de la proposition

Dans ce chapitre, la proposition de recherche s'est basée sur une approche rétrospective. Il s'agit de définir l'objectif à atteindre pour tester les hypothèses et répondre à la question de recherche. Ce besoin défini a nécessité la réalisation de trois étapes en amont que sont la sélection d'une méthode de caractérisation régionalisée, la construction d'une base de données cartographique et le développement d'un algorithme de discrétisation adapté. Ces trois étapes ont conduit au développement d'un indicateur : le Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts (PSGI). Cet indicateur, qui doit être mis à disposition du concepteur, propose trois niveaux de lecture pour considérer la variabilité géographique de l'implémentation d'un procédé. Ces trois niveaux de lectures répondent à trois besoins du concepteur que sont la comparaison de localisations, la considération des variations de discrétisation et la simulation de localisations.

Dans le chapitre suivant, l'objectif est d'expérimenter la mise en application de cette proposition afin de valider sa faisabilité, son intérêt en termes d'information exposée au concepteur et de comprendre ses éventuelles limites. L'intérêt principal d'une expérimentation est alors de valider l'utilité du PSGI dans la considération de la variabilité géographique en conception, dans le cadre d'une approche responsable. Afin de tester l'approche proposée, il est nécessaire d'inscrire l'expérimentation dans un contexte répondant aux caractéristiques évoquées dans ce chapitre, à savoir que : le niveau de connaissance ou d'expertise environnementale du concepteur est potentiellement limité, l'intention du concepteur est d'agir en faveur d'une prise de décision responsable et ce concepteur dispose des informations technico-économiques relatives à la faisabilité d'implantation de son activité. En ce sens, sur ce dernier aspect, la chaîne de valeurs résultant de l'activité de conception n'est pas encore en place ou sa transformation est planifiée. Sur des critères de faisabilité et en considération des caractéristiques de son bien, procédé ou système, le concepteur a déjà défini des possibilités d'implantations géographiques (liés, selon ses objectifs, à de l'extraction, de l'approvisionnement, de la transformation, de l'utilisation ou même à de l'élimination). Compte tenu de ces différents aspects, l'expérimentation est menée en contexte industriel, avec la SAS PIVERT. Trois procédés de transformation chimique ont été élaborés par cette société et cette dernière souhaite déployer ces procédés en production. Dans ce cadre, leurs potentielles implantations sur des territoires ont été prédéterminées par le concepteur, sur des

critères techniques, économiques et sociaux. L'intention de l'entreprise est de pouvoir réaliser un choix tenant compte des problématiques environnementales induites par la mise en production des procédés. Ainsi, la proposition est déployée sur chacun des trois procédés de la SAS PIVERT.

Chapitre 5

Expérimentation en contexte industriel

Ce chapitre a pour objectif de valider l'intérêt de la mise en œuvre de la proposition détaillée dans le chapitre précédent, en termes d'information exposée au concepteur pour appuyer sa prise de décision responsable. Comme introduit à la fin du quatrième chapitre, cette expérimentation a été menée à travers trois cas d'études avec la SAS PIVERT, société spécialisée dans la bioéconomie. Le choix de ces cas d'études est amené par les caractéristiques du contexte, en particulier : l'intention responsable du concepteur, les informations dont il dispose et les implantations géographiques que le concepteur a prédéterminé sur des critères de faisabilité technico-économique. Les trois cas expérimentés sont des procédés de production dans le domaine de la chimie du végétal. Ces trois procédés ont été développés en laboratoire et une échelle de production industrielle est envisagée par la SAS PIVERT. Dans ce cadre, plusieurs localisations de ces procédés sont possibles et le Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts est utilisé afin de fournir à l'entreprise des informations pour assister leurs décisions quand à la sélection d'une ou plusieurs localisations préférables sur les aspects environnementaux.

En fin de chapitre, une attention particulière est portée sur l'analyse des biais méthodologiques afin de consolider les conclusions tirées des résultats ainsi que les perspectives de recherche associées qui sont synthétisées et discutées dans le dernier chapitre de ce manuscrit.

5.1. Propriétés de l'expérimentation

Dans le cadre de l'expérimentation du PSGI, la réalisation de trois inventaires de cycle de vie a été réalisée avec la SAS PIVERT, à travers le projet Aminol TRL6. La SAS PIVERT est une société créée en 2012, spécialisée dans la bioéconomie, présidée par M. Paul-Joël Derian et dirigée par M. Matthieu Chatillon. Les activités de la société se focalisent sur la chimie du végétal, de la R&D à l'industrialisation de nouveaux produits et procédés de transformation. L'objectif de la SAS PIVERT est alors d'assurer le transfert de ses nouvelles technologies vers l'industrie, en commercialisant les développements issus de son activité de recherche, tout en accompagnant les montées à l'échelle de production. En appui à ces activités, la société bénéficie du soutien de l'État avec le Programme Investissements d'Avenir. Dans ce contexte et en lien avec sa stratégie de développement, la SAS PIVERT cherche notamment à considérer les impacts environnementaux et sociaux liés aux développements de ses procédés.

5.1.1. Présentation des trois cas d'application

Les trois cas d'études mis à disposition par la SAS PIVERT portent sur les synthèses de trois produits réalisés à base de fleurs de tournesol :

- Les polyamines
- Les polyols
- Les amino-alcools

L'ensemble des procédés maîtrisés par la SAS PIVERT et amenant à la production de ces huiles modifiées (telles que nommées dans le projet Aminol TRL6) est considéré dans l'ICV permettant de recueillir les données utiles à la modélisation. Pour chacun des trois cas d'études, l'unité fonctionnelle retenue est la production d'1 kg d'huile modifiée. Le périmètre de l'ICV se limite donc aux étapes de réaction chimique : de la préparation des équipements et machines au conditionnement final de l'huile, en passant par l'ensemble des étapes de transformation, leur contrôle et les tests de fuites. La production d'énergie nécessaire à la production d'1 kg d'huile est considérée et le reste du périmètre se restreint aux portes de l'usine abritant le procédé. Hors périmètre d'analyse, on note particulièrement en amont la

culture des fleurs de tournesol, leur récolte, leur stockage et leur transport jusqu'à l'usine de transformation. La raison de cette exclusion prend son origine dans les objectifs du projet Aminol TRL6 qui visent à étudier les impacts environnementaux des procédés de réaction uniquement. Cette restriction du périmètre n'affecte en rien l'objectif de démonstration dans le cadre de cette thèse puisque la méthode appliquée à un procédé suffit à obtenir les données nécessaires à l'établissement du PSGI. L'ACV du projet Aminol TRL6 est donc partielle et son ICV également.

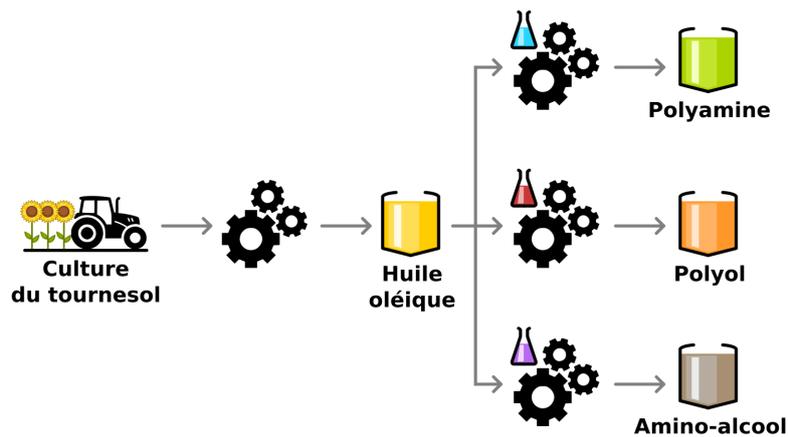


Figure 5-1. Schéma des transformations réalisées par la SAS PIVERT

Les trois procédés utilisent des intrants différents en plus de l'huile de tournesol. Dans ces cas d'études, le périmètre étudié est restreint au procédé de transformation final. Ce périmètre est composé des étapes suivantes :

1. Préparation du réacteur
2. Ajout des réactifs et additifs (différent entre les trois cas d'études)
3. Fermeture du réacteur et mise en agitation
4. Inertage du réacteur
5. Mise en chauffe et mise sous pression
6. Vérification des constantes
7. Arrêt de la chauffe et dégazage du réacteur
8. Traitement des produits

9. Purification (filtration et distillation)

10. Conditionnement du produit

Pour des questions de confidentialité liées au projet Aminol TRL6, les différents intrants et sortants de chacune de ces étapes ne sont pas détaillés dans ce manuscrit. Seules les quantités et unités associées sont communiquées dans une optique de compréhension de l'ICV et de sa caractérisation. Les réactifs et additifs diffèrent d'un cas d'étude à l'autre, sauf pour l'huile oléique 85% consommée qui est commune à chaque procédé. L'ICV des trois cas étudiés sont mis à disposition en annexes.

5.1.2. Objectifs de l'expérimentation

En termes de développement de ces trois nouveaux procédés chimiques, la faisabilité technique est validée et expérimentée pour des quantités de laboratoire (cuve de 20 litres). L'objectif est de passer à une échelle de production industrielle : jusqu'à 100 tonnes d'huile par an (cuve de 2000 litres). Dans ce cadre, la SAS PIVERT se pose la question de la localisation de l'implantation des procédés et des éventuels enjeux environnementaux associés. En modélisant ces trois procédés et en simulant leur localisation à l'aide du PSGI, l'objectif est de découvrir s'il est possible d'extraire une information suffisamment qualitative pour orienter la prise de décision. En amont de cette étude d'impacts et dans le cadre du projet Aminol TRL6, il a été déterminé que six localisations étaient susceptibles d'accueillir les équipements de production des huiles modifiées. Ce panel de localisations a été défini sur des critères de faisabilité technique, logistique, économique et réglementaire. Les six possibilités d'implémentations sont les suivantes :

1. Bazancourt-Pomacle, Grand-Est (France)
2. Saint-Priest, Auvergne-Rhône-Alpes (France)
3. Plouéan, Bretagne (France)
4. Nanjing, Jiangsu Sheng (Chine)
5. São Paulo (Brésil)
6. Edmonton, Alberta (Canada)



Figure 5-2. Possibilités d'implantations des procédés Aminol TRL6

Ainsi, l'objectif pour la SAS PIVERT est de pouvoir déterminer, pour chacun des trois cas étudiés, si des différences notables peuvent être observées en termes d'impacts environnementaux potentiels. Il est à noter qu'en parallèle des ces travaux, une étude d'impact social a également été menée pour compléter l'ensemble des informations mis à disposition pour la prise de décision. En ce qui concerne cette thèse, les objectifs d'expérimentation sont au nombre de trois :

- Observer la pertinence de l'indicateur de PSGI dans le cadre de la prise en compte de la variabilité géographique des impacts environnementaux, par comparaison avec les résultats classiquement obtenus via une ACV spatialisée
- Réaliser une étude de sensibilité à la discrétisation sur les résultats obtenus afin de qualifier la fiabilité de l'information fournie par l'indicateur PSGI, en faisant varier les règles arithmétiques utilisées pour la détermination des classes
- Qualifier l'utilisabilité de l'indicateur PSGI, notamment compte tenu du maillage cartographique mis à disposition, en rapportant les particularités des distributions géographiques de la sévérité

Compte tenu de ces objectifs, un protocole d'expérimentation répliquable pour chacun des cas d'études a été défini et détaillé dans la section suivante.

5.1.3. Protocole d'expérimentation numérique

Le protocole d'expérimentation est numérique et identique pour chacun des trois cas d'études. Les cas d'études sont traités avec le même matériel et dans le même laps de temps (printemps 2018) pour assurer la comparabilité des résultats, même si, a priori, le protocole établi n'est soumis à aucune périodicité qui pourrait affecter l'expérimentation.

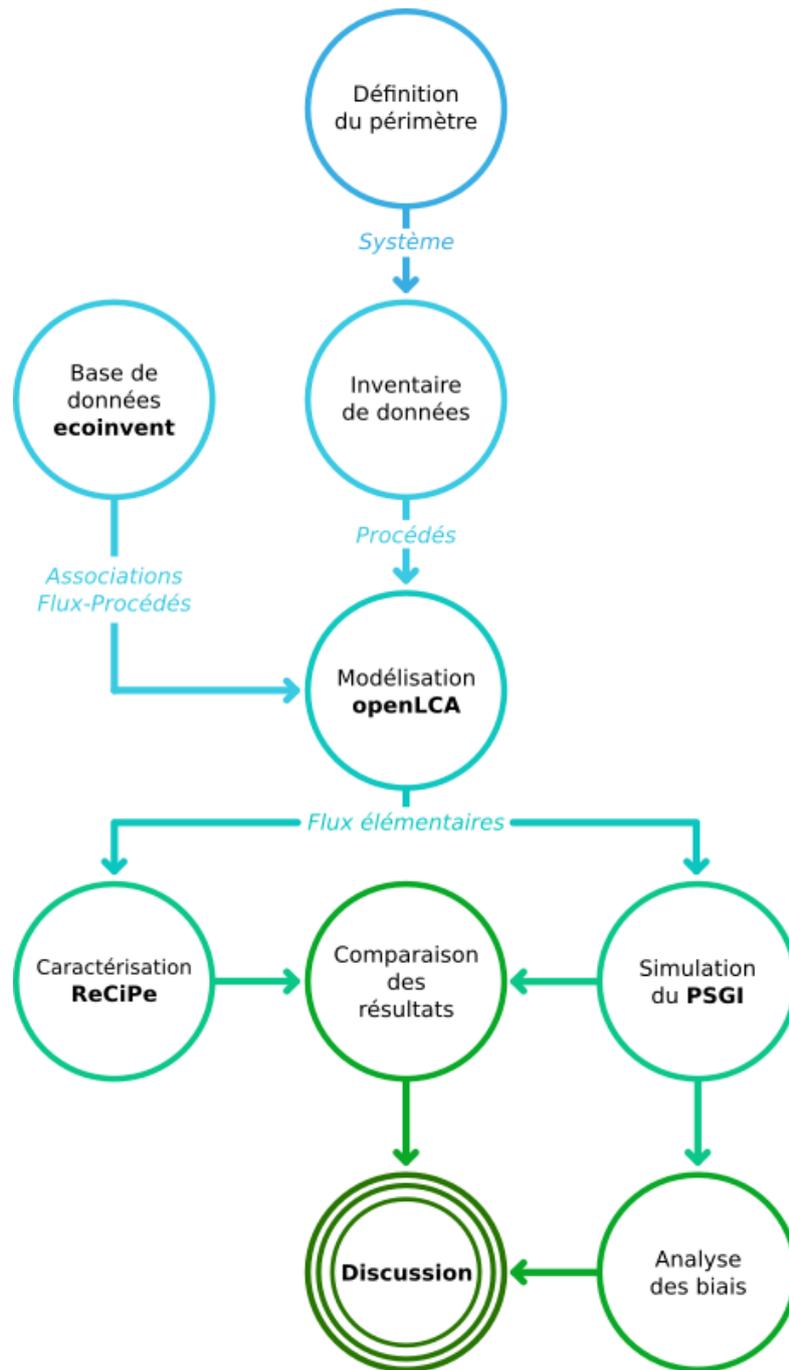


Figure 5-3. Méthodologie d'expérimentation du PSGI

1. Définition du périmètre et inventaire de données

La première étape vise à organiser la collecte des données nécessaires à la modélisation des procédés de production. Les données requises doivent constituer un bilan équilibré des intrants et des sortants du procédé, sur les plans massique et énergétique. Il s'agit donc de réaliser l'inventaire des réactifs et additifs nécessaires à la production de chaque huile modifiée dans une quantité standardisée pour le conditionnement. À cet inventaire, il est nécessaire d'ajouter les émissions et déchets du procédé, ainsi que les éventuelles fuites. En complément, les données de consommation énergétique sont aussi collectées pour chaque étape du procédé.

2. Modélisation du procédé

Pour la modélisation de chaque intrant et sortant des procédés, il convient de définir un lien avec une donnée issue d'une base de données d'ACV. Chaque liaison fait l'objet d'une hypothèse plus ou moins forte dépendant des informations disponibles dans la documentation des bases. Pour chaque cas d'étude, la base de donnéesecoinvent a été utilisée pour la réalisation de ces hypothèses. Cette base a été sélectionnée pour sa complétude et pour la disponibilité de ses jeux de données en matière de produits et substances chimiques. Dans de rares cas, il a été nécessaire d'ajuster les quantités de l'inventaire pour correspondre aux propriétés des données de la base : c'est notamment le cas pour les quantités de graines de tournesol nécessaires à la production d'un litre d'huile oléique. L'ensemble de ces hypothèses a été documenté. Pour des raisons de confidentialité, la documentation de ces hypothèses ne peut être mise à disposition. Cependant, la qualité des hypothèses n'a pas d'influence sur le protocole d'observation des résultats dans le cadre de cette thèse (elle n'a d'intérêt que pour la SAS PIVERT qui pourra s'appuyer sur cette documentation pour éventuellement affiner ses incertitudes). Il est par ailleurs à noter que, pour la validation de la proposition, le choix de la base de données utilisée n'a donc pas d'influence non plus.

Afin de pouvoir déployer la proposition, il est nécessaire de transformer l'inventaire réalisé via la collecte en un bilan de flux élémentaires. Pour chaque flux, il est nécessaire de connaître sa qualification (dénomination), sa quantité, son origine géophysique (en cas de flux consommé) ou son destin géophysique (en cas de flux émis). Afin d'obtenir un tel bilan, il est préférable d'avoir recours à un logiciel spécialisé. Le logiciel sélectionné est openLCA. Il est tout à fait possible d'obtenir des résultats de modélisation identiques avec un autre logiciel tel

que Simapro, GaBi ou Brightway2. Le logiciel openLCA a été sélectionné pour deux raisons :

- l'interface de modélisation, sous la forme d'un arbre, est particulièrement bien adaptée à la modélisation de procédés et systèmes, ce qui est donc avantageux compte tenu des cas d'études
- le code source du logiciel est libre (tout comme celui de Brightway2), ce qui laisse une adaptabilité possible en perspective, voire une intégration éventuelle de l'indicateur PSGI

Le logiciel openLCA, comme l'ensemble de ses concurrents, supporte la base de données ecoinvent qui est utilisée pour obtenir l'inventaire des flux.

3. Caractérisation standard

La modélisation offre un ICV complet avec la quantification et la qualification de l'ensemble des flux élémentaires entrant dans le bilan des procédés. Dans le cadre d'une ACV attributionnelle standard, l'étape suivante vise à caractériser ces flux pour les traduire en potentiels impacts. À des fins de comparaison méthodologique, cette étape est réalisée en parallèle de la simulation du PSGI. La méthode de caractérisation utilisée est ReCiPe, pour les mêmes catégories d'impacts *end-points* étudiées à travers le PSGI. Parmi les méthodes non-spatialisées disponibles et proposant ces indicateurs, ReCiPe est celle ayant reçue la mise à jour la plus récente et c'est la raison pour laquelle, pour l'exemple, cette méthode a été sélectionnée. Par ailleurs, la méthode sélectionnée doit proposer un scope de catégories d'impacts suffisamment large pour réaliser une comparaison avec le PSGI : ReCiPe est l'une des méthodes les plus fournies sur cet aspect.

4. Simulation du PSGI

À l'issue de la modélisation, les flux récupérés sont triés. Il s'agit de n'extraire que les flux pouvant être caractérisés dans l'indicateur PSGI et de les sommer. Ces flux sont ensuite organisés afin que chaque groupe de flux ne corresponde qu'à une seule localisation géographique. L'objectif est alors, sur chaque cas d'étude, de générer une simulation par groupe de flux. Les flux retenus sont fournis à l'algorithme permettant de mettre en œuvre l'indicateur PSGI. Une interface a été réalisée pour accueillir ces données de façon simplifiée

sans avoir à passer par une console. Cette simulation est générée deux fois par groupe de flux : une fois pour l'impact sur la biodiversité et une fois pour l'impact sur la santé humaine.

5. Comparaison et analyse des biais

L'analyse et la comparaison des résultats doivent permettre d'observer si l'indicateur PSGI délivre une information suffisamment discriminante pour orienter la sélection d'une localisation géographique pour l'implantation des procédés étudiés. L'analyse des biais est réalisée en mesurant les écarts de valeurs affichés au niveau de l'indicateur et les incertitudes liées au maillage cartographique. Sur l'échelle de l'indicateur PSGI, allant de 0 à 10, il s'agit notamment de confronter l'écart-type de la simulation au niveau mondial aux résultats obtenus pour les localisations précises étudiées. Par ailleurs, il s'agit aussi d'étudier le score moyen dans un rayon autour de la localisation : ce rayon correspondant à un périmètre de diffusion potentiel des substances étudiées de 450km, le maximum pour les NO_x (GRECO ET AL., 2007).

Une étape de traitement des résultats vise également à modifier les paramètres de discrétisation définis dans l'indicateur PSGI. Les variations de ces paramètres sont de deux types :

- La variation des pondérations entre valeur haute et écarts
- La variation du nombre de classes

Cette analyse de sensibilité de l'indicateur permet de valider ou de modérer la teneur des conclusions sur les cas d'études. Si la variation observée sur les résultats est faible, les résultats peuvent être considérés comme fiables, car les paramètres de discrétisation utilisés ont une faible influence sur le résultat. En revanche, si la variation observée est élevée (avec des résultats très différents en fonction des paramètres de discrétisation sélectionnés), il convient d'accorder une confiance moyenne aux résultats obtenus, ceux-ci présentant une trop grande incertitude.

5.2. Mise en œuvre de la proposition

5.2.1. Définition du périmètre et inventaire des données

Comme présenté dans la section précédente, les trois procédés de production étudiés tirent leur matière première de la culture du tournesol. Les fleurs de tournesol sont transformées en huile et celle-ci est additionnée à certains réactifs afin de produire des polyamines, des polyols ou des amino-alcools. Pour rappel, le périmètre étudié s'arrête aux portes de l'usine, tel que défini dans le cadre du projet Aminol TRL6.

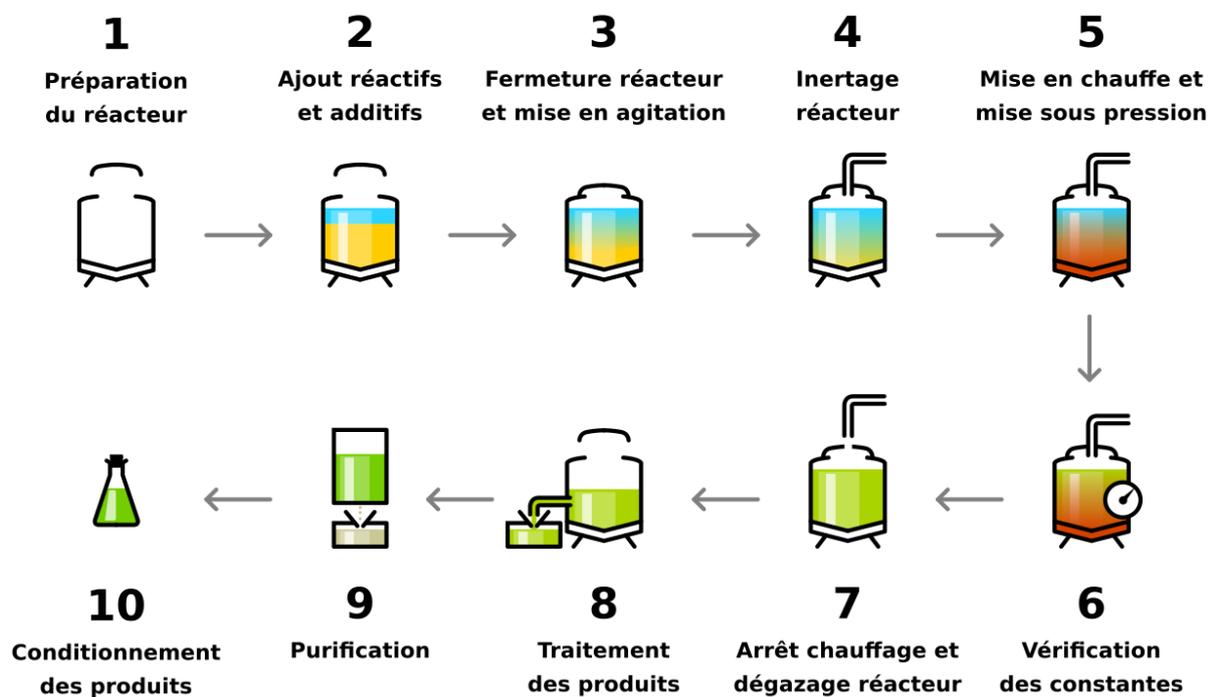


Figure 5-4. Étapes incluses dans le périmètre des procédés

Pour chacun des trois procédés étudiés, ces 10 étapes de production sont les mêmes, à la différence que ces étapes présentent des entrées et sorties (matières et énergie) différentes. Par ailleurs, la quantité de référence produite déterminant le périmètre diffère d'un procédé à l'autre. Cette quantité produite est de :

- 1172,5 grammes pour la production de polyamine

- 1000 grammes pour la production d' amino-alcool
- 1375 grammes pour la production de polyol

Il est à noter qu'aucun co-produit ou sous-produit n'est identifié sur ces procédés mais qu'il aurait été nécessaire de les considérer si tel avait été le cas, pour équilibrer le bilan d'entrées et sorties. Les déchets liés aux procédés font partie du périmètre d'étude.

La collecte des données a été réalisée sous la forme d'enquêtes auprès des personnes en charge de la mise en œuvre des procédés au sein de la SAS PIVERT.

Pour rappel, le périmètre de collecte de données sur les cas d'études est borné aux portes de l'usine. Ceci signifie, dans ce cas précis, qu'aucune hypothèse sur la quantité ou la qualité des données collectées n'est donc à formuler. L'ensemble des flux et émissions ont été relevés sur le site pilote hébergeant le procédé étudié.

INTRANTS			ÉTAPE	EXTRANTS	
Étape 1					
156650 g	Diazote	A-I1	Préparation réacteur	Diazote	156650 g
58 kWh	Électricité	A-E1			
Étape 2					
1327 g	Huile tournesol oléique 85%	A-I2	Ajout réactifs et additifs	A-O2	1382 g
1,94 g		A-I3			
582 g		A-I4			
1382 g		A-I5			
4,92 g		A-I6			
Étape 3					
144 kWh	Électricité	A-E2	Fermeture réacteur et mise en agitation	/	/

Figure 5-5. Extrait de l'inventaire du procédé de production de polyamine

Afin de respecter la confidentialité des données relatives à ces procédés, plusieurs substances ont été anonymisées. La Figure 5-5 est un extrait de l'un des inventaires fournis en annexes. Dans ces inventaires, les substances ont toutes un code de référence, notamment dans un souci d'identification des substances anonymisées (en grisées). Cet inventaire, étape par étape, établit le bilan des intrants et extrants de chacun des trois procédés, avec les quantités associées. Dans ces inventaires, en annexes, la mention "HS" signifie "Hors Scope" : il s'agit des extrants sortant du périmètre en fin de procédé.

5.2.2. Modélisation et caractérisation

La première étape de la modélisation vise à établir les correspondances entre les flux intermédiaires de l'inventaire et des données de la base *ecoinvent*. Par exemple, pour chaque consommation électrique, il s'agit d'associer un procédé de production de cette énergie (en spatialisant lorsque la base le permet). Chacun de ces procédés de la base est marqué par un identifiant unique (UUID).

Flux	UUID associé	Justification de la correspondance
Diazote	A-11 06b8d05b-e1e6-427b-929c-bb55e84e7c08	Le procédé requiert du diazote (sous forme gazeuse
Huile tournesol oléique 85%	A-12 20d649c2-db6b-4c9a-b529-409c9d43748e	L'huile est approximée par des graines de tournesol.
	A-13	Le composé le plus critique, potentiellement, en ter
	A-14	La production et les propriétés du
	A-15	Donnée correspondante à l'intitulé et aux propriétés:
	A-16	La est approximée par du
Diazote	A-17 06b8d05b-e1e6-427b-929c-bb55e84e7c08	Le procédé requiert du diazote (sous forme gazeuse
Dihydrogène	A-18 3f14ad74-3caf-4ddc-9155-c78e40f80a14	La production du Dihydrogène est approximée par d
Monoxide de carbone	A-19 d349d8a1-79fb-433e-8bf4-64fbdaf6f57a	Donnée correspondante à l'intitulé et aux propriétés:
	A-110	La est une , une variété
	A-111	Donnée correspondante à l'intitulé et aux propriétés:
Eau	A-112 2f7ff1bc-5e10-4276-b365-af34a3654eb8	Donnée correspondante à l'intitulé et aux propriétés:
Flacon en verre vide	A-113 de2715c2-36f5-433f-9aa1-0f1177c37690	Donnée correspondante à l'intitulé et aux propriétés:
Électricité	A-E1 /	L'origine de la production d'électricité dépend de la
Électricité	A-E2 /	L'origine de la production d'électricité dépend de la
Électricité	A-E3 /	L'origine de la production d'électricité dépend de la
Électricité	A-E4 /	L'origine de la production d'électricité dépend de la
Diazote	A-O1 04176bc2-32ec-48b4-88f7-65f57c6d1293	Les émissions de Diazote sont approximées par le dc
	A-O2	Donnée correspondante à l'intitulé et aux propriétés:

Figure 5-6. Extrait du tableau associatif avec ecoinvent

Pour chaque flux du périmètre de modélisation, un UUID est associé et accompagné d'une justification de la sélection de cet identifiant (Figure 5-6). Ce tableau associatif permet de centraliser l'ensemble des hypothèses de modélisation. En ACV, il permet notamment de guider l'analyse de sensibilité visant à déterminer la fiabilité des hypothèses : il s'agit de faire varier des associations établies afin d'en observer le changement sur les résultats de caractérisation d'impacts. Si cette analyse de sensibilité peut être menée dans le cadre du projet Aminol TRL6, elle ne fait pas partie de l'expérimentation développée dans cette thèse. L'objectif de cette expérimentation est de valider ou invalider la proposition (soit d'observer l'apport informationnel du PSGI dans le processus de sélection d'un site de mise en production des procédés) : dans cette optique, la sensibilité des hypothèses de modélisation n'a aucune

conséquence. Il s'agira, en revanche, de réaliser une analyse des biais méthodologiques pour consolider les résultats de l'expérience.

Une fois les associations établies, pour chacun des trois procédés, les modélisations de ces derniers sont réalisées avec le logiciel openLCA. Il s'agit de renseigner l'inventaire établi en connectant les flux intermédiaires de chaque étape des procédés.

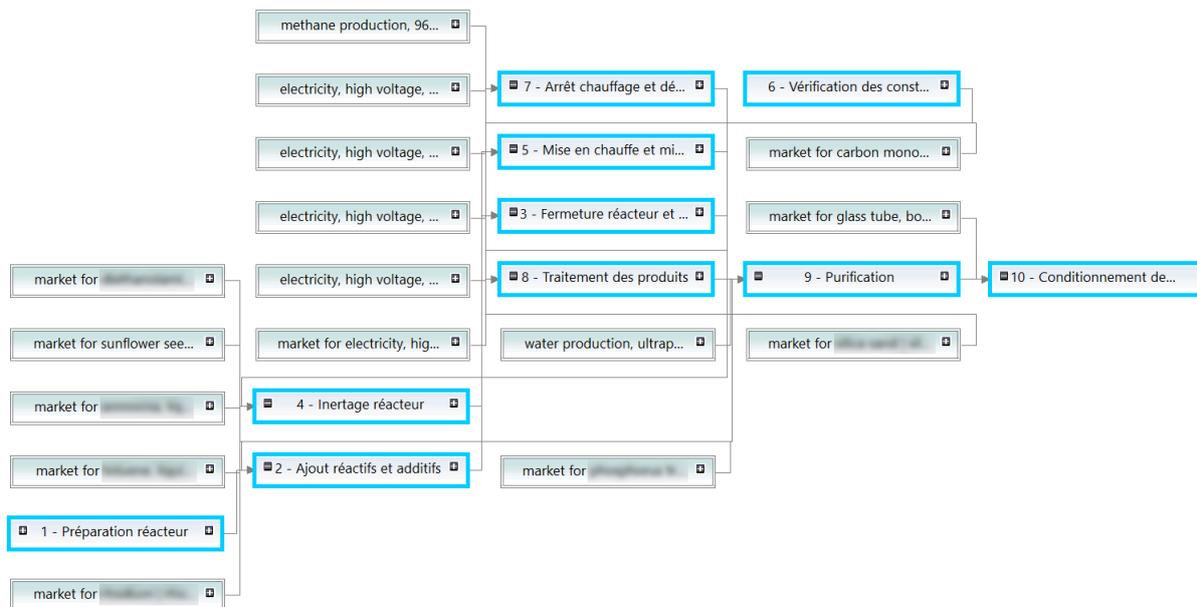


Figure 5-7. Modélisation du procédé de production de polyamine dans openLCA

La Figure 5-7 représente la modélisation graphique, dans openLCA, du procédé de production de polyamine. On y retrouve les 10 étapes détaillées dans l'inventaire. De ces 10 étapes, il est alors possible d'extraire un ensemble de flux élémentaires réunis en une même localisation (celle de l'usine de production). Tous ces flux sont associés à une catégorie (ressource ou émission) et à une sous-catégorie (ex : ressource biotique, ressource abiotique, etc.). Au total, ces combinaisons [flux | catégorie | sous-catégorie] sont au nombre de 282 entrants et 1706 extrants pour les trois procédés étudiés. Parmi ces flux, en fonction des catégories d'impacts étudiées, certains entrent dans le calcul de caractérisation. Pour cette étape de caractérisation, la méthode ReCiPe a été utilisée. Cette méthode permet la caractérisation au niveau *mid-point* ou *end-point*. Elle propose trois scénarios de caractérisation : *Individualistic*, *Hierarchic* et *Egalitarian*, correspondant respectivement à la modélisation d'impacts sur le court terme,

moyen terme et long terme. Ces scénarios vont du plus optimiste (dissipation des impacts en 20 ans) au plus pessimiste (dissipation en 1000 ans). Le scénario *Hierarchist* est le scénario consensuel moyen avec une dissipation sur 100 ans. Dans cette modélisation, la méthode ReCiPe *end-point Hierarchist* est donc utilisée pour les deux catégories d'impacts couvertes par le PSGI : la santé humaine et la perte de biodiversité.

Pour une production de 1 000 grammes, les impacts potentiels, caractérisés avec ReCiPe, sur la biodiversité sont les suivants :

- $6,400^{10^{-6}}$ PDF pour la production de polyamine
- $7,244^{10^{-6}}$ PDF pour la production d'amino-alcool
- $5,457^{10^{-6}}$ PDF pour la production de polyol

Malgré un même mode opératoire, on observe des potentielles variations d'impacts entre chaque procédé, dûes aux différents intrants utilisés. L'impact potentiel PDF de la production d'amino-alcool est environ 33% plus élevé que celui de la production de polyol.

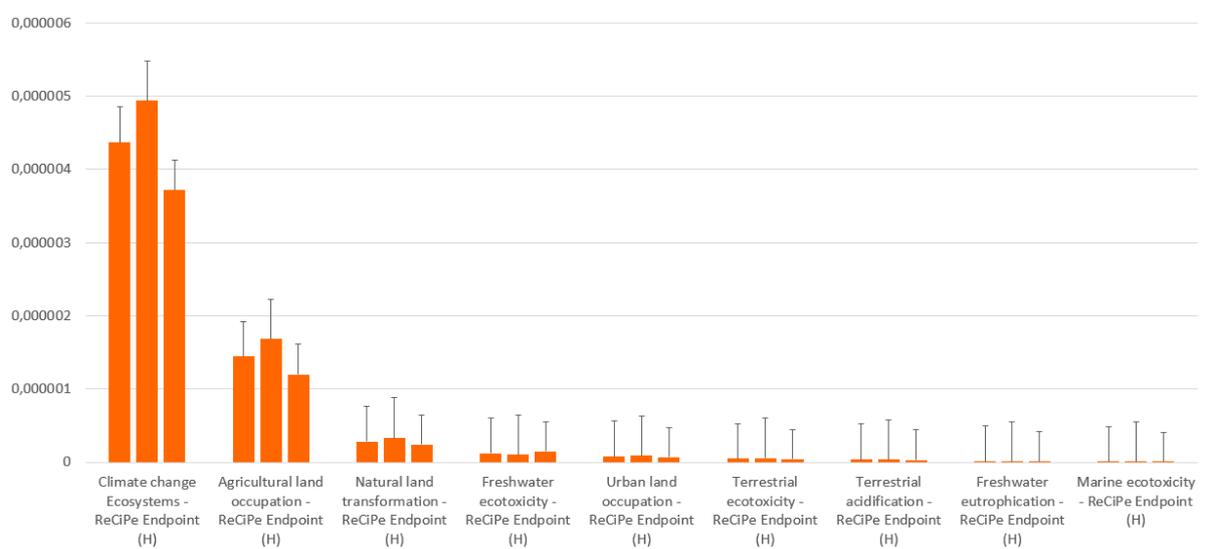


Figure 5-8. Caractérisation de l'impact sur la biodiversité des trois procédés de production (en PDF)

Pour une production de 1 000 grammes, les impacts potentiels, caractérisés avec ReCiPe, sur

la santé humaine sont les suivants :

- $1,570^{10^{-3}}$ DALY pour la production de polyamine
- $1,639^{10^{-3}}$ DALY pour la production d'amino-alcool
- $1,364^{10^{-3}}$ DALY pour la production de polyol

En ce qui concerne l'impact potentiel sur la santé humaine, on observe un impact de la production d'amino-alcool environ 20% plus élevé que celui de la production de polyol.

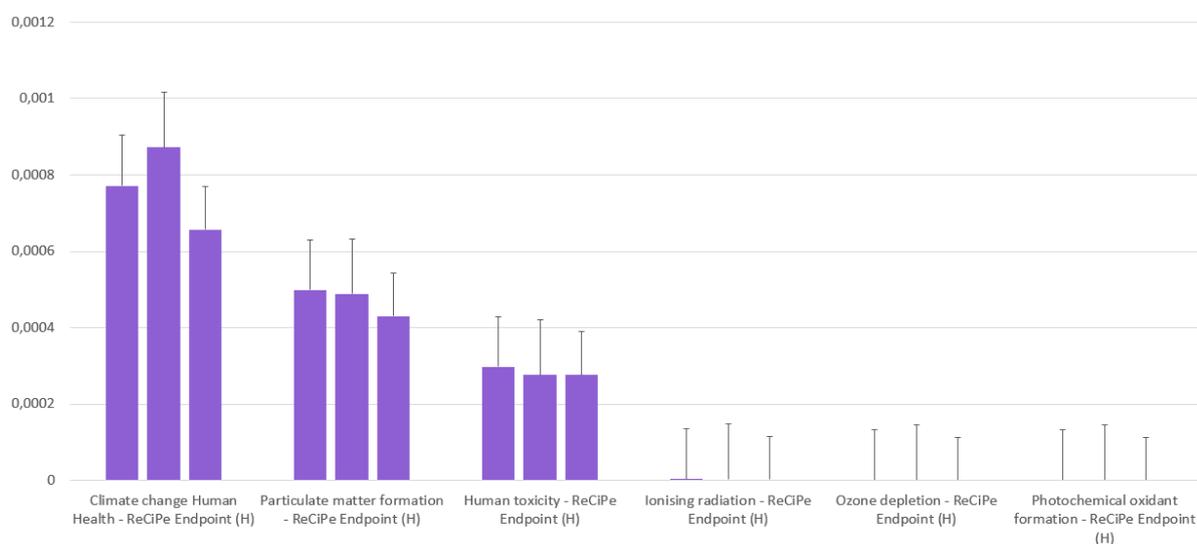


Figure 5-9. Caractérisation de l'impact sur la santé des trois procédés de production (en DALY)

Sur la [Figure 5-8](#) sont représentés les résultats de caractérisation des procédés de production de polyamine, d'amino-alcool et de polyol (de gauche à droite), en PDF. La [Figure 5-9](#) représente ces résultats en DALY. Ces deux graphiques donnent les parts de contribution de chaque catégorie d'impact à l'aire de protection étudiée. Pour les deux aires de protection, le changement climatique est la principale catégorie contributrice aux dommages. Ce point particulier est à retenir dans le cadre de la comparaison avec la simulation du PSGI réalisée dans la section suivante. On note également que certaines catégories d'impacts présentent une contribution très faible (mais non nulle). Le détail des résultats est fourni en [Annexe 6](#).

La caractérisation précédente a été réalisée en sélectionnant, dans la base ecoinvent, des

données génériques mondiales. Dans le cadre du projet Aminol TRL6, six localisations sont envisagées pour l'implantation des procédés. La modélisation réalisée dans openLCA est paramétrique et il est donc possible de caractériser les impacts en spatialisant l'inventaire. Il est notamment possible et nécessaire dans le cadre d'une ACV spatialisée d'adapter le mix énergétique de la modélisation à la zone géographique. En effet, par exemple, le mix électrique français repose à environ 70% sur le nucléaire alors que le mix électrique chinois repose à environ 65% sur le charbon. Ces spécificités géographiques induisent des variations d'impacts évidentes. Les zones géographiques les plus précises disponibles dansecoinvent sont les suivantes :

1. Bazancourt-Pomacle : zone FR (France métropolitaine, 643 801 km²)
2. Saint-Priest : zone FR (France métropolitainen, 643 801 km²)
3. Plouéan : zone FR (France métropolitaine, 643 801 km²)
4. Nanjing : zone CN-JS (Chine - Jiangsu Sheng, 102 600 km²)
5. São Paulo : zone BR (Brésil, 8 516 000 km²)
6. Edmonton : zone CA-AB (Canada - Alberta, 661 848 km²)

À l'échelle des impacts étudiés, on s'aperçoit que les zones permettant la spatialisation sont peu adaptées. Les superficies sont en effet très étendues, ce qui implique des incertitudes relativement fortes. La zone la plus proche de l'échelle du site est celle du Jiangsu Sheng avec 102 600 km². Pour l'implantation à São Paulo, aucune donnée provinciale n'est disponible et seule l'échelle du pays (Brésil) peut être utilisée, soit une superficie de 8 516 000 km². Il y a un rapport de 1 à 83 entre ces deux superficies.

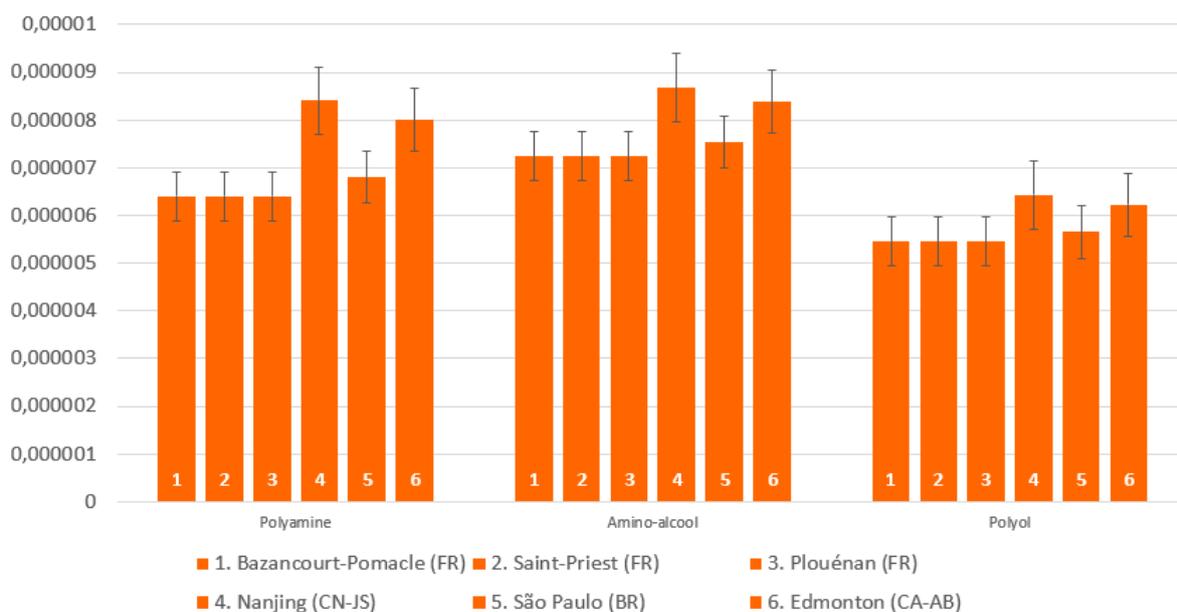


Figure 5-10. Résultats ReCiPe avec différenciation spatiale de l'inventaire (en PDF)



Figure 5-11. Résultats ReCiPe avec différenciation spatiale de l'inventaire (en DALY)

Sur les deux graphiques précédents (Figure 5-10 et Figure 5-11), il est tout d'abord possible de

remarquer qu'aucune distinction n'est possible entre les trois premières localisations, toutes situées en France. Néanmoins, que ce soit au niveau de l'impact sur la biodiversité ou sur la santé humaine, on remarque des variations potentielles d'impacts liées à la spatialisation de l'inventaire. Pour le procédé de production de polyamine, cette variation va jusqu'à un potentiel d'impact 31% plus élevé à Nanjing (Chine) qu'en France.

Avec une telle approche, classiquement menée en ACV, il serait éventuellement recommandé d'éviter une implantation des procédés en Chine ou au Canada. Aucune préférence d'implantation n'est à mettre en avant parmi les quatre autres localisations. Par ailleurs, pour le procédé de production de polyol, les variations potentielles d'impacts sont plus réduites : en considération de l'erreur-type, il est même difficile de formuler une quelconque recommandation compte tenu de la proximité des résultats pour les six localisations étudiées.

5.2.3. Simulation du Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts

Avec la modélisation effectuée à l'aide du logiciel openLCA et de la base de données ecoinvent, il est possible d'obtenir l'inventaire de l'ensemble des flux élémentaires en entrée et en sortie de chaque procédé. Ces flux élémentaires ont été utilisés pour la caractérisation d'impacts avec la méthode ReCiPe *end-point* (H). Pour le calcul du Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts, ces mêmes flux sont utilisés afin de réaliser toutes les opérations nécessaires à une simulation d'implantation mondiale puis discrétisés, conformément à la proposition détaillée dans la section précédente.

Pour chacun des trois procédés de production étudiés, le PSGI est généré sur ses trois niveaux de lecture (scores sous forme de cartouches, graphique avec variations de discrétisation et simulation cartographique planisphérique). L'objectif est notamment d'observer, dans ces cas précis, si le PSGI peut apporter une information utile au processus de décision en situation de conception, dans l'optique de trancher sur une localisation d'implantation de procédé, en considération des problématiques de responsabilité du concepteur (soit la minimisation des impacts potentiels).

Comme décrit dans la proposition, 15 types de flux élémentaires sont à extraire de la modélisation pour le calcul du PSGI. Pour chacun des trois procédés, la première étape dans l'obtention des résultats a donc consisté en l'identification des flux concernés. Au total, pour chaque procédé, 282 intrants et 1704 extrants constituent le bilan des flux élémentaires. Parmi ceux-ci, 73 flux utiles aux calculs de différenciation spatiale ont été identifiés (ces 73 flux étant ensuite regroupés en 15 types élémentaires pour le calcul). En somme, 1913 flux sur 1986 ne sont pas pris en compte dans la différenciation d'impacts. Deux raisons sont à relever quant à cette observation :

- certains de ces flux n'ont pas d'effet dans la chaîne de causalité des impacts étudiés
- certains de ces flux ont un effet mais celui-ci n'est, à ce jour, pas quantifié (faute d'études approfondies à leurs sujets) ou jugé peu critique en comparaison d'autres substances

Cette observation n'est pas une spécificité de la différenciation spatiale : elle se retrouve dans toutes les méthodes de caractérisation d'ACV, notamment ReCiPe.

5.2.3.1. Simulation pour le procédé de production de polyamine



Figure 5-12. Résultats au PSGI du procédé de production de polyamine

Pour le procédé de production de polyamine, on observe qu'aucune différence de sévérité n'est à relever entre Bazancourt et Plouéan. Les résultats pour Saint Priest sont très proches (avec 4,90/10 au lieu de 4,89/10 sur la biodiversité). Cette absence de différenciation spatiale est potentiellement dûe à un ensemble de flux issu de la méthode LC-IMPACT avec une répartition par pays. Sur l'aire de protection de la biodiversité, les localisations françaises seraient potentiellement les moins sévères alors qu'Edmonton présente le score de sévérité le plus élevé avec 8,02/10. Pour l'aire de protection de la santé humaine, c'est Edmonton qui obtient le score de sévérité le plus bas avec 0,03/10 alors que Nanjing obtient le score le plus élevé avec 6,67/10. Les variations des paramètres de discrétisation ne remettent pas en cause ces résultats basés sur l'écart-type (Figure 5-13).

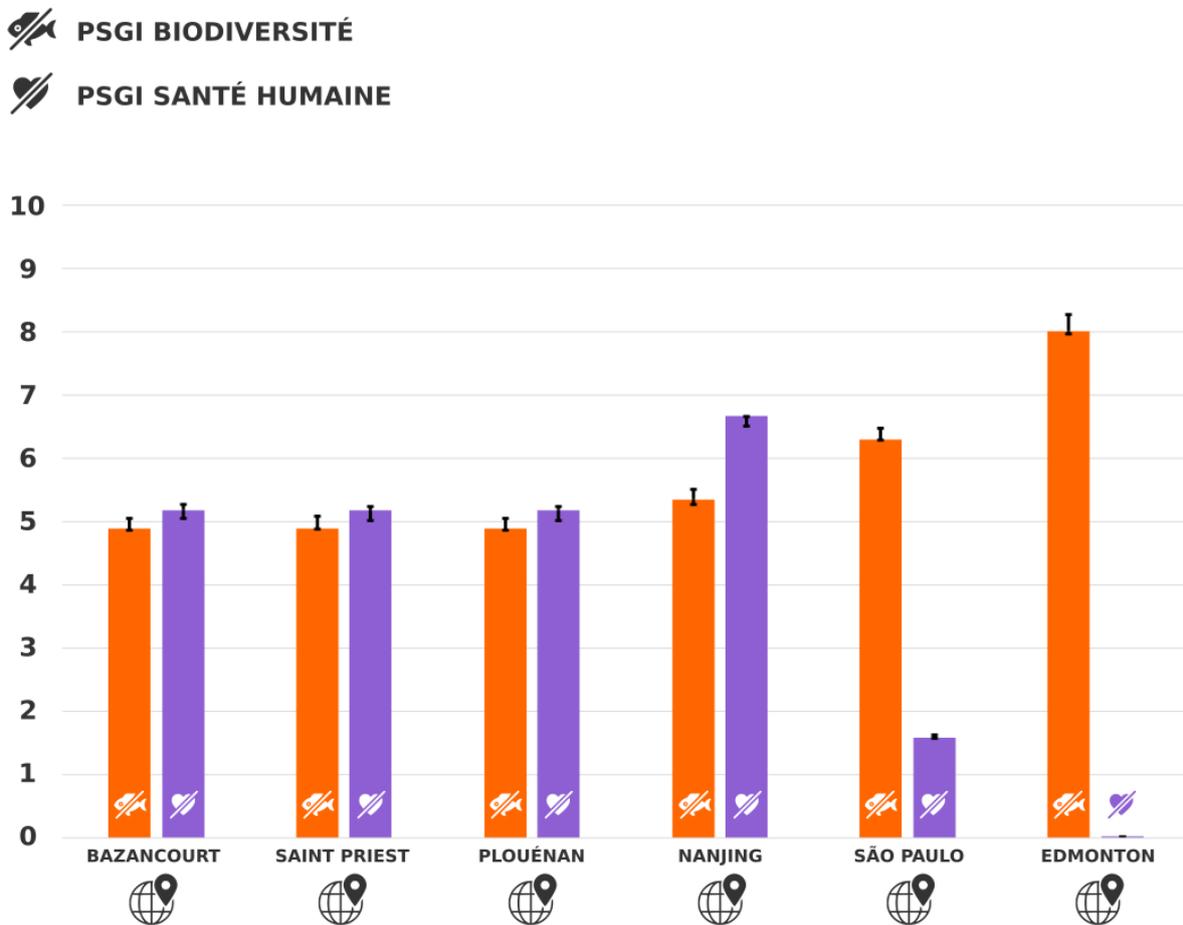


Figure 5-13. Sensibilité du PSGI à la discrétisation (procédé polyamine)

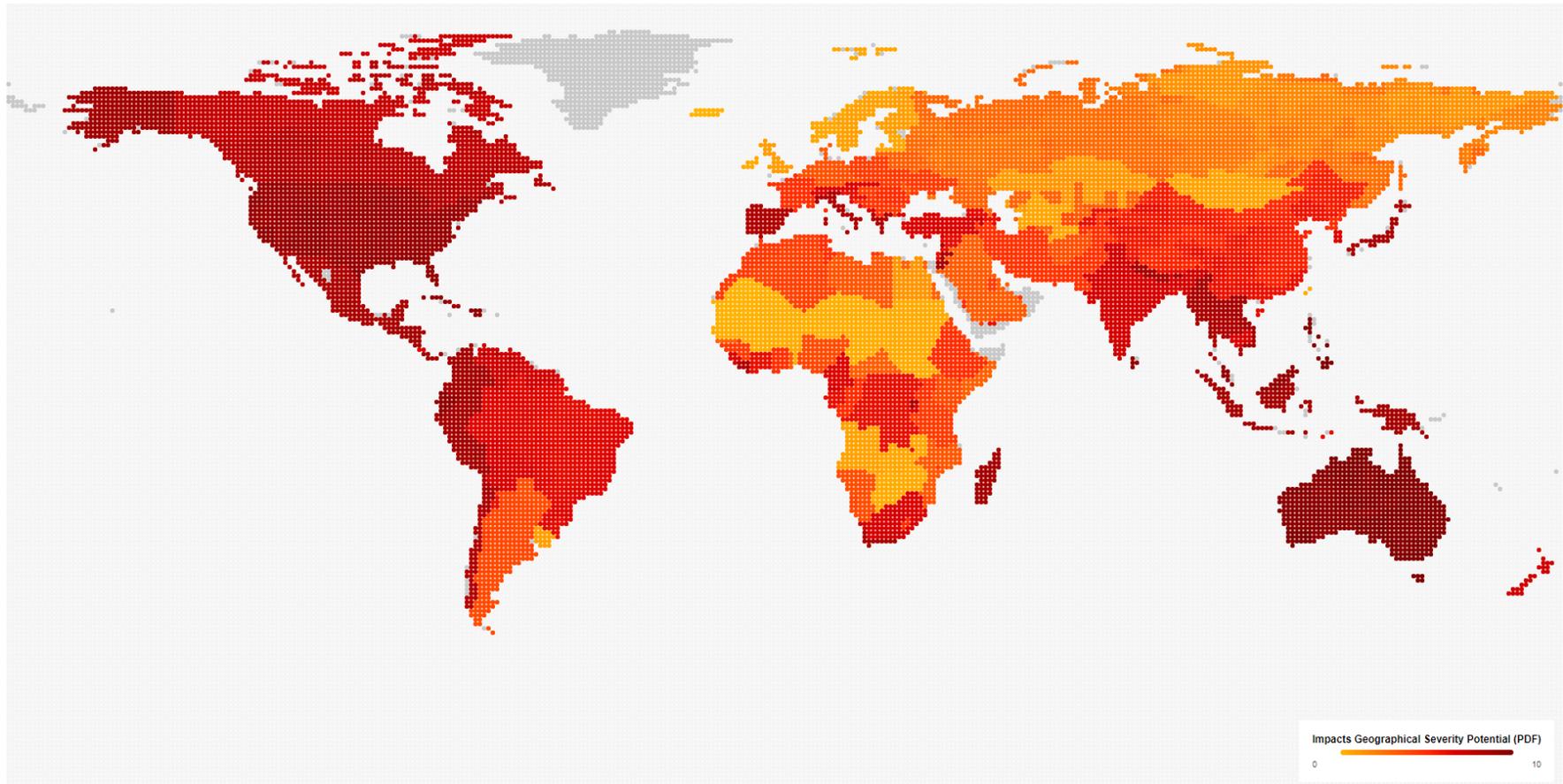


Figure 5-14. Simulation du PSGI de biodiversité pour le procédé de production de polyamine

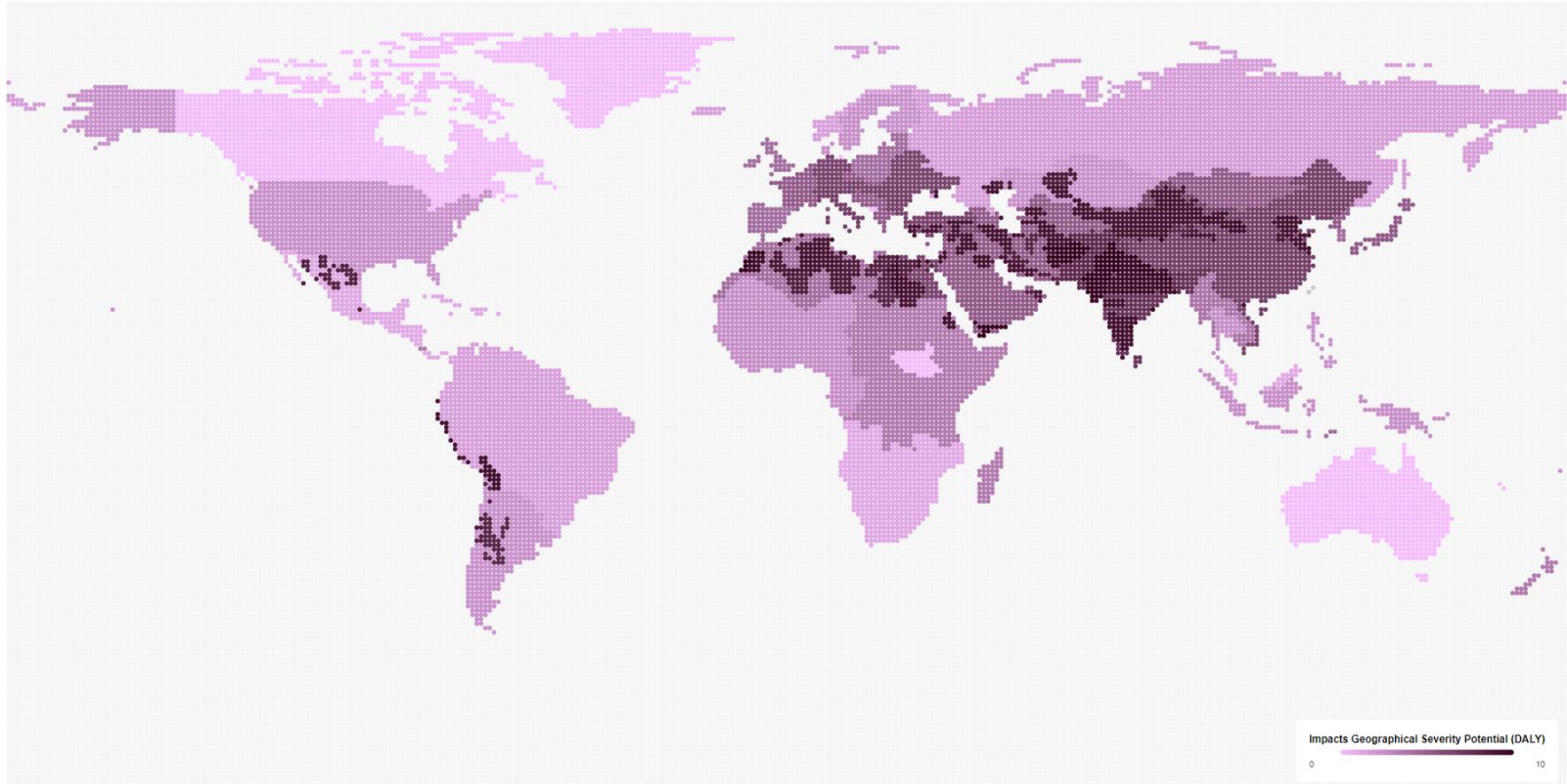


Figure 5-15. Simulation du PSGI de santé humaine pour le procédé de production de polyamine

Sur la base des scores donnés par le PSGI pour le procédé de production de polyamine, il s'avère qu'aucune recommandation idéale ne peut être formulée quant à une décision d'implantation du procédé parmi les six localisations déterminées possibles par la SAS PIVERT. En effet, dans une optique de minimisation des impacts potentiels, aucune localisation n'est idéale en considération des enjeux sur la biodiversité et la santé humaine. Le cas d'Edmonton est particulièrement intéressant, représentant à la fois l'impact le plus sévère sur la biodiversité et le moins sévère sur la santé humaine.

Compte tenu de cet aspect, bien qu'un score sur 10 ait été déterminé pour assister une décision non-experte (conformément à l'approche rétrospective développée dans la proposition), il n'est pas envisageable d'opérer à une somme ou une moyenne en vue d'établir un score unique. En revanche, la comparaison de localisations deux à deux reste possible. Par exemple, les localisations françaises présentent des scores de PSGI sur la biodiversité et la santé humaine tous deux plus bas qu'à Nanjing. De ce fait, en termes de recommandation d'implantation, le PSGI permet d'écarter Nanjing, en vue d'une mise en œuvre du procédé moins sévère en France. En revanche, ces comparaisons, compte tenu de l'aspect multi-critères, ne permettent d'écarter aucune autre possibilité.

La simulation mondiale du PSGI permet d'identifier des zones géographiques particulièrement sensibles aux flux élémentaires impliqués dans le procédé de production de polyamine. En regard des impacts potentiels sur la biodiversité, 5 zones sensibles sont identifiées : l'Amérique du nord, une large partie boréale de l'Amérique du sud, le bassin méditerranéen, l'Océanie et l'Asie du sud-est. En ce qui concerne l'impact sur la santé humaine, les enjeux semblent s'étendre sur une large bande incluant le Maghreb jusqu'au Japon et passant par le Moyen-Orient et l'Asie du sud. Une sensibilité à l'impact sur la santé humaine est également identifiée le long de la côte pacifique américaine. Certaines régions telles que le Maghreb ou l'Inde cumulent les sévérités des deux impacts potentiels : ces régions sont donc à éviter pour l'implantation de ce procédé. Bien que les faisabilités d'implantation du procédé aient été déterminés (six possibilités) par la SAS PIVERT, le PSGI révèle néanmoins que certaines régions pourraient apparaître plus appropriées que d'autres à être exposées aux flux élémentaires induits par l'implantation du procédé. C'est notamment le cas de la Russie, du Botswana ou de la Zambie.

5.2.3.2. Simulation pour le procédé de production d'amino-alcool



Figure 5-16. Résultats au PSGI du procédé de production d'amino-alcool

Pour ce procédé de production d' amino-alcool, on observe une tendance de résultats sensiblement équivalente à celle des résultats pour le procédé de production de polyamine, notamment sur la santé humaine. En revanche, sur l'impact sur la biodiversité, on observe des différences légèrement plus marquées entre Bazancourt (4,87/10), Saint Priest (4,88/10) et Plouénan (4,85/10). Les variations de discrétisation sur les résultats au PSGI (Figure 5-17) placent alors ces localisations à une sévérité équivalente à celle de Nanjing. Sur les deux aires de protection, on observe que la sévérité de l'implantation de ce procédé est plus faible que celle du procédé de production de polyamine, quelle que soit la localisation.

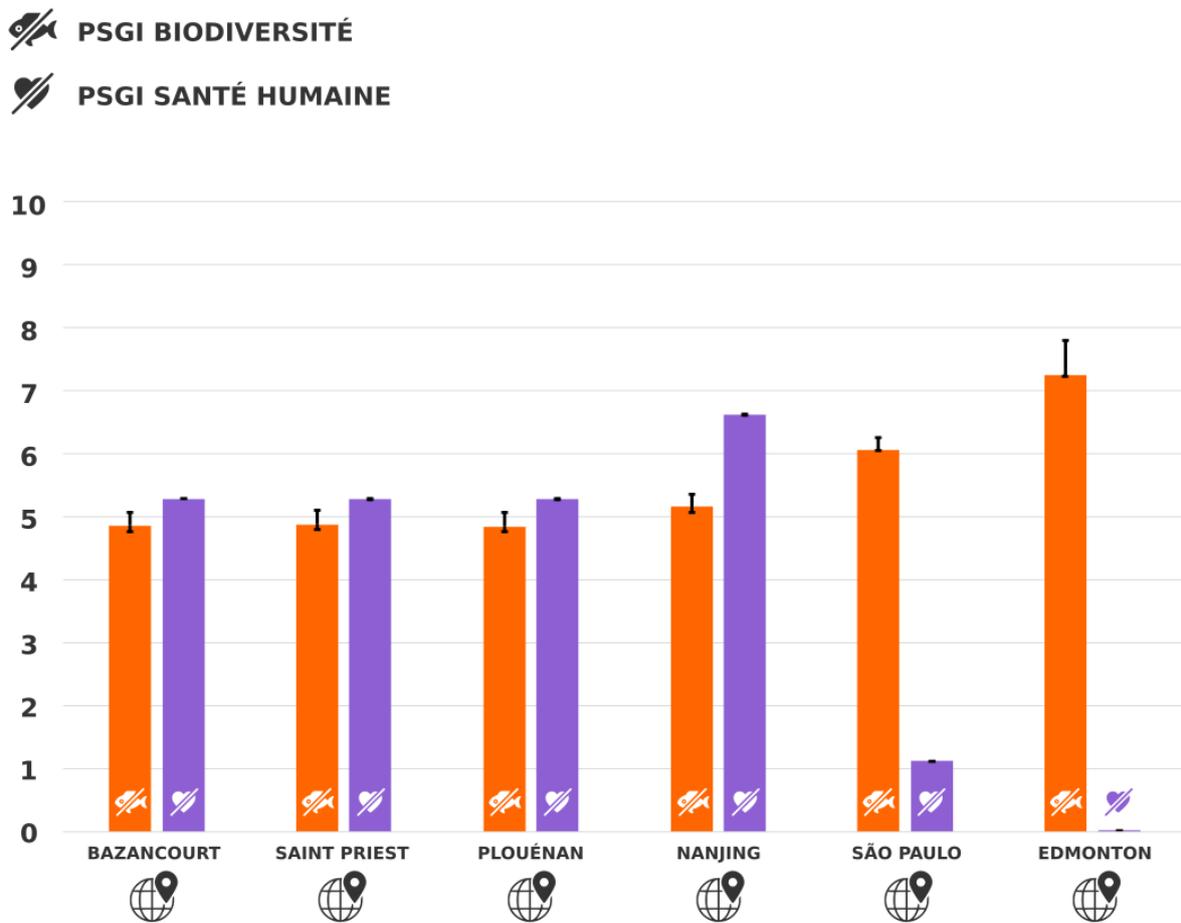


Figure 5-17. Sensibilité du PSGI à la discrétisation (procédé amino-alcool)

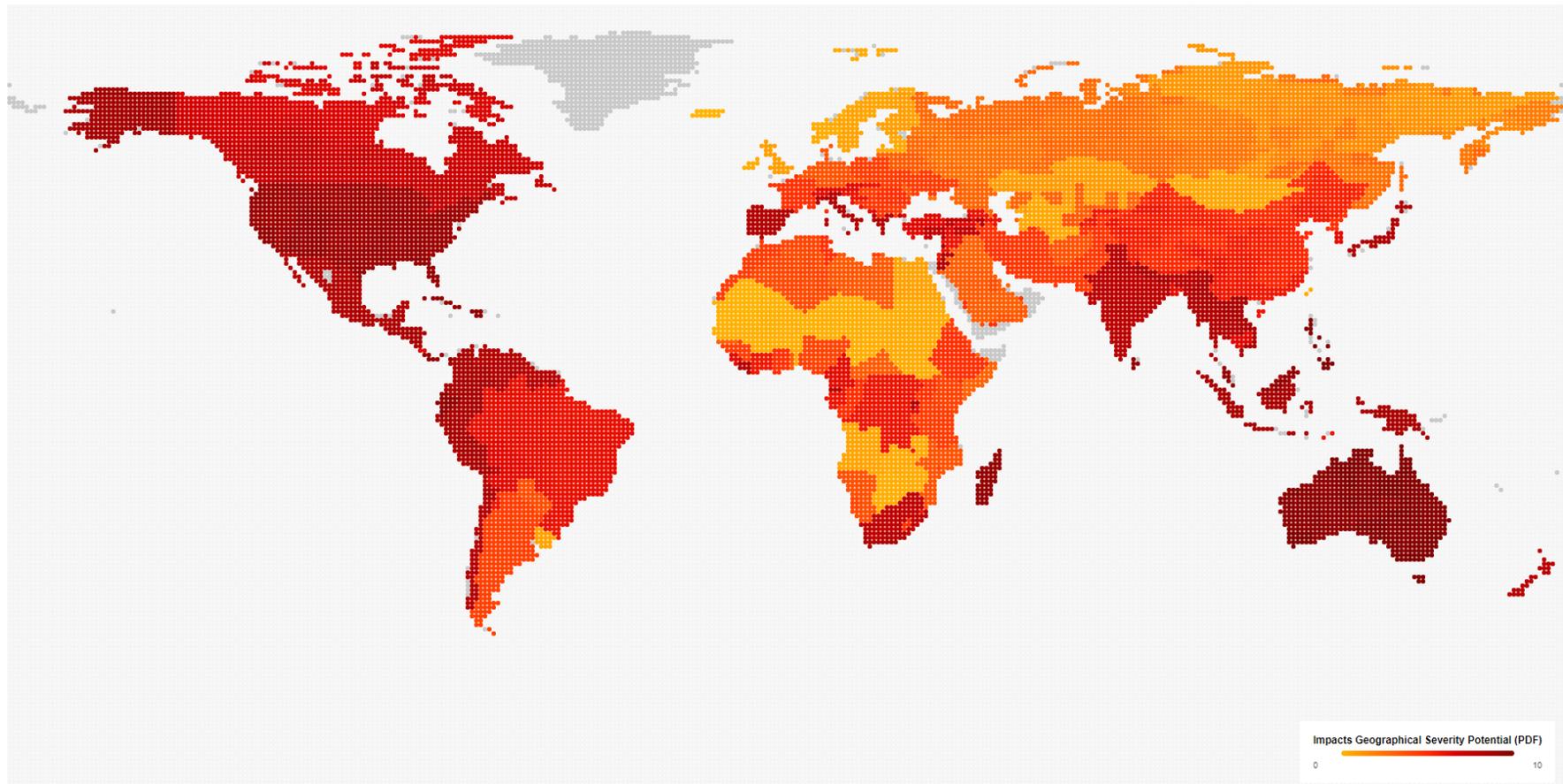


Figure 5-18. Simulation du PSGI de biodiversité pour le procédé de production d'amino-alcool

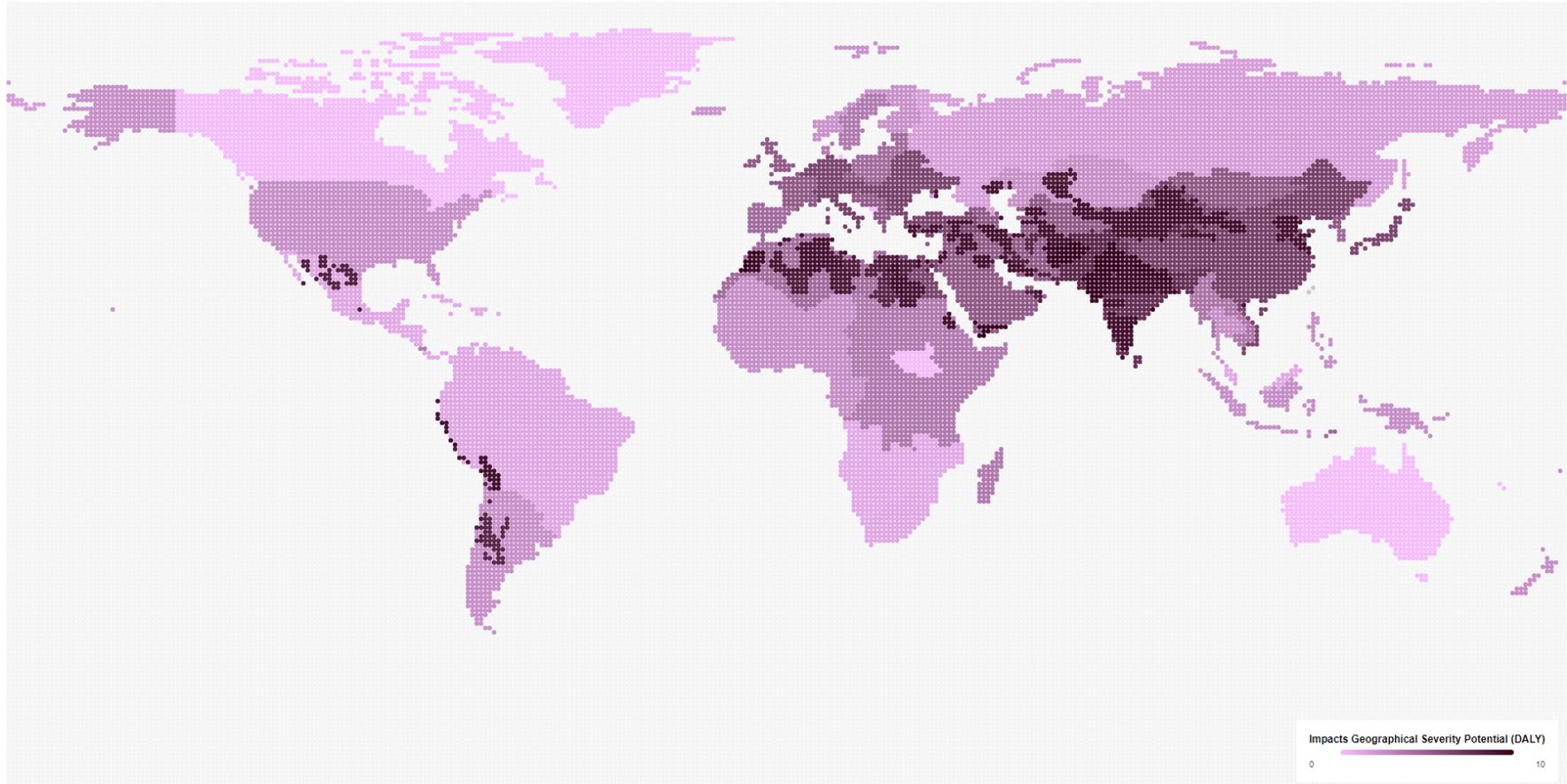


Figure 5-19. Simulation du PSGI de santé humaine pour le procédé de production d' amino-alcool

Compte tenu des résultats au PSGI, bien que la sévérité globale des impacts sur la biodiversité et la santé humaine soit plus basse que celle du procédé de production de polyamine, l'aspect multi-critère de l'évaluation ne permet à nouveau pas de formuler une recommandation particulière parmi les six localisations pré-sélectionnées par la SAS PIVERT. Néanmoins, en comparant les localisations, deux à deux, il est possible d'observer que, sur les deux aires de protection, la sévérité de l'impact est potentiellement plus élevées à Bazancourt, Saint Priest et Nanjing par rapport à Plouéan. En termes de recommandation, il est donc possible d'écarter les trois localisations précitées. En revanche, il n'est pas possible de distinguer Plouéan de São Paulo et Edmonton. Cette dernière localisation présente à nouveau la particularité d'une sévérité potentielle élevée (7,26/10) pour l'impact sur la biodiversité et faible pour l'impact sur la santé humaine (0,03/10).

La simulation cartographique du PSGI permet d'identifier les zones les plus critiques en termes de sévérité d'impacts potentiels. Pour l'impact sur la biodiversité, la carte générée est similaire à celle du procédé de production de polyamine. On note néanmoins une sévérité plus étendue dans la partie boréale de l'amérique du sud et une sévérité plus accrue au niveau de l'Inde. En ce qui concerne l'impact sur la santé humaine, les résultats de la cartographie sont, sur la tendance, identiques.

5.2.3.3. Simulation pour le procédé de production de polyol



Figure 5-20. Résultats au PSGI du procédé de production de polyol

En comparaison avec les procédés de production de polyamine et d' amino-alcool, le procédé de production de polyol est celui présentant la sévérité géographique potentielle la plus faible (pour les six localisations étudiées) en termes d'impact sur la biodiversité. En ce qui concerne la sévérité sur la santé humaine, ces résultats dépendent des localisations. Les tendances de sévérité observées sont similaires aux deux procédés précédents. Plouénan présente à nouveau une sévérité potentielle plus basse que Bazancourt, Saint Priest et Nanjing.

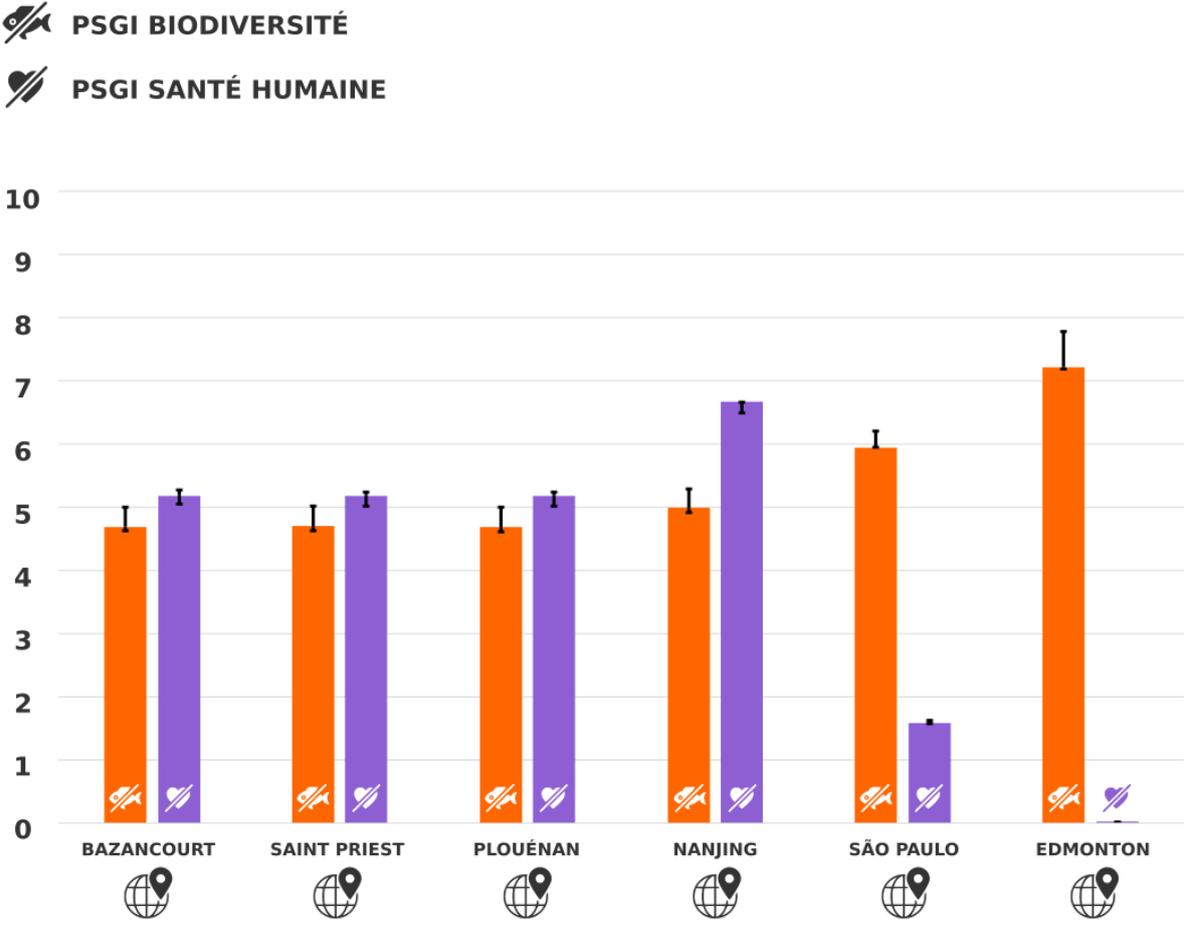


Figure 5-21. Sensibilité du PSGI à la discrétisation (procédé polyol)

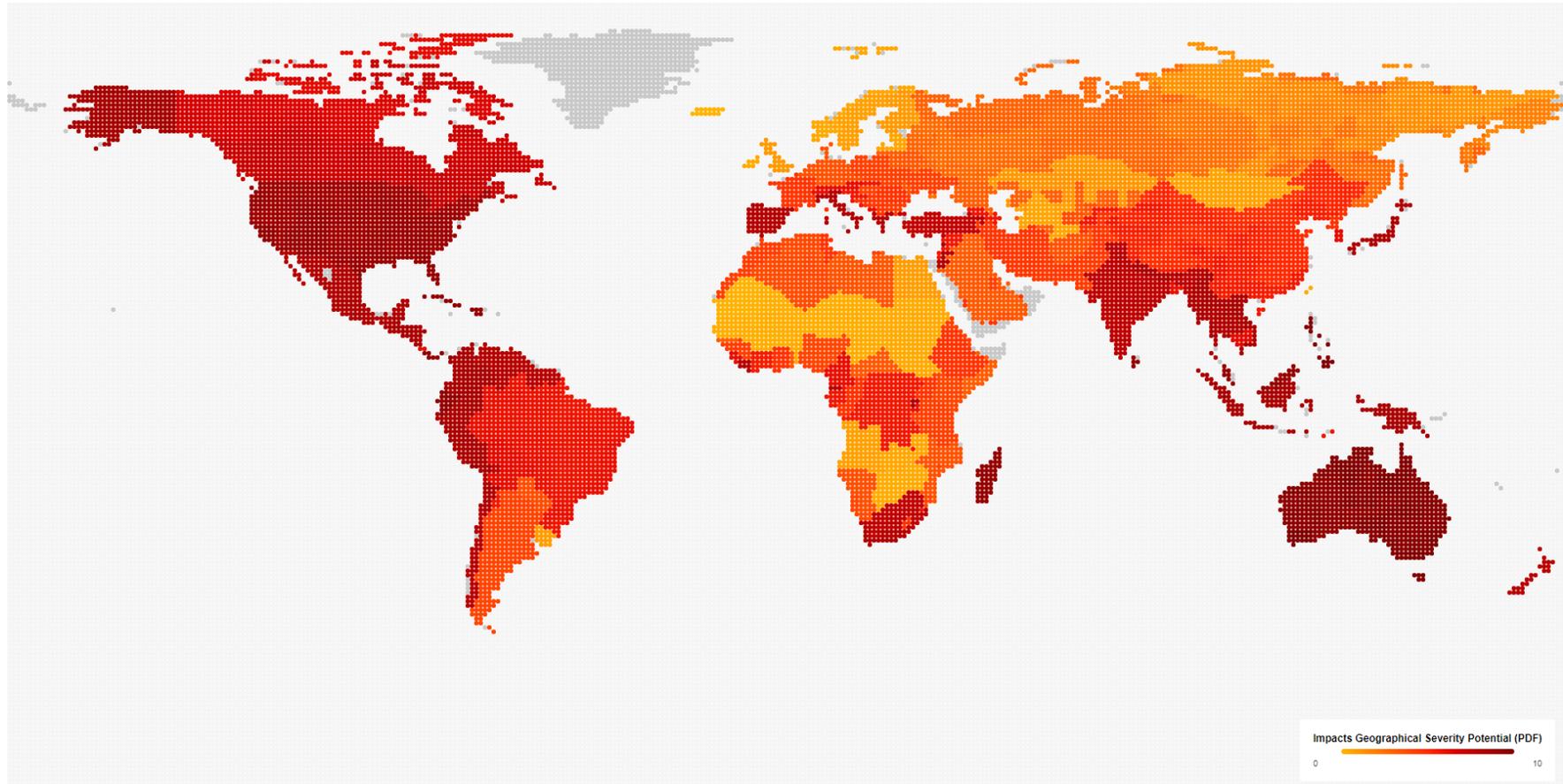


Figure 5-22. Simulation du PSGI de biodiversité pour le procédé de production de polyol

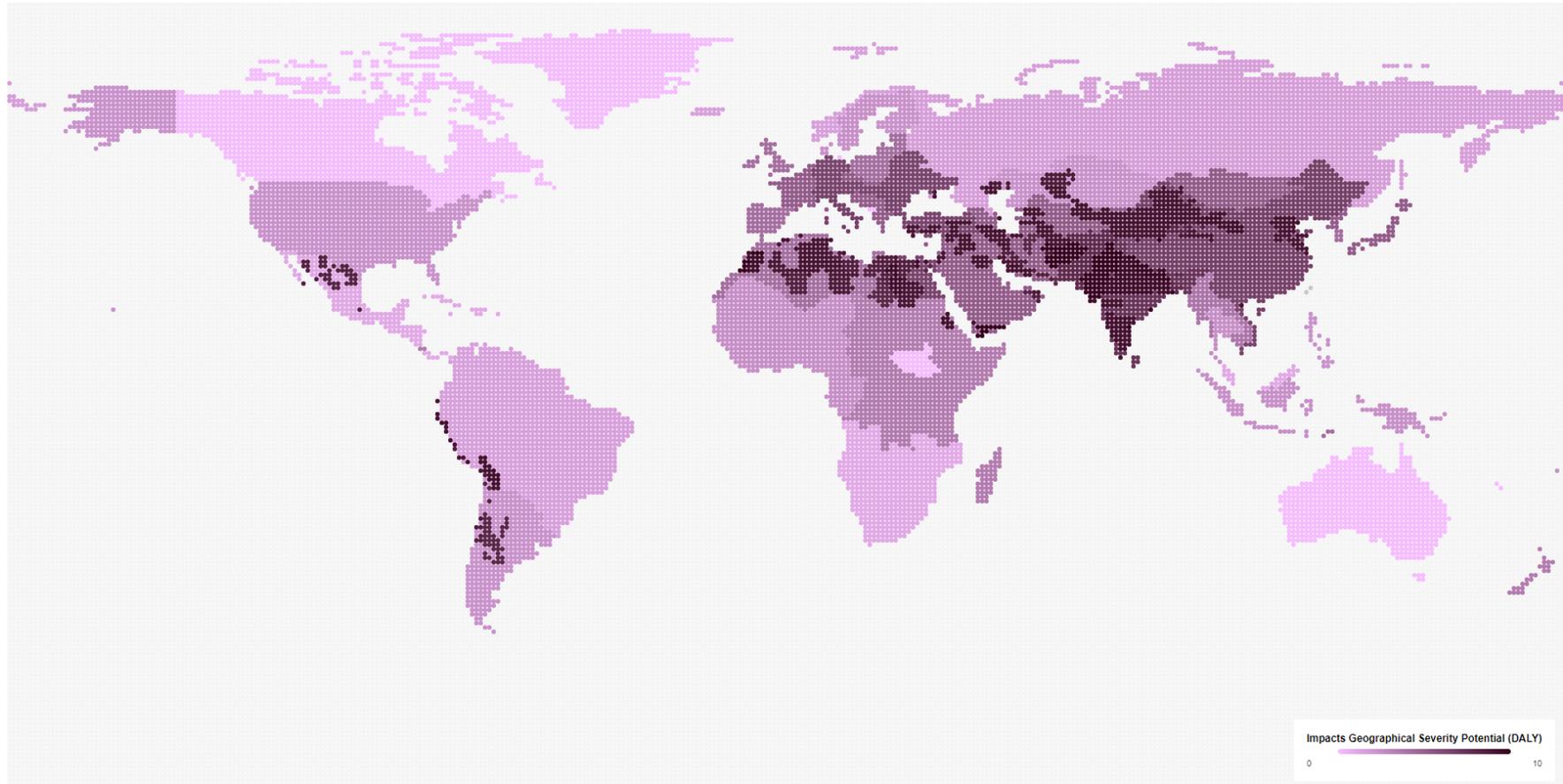


Figure 5-23. Simulation du PSGI de santé humaine pour le procédé de production de polyol

Pour ce procédé, les variations des paramètres de discrétisation (pour rappel, entre identification absolue et relative des pics de discontinuité de la série) amènent à une variabilité du score plus élevée que pour les deux procédés étudiés précédemment. Les moyennes de variation du score liées à la discrétisation sont les suivantes :

- 3,44% pour le procédé de production de polyamine
- 3,01% pour le procédé de production d'amino-alcool
- 5,28% pour le procédé de production de polyol

On note également, globalement, une variation deux à trois fois plus élevée sur la sévérité de l'impact sur la biodiversité, par rapport à l'impact sur la santé humaine.

Les résultats des cartographies sont, à quelques détails près, identiques à ceux du procédé de production d'amino-alcool. On note, par exemple, une sévérité légèrement plus accrue au niveau de la Turquie pour l'impact sur la biodiversité. Cependant, les tendances mondiales restent inchangées.

5.2.4. Discussion et analyse des biais

5.2.4.1. Discussion et comparaison des résultats

Pour chacun des trois procédés simulés à l'aide du PSGI, parmi les six localisations pré-sélectionnées par la SAS PIVERT, il n'est pas possible de recommander une localisation qui serait potentiellement moins sensibles que les autres aux flux induits par l'implantation du procédé. Cette limite est liée à la considération simultanée des deux aires de protection que sont la biodiversité et la santé humaine. Si certains flux sont responsables d'impacts potentiels sur ces deux aires, il est pourtant difficile d'établir une comparaison, les enjeux étant différents. La problématique de la décision multi-critères (deux, en l'occurrence), n'est pas spécifique de la différenciation spatiale et demeure un défi dans la prise de décision en ACV (REN ET AL., 2015) ; (ZANGHELINI ET AL., 2018). Les enjeux liés aux deux aires de protection considérées n'étant pas communs, il n'est donc pas convenable de les comparer. En effet, assumer que la dégradation de l'état de santé d'êtres humains serait plus ou moins grave que la disparition de certaines espèces animales et végétales n'aurait pas de sens. Un tel

questionnement renvoie au sens de la notion de responsabilité. Ce sujet, bien que potentiellement déterminant dans le cadre d'une décision multi-critères, n'est pas développé dans le cadre du projet Aminol TRL6. Afin de clarifier ce propos, si, pour des raisons contextuelles spécifiques, la reponsabilité du concepteur ne tiendrait qu'à considérer une seule des deux aires de protection, alors le PSGI permettrait de déterminer une localisation préférable parmi d'autres. Selon le procédé étudié, en effet, l'hypothèse que l'étude de l'un des deux impacts ne serait pas pertinente n'est pas à écarter. Concrètement, sur les 73 flux d'inventaire utiles à la simulation, si l'ensemble de ceux permettant la simulation du PSGI sur la biodiversité est nul, alors il convient de n'étudier que l'impact sur la santé humaine. Dans le cas de l'étude des procédés de la SAS PIVERT, un seul flux nul est à relever à l'issue de la modélisation (l'intrant *extensive forestry (m²)*). De ce fait, le bilan de flux en jeu est responsable d'impacts pour les deux aires de protection et la considération de ces deux dernières est donc une affaire de responsabilité. Cependant, les comparaisons des résultats pour chaque localisation, deux à deux, a néanmoins permis de recommander l'évitement de certaines localisations d'implantation : deux sont écartées pour la production de polyamine et trois sont écartées pour les productions d'amino-alcool et de polyols.

Le PSGI sous forme cartographique permet d'obtenir des simulations mondiales de l'implantation des procédés, avec des résultats pour les deux aires de protection. Il s'avère que cette simulation offre trois types d'information pour assister la prise de décision :

- l'identification des zones à risque de sévérité élevé
- l'identification des zones à risque de sévérité moindre
- la répartition globale de l'enjeu de sévérité

Les deux premiers points sont essentiels en ce qui concerne le verrou de conception responsable lié à la temporalité de l'information. En effet, dans le cadre de l'expérimentation avec la SAS PIVERT, six localisations d'implantation avaient été prédéterminées. De ce fait, une étude élargie sur la faisabilité technico-économique de l'implantation des procédés a été menée en amont. L'obtention d'un tel résultat, sous forme cartographique, pourrait entrer dans le champ des critères de faisabilité considérés par le concepteur. Ainsi, si le PSGI a, dans cette expérimentation, permis d'affiner les options de localisations prédéterminées, cet indicateur pourrait être déployé plus tôt dans le processus de conception, en parallèle de

l'étude de faisabilité intégrant notamment des critères économiques, technologiques, logistiques, réglementaires ou sociaux (c'est le cas pour ce dernier critère dans l'étude réalisée par la SAS PIVERT). Le troisième point, permettant d'observer la répartition globale de la sévérité, est également important. Cette possibilité permet ainsi de placer une localisation dans un référentiel de sévérité global. La tendance colorimétrique de la carte permet d'apprécier si les flux induits par le procédé étudié sont globalement problématiques ou localement problématiques. Cette tendance permet notamment de contextualiser une localisation retenue. L'objectif étant de diminuer le potentiel d'impact, il s'agit par exemple, pour une localisation avec un score de 8/10 sur le PSGI biodiversité, d'observer la zone mondiale couverte par un tel score : si 80% des terres émergées ont un score supérieur ou égal à 8/10, l'interprétation différera d'une situation dans laquelle seulement 20% des terres auraient un score supérieur ou égal à 8/10. Effectivement, cette distribution cartographique du score permet d'évaluer à quel point la sévérité d'un impact est évitable ou non (avec des possibilités d'alternatives géographiques plus ou moins limitées).

	Variation de discrétisation moyenne		
	Biodiversité	Santé humaine	Totale
Polyamine	3,87%	3,00%	3,44%
Amino-alcool	5,90%	0,12%	3,01%
Polyol	7,41%	3,15%	5,28%
Moyenne	5,73%	2,09%	3,91%

Figure 5-24. Variations de discrétisations moyennes

Dans le développement de la proposition, un enjeu particulier a été identifié sur la technique de discrétisation. La détection des pics de discontinuité peut, en effet, être réalisée selon une approche absolue (écart brut entre les valeurs) ou relative (écart en pourcentage entre les valeurs). Pour rappel, le PSGI est déterminé selon une approche mixte basée sur l'écart-type de la série. L'étape de discrétisation permet ainsi d'obtenir une répartition des résultats d'impacts simulés en mille classes, sur une échelle allant de 0,00 à 10,00. Pour rappel, un score bas représente ainsi une sévérité basse en regard de toutes les autres localisations

possibles au niveau mondial : un score bas ne signifie pas un impact potentiel bas (bien qu'il soit plus bas qu'ailleurs). Ces variations (Figure 5-24) permettent d'apporter une information quant à la confiance que le lecteur peut avoir en les résultats au PSGI. La variation de score potentiel totale, sur cette expérimentation, est de 3,91%. On observe une variation globalement plus élevée sur l'impact sur la biodiversité (5,73% en moyenne) que sur l'impact sur la santé humaine (2,09%). La variation minimale est observée pour le PSGI santé humaine du procédé de production d'acool avec 0,12%. Cette faible variation donne alors un indice de confiance fort en ce qui concerne les résultats obtenus : peu importe les paramètres de discrétisation utilisés, le score est fiable. À l'inverse, pour le PSGI biodiversité du procédé de production de polyol, la variabilité monte à 7,41% (avec une variabilité maximale de 8,23% pour Plouéan). Il est clair que, dans ce contexte et selon les options de comparaisons de localisations disponibles, l'indice de confiance est plus faible pour ce résultat que pour le précédent (acool sur la santé humaine). Néanmoins, il est difficile de déterminer si une telle variabilité est acceptable ou non. L'interprétation de ces variations est à réaliser en regard des autres résultats, en comparaisons. Pour qualifier cette variabilité, il serait nécessaire d'éprouver l'utilisation de cet indicateur, sur plusieurs projets, afin d'obtenir suffisamment de résultats pour déterminer statistiquement des seuils d'acceptabilité (soit un indice de confiance). Il s'agit là d'une perspective de consolidation de la proposition de cette thèse.

Dans cette expérimentation, pour constituer un axe de comparaison des résultats au PSGI, une caractérisation d'ACV a été réalisée avec la méthode ReCiPe. Afin de rendre cette comparaison pertinente en regard du sujet traité dans cette thèse, l'inventaire de cette caractérisation a été spatialisé pour les six localisations étudiées pour la SAS PIVERT. Ces résultats permettent d'identifier un impact potentiellement plus élevé, pour les deux aires de protection étudiées, pour les localisations de Nanjing puis Edmonton. Ces différences potentielles observées sont principalement liées à une différenciation du mix énergétique utilisé dans les procédés. Contrairement à cette approche, le PSGI se base sur une différenciation de la sévérité d'impact : là où la spatialisation d'inventaire se traduit par une différenciation des flux, le PSGI se traduit par une différenciation des caractéristiques géophysiques en interactions avec ces flux. L'usage du PSGI n'est donc pas exécuté dans une optique de substitution à une caractérisation d'ACV classique mais bien dans une optique de complémentarité. La caractérisation réalisée avec ReCiPe ne permet pas de rendre compte du

potentiel de sévérité de l'impact, bien que les six localisations aient été considérées. Par ailleurs, le PSGI ne tient pas compte de la différenciation du mix énergétique, par exemple (puisque'il ne rend pas compte d'une quantité mais d'une variabilité d'impact). Un couplage entre ces deux approches restent néanmoins envisageable. Afin d'intégrer la différenciation d'inventaire au PSGI, il serait cependant nécessaire d'obtenir des bilans de flux pour chaque localisation à tester (c'est-à-dire l'ensemble des terres émergées, puisque le score obtenu dépend d'une simulation globale). Avec cet objectif, en lieu et place d'un seul bilan de flux, il serait nécessaire d'avoir 14 722 bilans. Si les outils et méthodes d'ACV utilisés à ce jour ne sont pas conçus pour générer de tels résultats, il n'y a théoriquement pas de verrou pour mettre une telle approche en œuvre, malgré sa complexité technique.

La caractérisation ReCiPe a été réalisée avec 6 modélisations (une par localisation) pour chaque procédé. Le PSGI a pu être simulé à l'aide d'une seule modélisation par procédé, pour rendre compte de 14 722 localisations possibles. Cette masse d'information, cartographiée, permet une contextualisation que la caractérisation ne permet pas (les résultats se cantonnent aux six localisations modélisées). Ainsi, le PSGI offre un référentiel permettant de qualifier l'impact. Dans l'état de l'art, il a été mentionné que cette étape de qualification de l'impact peut être réalisé via une normalisation des résultats. Cependant, la normalisation est une pratique peu recommandée, de par son aspect multi-critère. Le PSGI pourrait alors constituer une alternative à la normalisation, non pas dans une optique de comparaison des catégories d'impacts, mais dans le but de qualifier un impact afin de pouvoir déterminer s'il est élevé ou non, en regard du référentiel planisphérique.

En réalisant une caractérisation avec une méthode telle que ReCiPe, l'ensemble des catégories d'impacts contribuant aux aires de protection étudiées peut être considéré, y compris les impacts globalisés comme le changement climatique. Avec le PSGI, pour des questions de continuum géographique des impacts, il n'est pas possible de considérer les catégories d'impacts globalisées. Si la considération de tels impacts n'est pas pertinente en regard de la problématique de cette thèse, puisqu'il s'agit d'intégration de la variabilité géographique, l'utilisation du PSGI seul constituerait une limite informationnelle pour le concepteur. En effet, s'il n'est pas forcément pertinent de considérer l'ensemble des contributions aux impacts en ce qui concerne la sévérité géographique, il convient néanmoins de connaître ces contributions afin d'étayer une éventuelle décision réalisée sur la base du PSGI. Ce point est développé dans la section qui suit, sur l'analyse des biais.

5.2.4.2. Analyse des biais

Afin de consolider les résultats obtenus, il convient de s'intéresser aux potentiels biais méthodologiques. Ces biais constituent des limites à l'interprétation des résultats qu'il convient de qualifier pour préciser ce qui peut être validé ou non en regard des hypothèses établies.

Choix du nombre de classes discrétisées

Le choix du nombre de classes à obtenir via discrétisation est prépondérant dans le résultat obtenu. Une discrétisation à 1 000 classes a été opérée, avec pour objectif d'obtenir un score allant de 0,00 à 10,00. Le nombre d'unités potentiel dans chaque série de données s'élève à 14 722. Une discrétisation en 10 000 classes serait alors peu pertinente : le nombre de classes vides serait élevé et la comparabilité difficile (le nombre de classes étant trop proche du nombre de valeurs initiales de la série). Cependant, une discrétisation à 100 classes - offrant un score allant de 0,0 à 10,0 - aurait pu être réalisée également. Le choix du nombre de classes a une importance capitale car ce paramètre joue un rôle de premier ordre dans la qualification de la valeur. S'il s'agit ici de qualifier la sévérité de milliers de localisations potentielles, il convient de prendre un exemple simple pour comprendre l'importance du nombre de classes. Par exemple, en fonction de la distance à laquelle se trouve une station-essence du domicile d'une personne, il s'agit de définir - ou de qualifier - si cette station est éloignée ou non. Si les 10 stations présentes dans un rayon de 20 km sont discrétisées en 2 classes, il y aura la catégorie des « stations proches » et celle des « stations éloignées ». Or, si la discrétisation est faite en 4 classes, les catégories pourraient être les stations « très proches », « proches », « éloignées » et « très éloignées ». En fonction de la distribution de la série, une station qualifiée « proche » selon une discrétisation à 2 classes pourraient très bien être qualifiée « éloignée » selon une discrétisation à 4 classes. De la même manière qu'à travers cet exemple simple, dans le cadre du PSGI, un score élevé selon une discrétisation à 1 000 classes pourrait être bas selon une discrétisation à 100 classes, en fonction de la distribution des résultats.

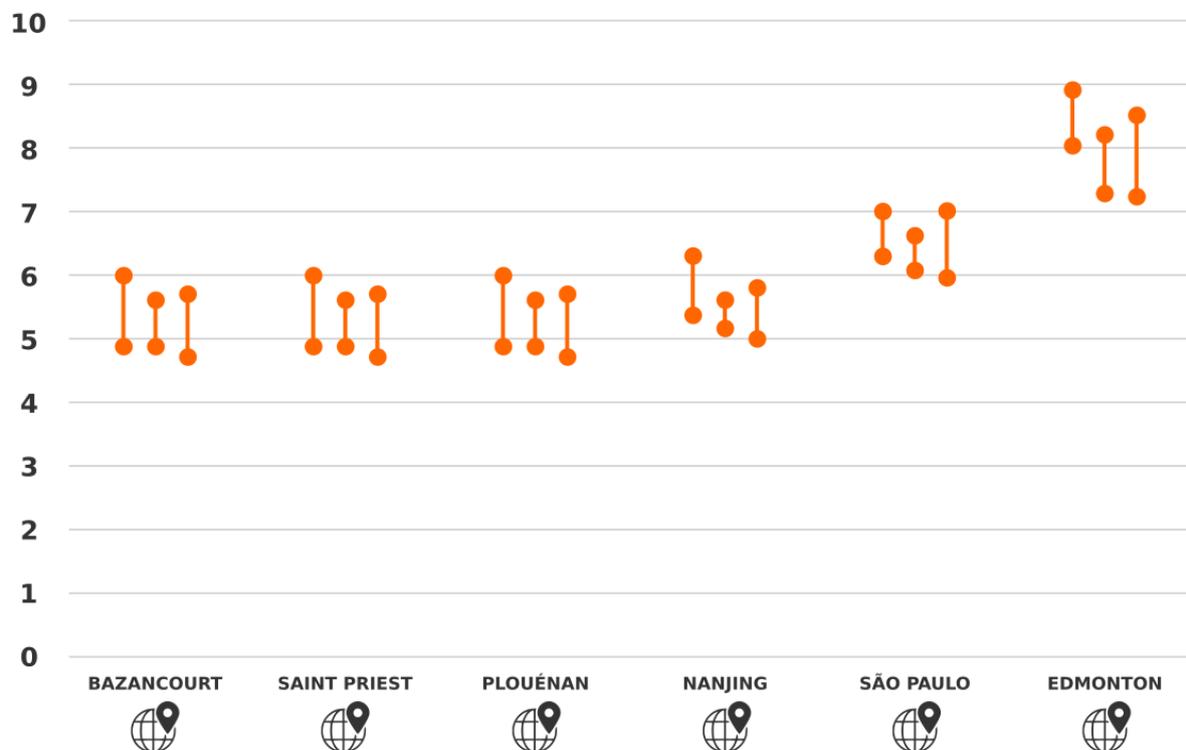


Figure 5-25. Amplitudes de variations des scores PSGI Biodiversité de 100 à 1000 classes (de gauche à droite : Polyamine, Amino-alcool, Polyol)

La [Figure 5-25](#) affiche les variations de scores possibles sur l'impact de biodiversité, pour chacun des trois procédés étudiés, entre une discrétisation à 100 classes et une discrétisation à 1 000 classes. Dans chaque cas, une discrétisation à 100 classes induirait un score plus élevé. Cependant, on remarque deux éléments sur ce graphique d'analyse de la sensibilité du score. Premièrement, on observe que la variation reste relativement faible : celle-ci s'élève en moyenne à 16,6%. Sur l'impact sur la biodiversité, le score obtenu au PSGI est donc stable, même en divisant le nombre de classes par 10. Deuxièmement, la tendance d'ordre entre les six localisations simulées reste la même. Avec 1 000 ou 100 classes, Edmonton reste la localisation la plus problématique, suivie par São Paulo, Nanjing et les localisations en France. Cette analyse de sensibilité aux classes ne remet donc pas en cause la comparabilité des résultats et renforce donc la confiance que le concepteur peut avoir en ces scores pour leur

interprétation.

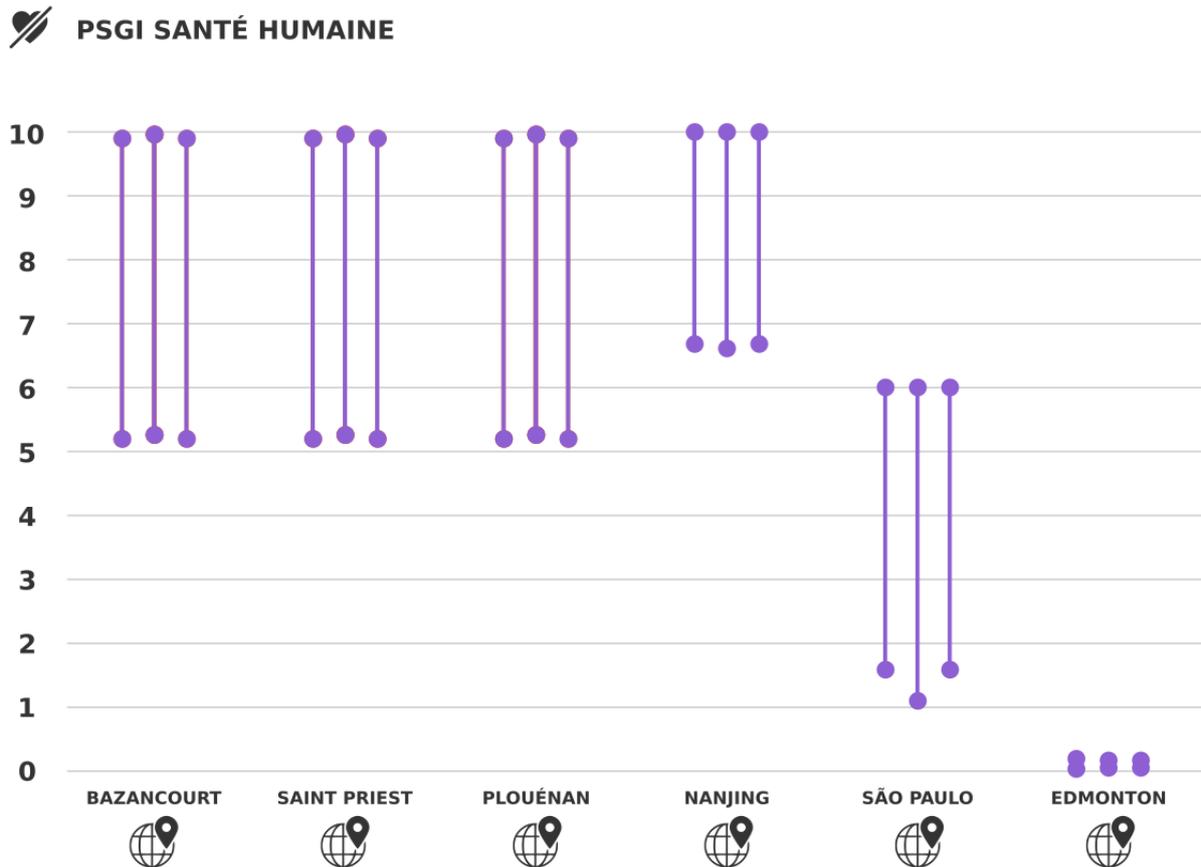


Figure 5-26. Amplitudes de variations des scores PSGI Santé humaine de 100 à 1000 classes (de gauche à droite : Polyamine, Amino-alcool, Polyol)

En ce qui concerne les amplitudes de variations des scores pour l'impact sur la santé humaine (Figure 5-26), la sensibilité au nombre de classes diffère de celle réalisée pour la biodiversité. En effet, on observe une variation moyenne de 203% entre une discrétisation à 100 et 1 000 classes. On remarque que pour Edmonton, la variation est extrêmement faible : le score au PSGI pour cette localisation est donc très fiable. En revanche, pour les cinq autres localisations, les amplitudes de variations sont fortes. Cependant, l'ordre des résultats reste inchangé, pour chaque procédé. En effet, selon une discrétisation à 100 ou 1 000 classes, Nanjing présente toujours la sévérité la plus élevée, suivie des localisations française, de São Paulo et d'Edmonton. Si cet ordre reste respecté - ce qui est un point déjà très positif en matière de support à la décision - les écarts entre ces scores se voit tout de même exacerbé

avec une discrétisation à 1 000 classes. Par exemple, pour le procédé de production d' amino-alcool, Nanjing obtient des scores de 6,63/10 (1 000 classes) et 10/10 (100 classes) et São Paulo des scores respectivement de 1,13/10 et 6/10. Soient des écarts respectifs entre les deux localisations de 5,5 points avec 1000 classes et de 4 points avec 100 classes. Cet écart indique un classement de valeurs intermédiaires (absentes des six localisations étudiées mais disponibles dans la simulation cartographique) plus fin.

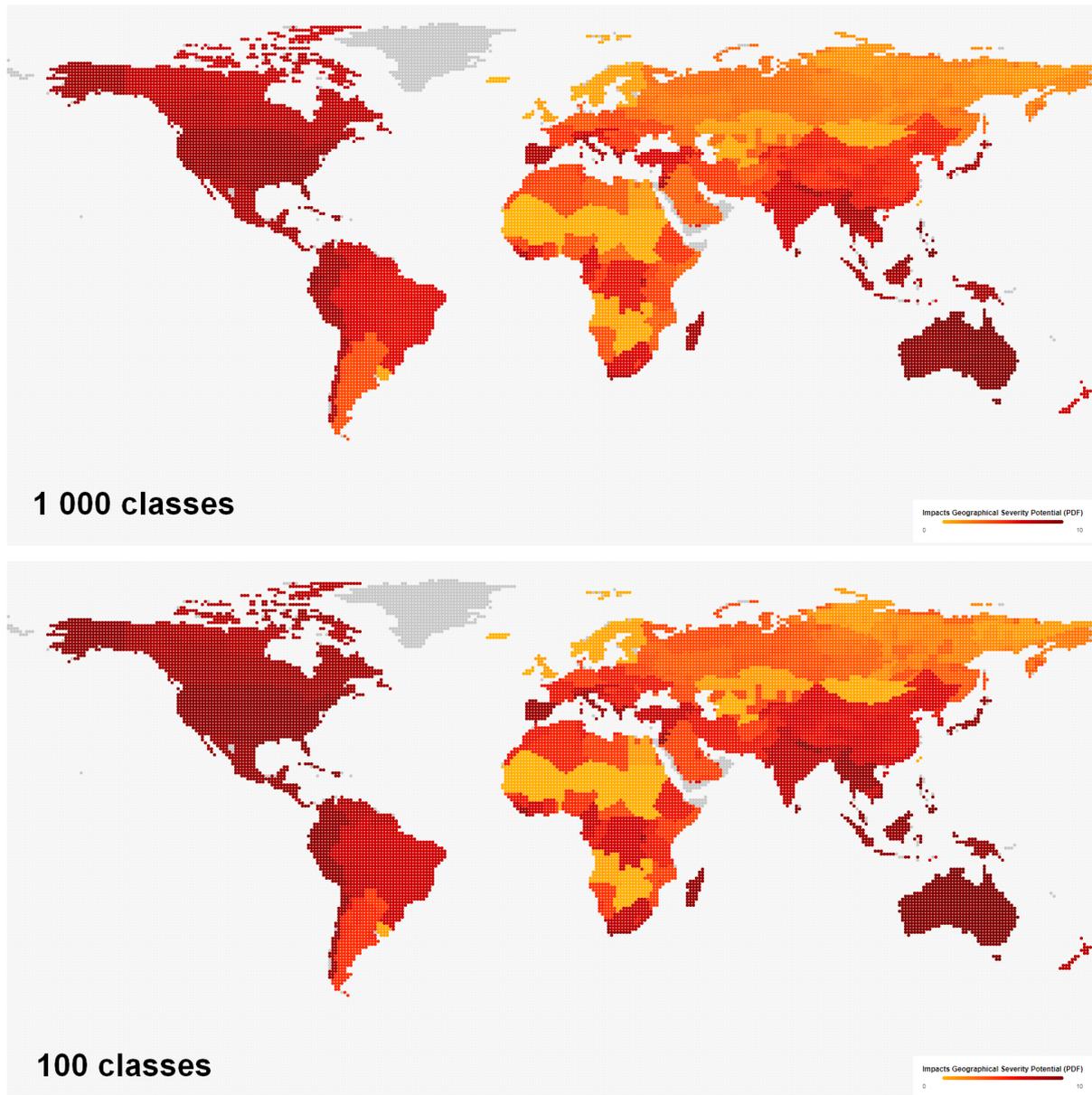


Figure 5-27. Comparaison des simulations cartographiques pour l'impact biodiversité avec discrétisations à 1 000 et 100 classes

La simulation cartographique du PSGI de l'impact sur la biodiversité avec 100 classes confirme la tendance indiquée par le graphique de sensibilité pour les six localisations étudiées. Les distributions de la sévérité, pour les deux approches, sont extrêmement proches.

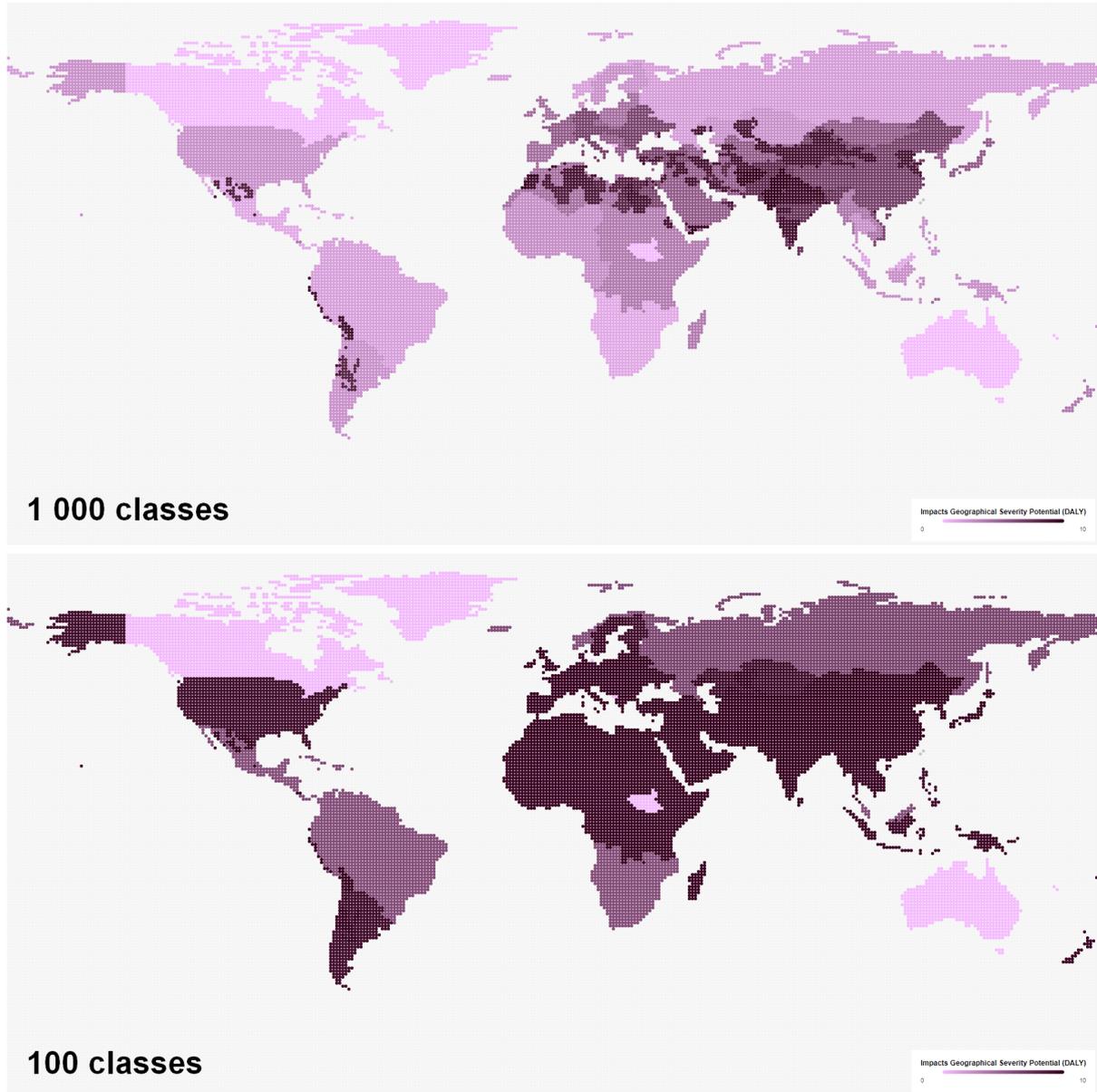


Figure 5-28. Comparaison des simulations cartographiques pour l'impact santé humaine avec discrétisations à 1 000 et 100 classes

En ce qui concerne la sévérité de l'impact sur la santé humaine, on observe une forte évolution potentielle des scores entre les discrétisations à 100 et 1 000 classes. La discrétisation à 100 classes a tendance à effacer les disparités géographiques en procédant à des regroupements trop forts. Ces regroupements sont liés, dans ce cas, à une répartition des résultats fortement asymétrique.

Compte tenu de cette analyse de sensibilité aux classes, il s'avère qu'une discrétisation à 1 000 classes semble être l'approche la plus adaptée car elle permet de mieux marquer les disparités géographiques, en particulier pour la sévérité de l'impact sur la santé humaine. Ceci augmente la comparabilité et donc les options de choix pour le concepteur qui peut alors mieux considérer la variabilité géographique. Néanmoins, une discrétisation à 100 classes pourrait s'avérer être une étape intéressante dans la construction et l'interprétation du PSGI. En effet, la question de la confiance en les résultats est importante et cette analyse de sensibilité permet alors de rendre compte de la fiabilité des résultats générés. Dans cette analyse, il a été observé que cette variation dépend à la fois de la distribution des résultats et de la localisation testée. Les flux et quantités associés considérés dans l'étude impliquent alors des variations forcément différentes d'un projet à l'autre. Dans ce cadre, ce type d'analyse semble être à recommander pour assister la prise de décision du concepteur.

Limite des jeux de données par pays

Les jeux de données utilisés pour déterminer la sévérité de l'impact potentiel doivent permettre d'obtenir une couverture mondiale. Les données utilisées s'appuient sur les méthodes de caractérisation spatialisées d'ACV usuellement utilisées dans une optique d'amélioration des incertitudes. Deux méthodes de caractérisation spatialisées traitant des deux aires de protection retenues ont été identifiées : Impact WORLD+ et LC-IMPACT. Cette dernière a été utilisée pour constituer la base cartographique du PSGI. La méthode Impact WORLD+ aurait également pu être utilisée et la conduite de cette même expérimentation en remplaçant LC-IMPACT par Impact WORLD+ est une perspective de travail intéressante. Ceci permettrait notamment de consolider les scores potentiels en combinant deux sources de données.

Quelle que soit la méthode utilisée pour constituer la base, on observe des diversités de maillage dans les jeux de données mis à disposition. Si certains jeux de données offrent une

bonne précision (comme les données sur l'acidification avec un maillage de $2^{\circ} \times 2,5^{\circ}$), d'autres sont malheureusement disponibles à l'échelle des pays (comme les données sur l'utilisation des sols, par exemple). En fonction du bilan de flux du procédé étudié, certains jeux de données auront une contribution plus forte que d'autres sur le résultat final. De ce fait, certaines caractéristiques de distribution géographique de la sévérité peuvent paraître suprenantes. Effectivement, la visualisation de certaines frontières administratives sur les résultats peuvent poser question. Il convient par exemple de s'interroger sur le manque de différenciation spatiale des jeux de données au niveau de l'amérique du nord. L'ensemble États-Unis - Alaska présente en effet des résultats qui, étonnamment, peuvent potentiellement fortement différer de ceux du Canada. Ce biais pourra être diminué dans le futur, en fonction des avancées sur les travaux en cours au niveau des méthodes de spatialisation d'ACV. La mise à disposition de jeux de données plus précis devrait éviter ce type de simplification. Cependant, dans ce cas de figure, la technique du krigeage pourrait permettre de simuler un continuum géographique de la sévérité sur les résultats du PSGI.

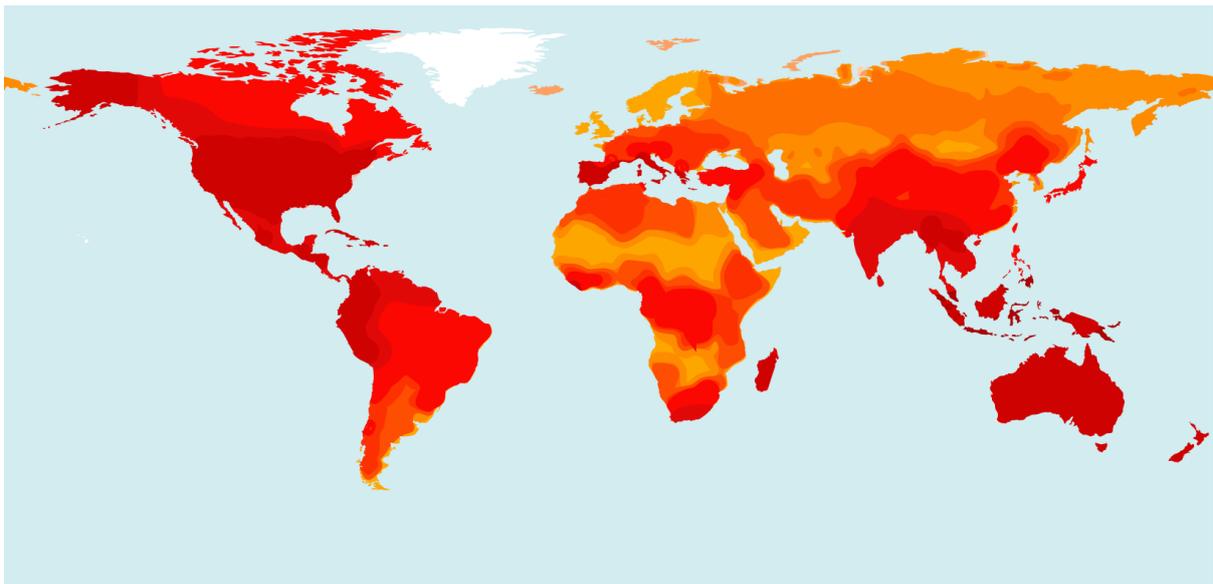


Figure 5-29. Krigeage des résultats au PSGI biodiversité du procédé de production de polyamine

La [Figure 5-29](#) illustre un exemple de krigeage, réalisé avec le logiciel Surfer, des résultats au PSGI biodiversité pour le procédé de production de polyamine. Cette technique permet de

lisser les discontinuités des résultats pour assurer un meilleur continuum spatial dans la représentation cartographique. Cette extrapolation ferait évidemment évoluer les scores générés et son utilisation doit donc être étudiée en détail. Cette perspective de travail est à considérer. Afin d'éviter une trop forte expression cartographique des frontières administrative, l'extrapolation localisée de résultats pourrait également être réalisée en utilisant la technique du *downscaling*. Les modèles de calculs utilisés par les méthodes de caractérisation spatialisées pourraient en effet être adaptés localement par *downscaling*. Cette opération pourrait être réalisée à l'aide de bases de données géophysiques telles que GLOBOX ou GEOS-Chem, à condition d'avoir accès à des données d'une résolution suffisamment pertinente en regard des impacts extrapolés.

Contribution des catégories d'impacts globalisées

La caractérisation d'impacts réalisée avec la méthode ReCiPe a permis de considérer l'ensemble des catégories d'impacts contributrices aux aires de protection étudiées. C'est notamment les cas du changement climatique et de l'appauvrissement de la couche d'ozone. La spatialisation d'impacts et notamment le calcul du PSGI imposent un continuum géographique de la chaîne de causalité. De ce fait, les catégories d'impacts globalisées ne peuvent être considérées. Cependant, dans l'expérimentation menée, les répartitions des contributions d'impacts sont les suivantes :

- Biodiversité : 68,3% d'impact global et 31,7% d'impact local
- Santé humaine : 49,2% d'impact global et 50,8% d'impact local

Ainsi, pour la biodiversité, le PSGI ne rend compte que de la sévérité de 31,7% de l'impact. Ceci signifie que la considération de la localisation en tant que variable de conception, dans ce contexte et pour cette aire de protection, représente un levier d'action limité à un tiers de l'impact potentiel. Pour la santé humaine, ce levier s'applique sur la moitié de l'impact potentiel (50,8%). Si cette observation ne remet pas en cause l'intérêt ou la possibilité de considération de cette variable (existante malgré tout), elle met néanmoins en avant son caractère potentiellement limité en fonction du projet dans lequel elle est mobilisée. Effectivement, dans un projet pour lequel la contribution des catégories d'impacts globalisées serait par exemple de 95%, l'usage du PSGI s'avèrerait peu pertinente sans prévoir des actions

de conception responsable visant à réduire cette part de contribution. Il serait en effet prioritaire de mettre l'accent sur d'autres variables de conception. À l'inverse, pour un projet présentant une contribution des impacts localisés plus large que celle des impacts globalisés, il pourrait être considéré que la considération de la localisation est une variable de conception prioritaire. Par cette observation, il convient de confirmer que l'emploi du PSGI ne peut être fait indépendamment d'une ACV classique (avec caractérisation) pour s'assurer de sa pertinence.

5.3. Validation de la proposition

La proposition établie prend la forme d'un indicateur visant à rendre compte de la variabilité géographique d'un impact : le Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts (PSGI). Cet indicateur est décliné en trois niveaux de lecture : un score (de 0 à 10) permettant de qualifier la sévérité de l'impact, un graphique de variation des paramètres de discrétisation permettant d'évaluer la fiabilité du score et une simulation cartographique permettant de recontextualiser une localisation évaluée. Cette proposition a été expérimentée en contexte industriel avec la SAS PIVERT, dans le cadre de l'étude d'implantation de trois procédés de production chimique. Pour rappel, l'expérimentation de cette proposition visait à tester les deux hypothèses suivantes :

1. **Hypothèse n°1** : les potentiels écarts de dommages environnementaux liés à la localisation géographique doivent pouvoir être calculés avec les informations dont dispose le concepteur
2. **Hypothèse n°2** : l'information relative à la variabilité géographique doit pouvoir être simulée en cours de conception sous un format cartographique

En ce qui concerne la première hypothèse, il s'avère qu'en effet à partir d'informations de conception, il est possible de déterminer des écarts de dommages liés à la localisation géographique. La conception d'un produit est un enchaînement de procédés (d'extraction, de transformation, de transport, de traitement, etc.). S'il n'est pas convenable de localiser en un seul emplacement la chaîne de valeurs d'un produit (celui-ci résultant d'un réseau de valeurs géographiquement « éclaté »), il est en revanche envisageable de simuler la localisation de chaque procédé. Dans l'expérimentation réalisée, trois procédés ont été simulés. Chaque

procédé induit un bilan de flux élémentaires (intrants et extrants) dont la réaction diffère en fonction des propriétés géophysiques du lieu d'implantation. Ce bilan de flux peut être soit connu du concepteur, soit modélisé à partir de la nomenclature dont dispose le concepteur, à l'aide d'une base de données d'ACV telle qu'ecoinvent et un logiciel de modélisation tel qu'openLCA. Dans l'expérimentation menée, cette approche a permis de mettre en pratique le PSGI et ainsi d'obtenir des scores de sévérité représentant les écarts de dommages sur la biodiversité et la santé humaine. Ces calculs d'écarts peuvent être générés à l'aide d'une méthode d'ACV spatialisée normalement utilisée pour répondre à des contraintes d'incertitude en ACV. La méthode LC-IMPACT a été utilisée. Les résultats générés ont permis d'écarter des possibilités de localisations d'implantations à risque de sévérité d'impact. Cependant, l'aspect multi-critère de l'approche n'a pas permis de formuler une recommandation d'implantation particulière. Si des compétences de modélisation restent nécessaires pour employer le PSGI, aucune compétence experte supplémentaire n'est requise : il s'agit d'opérer à une simulation basée sur le bilan de flux, de la même façon que serait réalisée une caractérisation. En revanche, l'aspect multi-critère peut amener à complexifier la prise de décision. La priorisation des enjeux considérés renvoie à la notion de responsabilité du concepteur, ce qui dépasse le périmètre de la perception d'information, qui est celui de cette thèse.

En ce qui concerne la seconde hypothèse, il s'avère que le format cartographique est essentiel dans le cadre de la considération de la variable géographique. Si le PSGI sous la forme d'un score permet la comparabilité de localisations, le format cartographique offre un niveau d'information important pour recontextualiser le score en question. En effet, la distribution planisphérique de la sévérité des impacts permet la visualisation de l'ensemble de la série de données discrétisée. Il est ainsi possible de savoir si un score élevé constitue, par exemple, une anomalie ou une normalité en regard de la simulation globale. Ce format permet également la recherche de localisations alternatives. De plus, ce dernier point permet notamment de lever le verrou de la temporalité de l'information en conception. En cours de conception, la carte permet de faire entrer la variabilité géographique dans le champ de la faisabilité. Avant mise en production d'un bien ou d'un service, en plus d'étudier les localisations permises et acceptables par le concepteur sur des critères économiques, techniques, logistiques, réglementaires ou même sociaux, il devient alors possible de sélectionner ces localisations aussi sur des critères d'impacts environnementaux. La

discrétisation réalisée permet de lever le verrou d'expertise nécessaire à la compréhension de telles notions : le score de sévérité cartographié va simplement de 0 à 10, ceci permettant la comparaison aisée des localisations.

En conclusion de cette expérimentation, il convient de soutenir que la simulation de la sévérité d'impacts locaux réalisée à l'échelle mondiale offre une approche méthodologique permettant de considérer la localisation géographique en tant que variable de conception responsable. L'indicateur proposé permet de rendre compte des sensibilités locales de deux impacts que sont la perte de biodiversité et la dégradation de la santé humaine. Selon les spécificités du projet de conception, il convient également de souligner que cette approche ne peut être déployée sans considérer l'ensemble des autres variables de conception responsable. En effet, les enjeux des impacts localisés ne peuvent être étudiés de façon dissociée de ceux des impacts globalisés. Or, la variabilité géographique n'est pas applicable à cette dernière catégorie.

Chapitre 6

Conclusions et perspectives

6.1. Conclusion

La responsabilité, plus que jamais et en regard des enjeux environnementaux et sociaux que l'Humain est capable d'identifier, se fait une place au cœur des décisions de conception. La conscience du choix et des conséquences du choix amène les concepteurs de biens, services et systèmes à l'adoption d'une attitude plus responsable. Si cette attitude est, avant tout, liée aux émotions et à la sensibilité du concepteur, le processus décisionnel de ce dernier est guidé par le monde qu'il a lui-même interprété : sa vision du monde réel. Dans ce cadre, il est alors logique de s'intéresser à l'information dont dispose le concepteur pour appréhender la complexité des enjeux écologiques de la conception de son produit.

Dans un chapitre de positionnement scientifique et thématique, la notion de responsabilité du concepteur a été explorée de façon interdisciplinaire. Du point de vue philosophique, il est particulièrement important de retenir que la notion de responsabilité va de pair avec celle d'irresponsabilité : la conscience ou l'inconscience du choix détermine la capacité du décideur à adopter ou non une attitude responsable. Il s'agit notamment de s'interroger sur les conséquences de ses actes, ce qui renvoie à des facultés individuelles de projection dans un contexte attendu. Du côté des sciences cognitives, il est admis que cette capacité à appréhender un contexte existant ou attendu est centrale dans la décision. Cependant, le caractère spatio-temporellement indirect des enjeux écologiques implique un effort cognitif de la part du décideur, ce qui renvoie à l'importance de l'information qui lui parvient et donc de la perception de cette information.

Les travaux de Gero et Kannengiesser formalisent les enjeux liés à la perception et à l'interprétation du monde en conception de produits. Ces travaux, corroborés par d'autres théories de la décision, attribuent un rôle crucial à l'information et à sa temporalité dans le processus de décision. La temporalité de l'information, que l'on pourrait résumer aux grandes étapes de son traitement et aux variables associées, est un enjeu particulièrement étudié en sociologie : les théories de la décision basées sur la rationalité et sur la maximisation mettent l'aspect temporel au cœur de la décision.

Avec l'apport de la philosophie, des sciences cognitives, de la sociologie et des théories de la conception, ce chapitre a amené la formalisation d'un cadre théorique de la décision responsable. Ce cadre expose notamment le cheminement de l'information en quatre étapes : exposition, identification, perception, interprétation.

La seconde partie de ce chapitre de positionnement s'est focalisée sur l'évolution de la conception responsable. De façon plus englobante, il convient de faire mention du concept de « conception pour la soutenabilité ». La conception pour la soutenabilité, telle que conceptualisée par Ceschin et Gaziulusoy, s'est développée au début des années 90 avec le *green design*, bien que les premières considérations environnementales en conception de produits datent des années 70. Ces considérations particulièrement orientées sur le produit et ses matériaux ont évolué pour s'élargir aux niveaux du service, de l'espace-temps et du système socio-technique. À travers l'évolution de ce concept, l'écoconception s'est imposée comme étant l'approche la plus répandue en industrie comme en recherche. Ce chapitre a permis de synthétiser l'écoconception en cinq grandes variables de conception responsable, sous forme de questionnements : *de quoi est-ce conçu ?*, *comment est-ce conçu ?*, *pourquoi est-ce conçu ?*, *avec qui est-ce conçu ?*, *où est-ce conçu ?*. L'exploration de ces variables a permis de mettre en exergue un manque méthodologique au niveau informationnel pour donner au concepteur l'opportunité d'exploiter la variable du « où ». Cette variable est, en effet, utilisée à des fins d'amélioration des incertitudes et non à des fins de support à la décision de conception pour appréhender les enjeux liés à la spatialisation des impacts écologiques.

Ce positionnement a amené à la formulation de la question de recherche : **Comment faire de la localisation géographique une variable de conception responsable ?**

En regard du positionnement établi, deux hypothèses ont été proposées pour tenter de répondre à la problématique. Ces deux hypothèses se sont structurées autour des deux verrous identifiés que sont la temporalité de l'information en conception et l'intégration de la considération géographique dans le processus de conception.

L'état de l'art construit pour étayer la question de recherche explore les domaines de recherche liés à la spatialisation d'impacts.

La première section de cet état de l'art se focalise sur la méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie, largement employée pour l'écoconception. Il est révélé que la considération géographique en conception de produits est indissociable de la chaîne de causalité de l'impact

étudié. Cette chaîne va du problème environnemental au dommage environnemental : elle est traçable en spatialisant l'Inventaire du Cycle de Vie du produit (les problèmes) et en régionalisant la caractérisation des impacts associés (les dommages). Chaque catégorie d'impact a été explorée en détail afin de comprendre la chaîne de causalité associée et les travaux de recherche menés à leur sujet en termes de spatialisation. Cette première partie de l'état de l'art amène deux observations importantes, compte tenu des hypothèses formulées. Premièrement, les travaux méthodologiques menés en spatialisation d'impacts ont pour objectif de répondre à une problématique d'incertitude en ACV alors que les résultats de ces recherches pourraient être aussi utilisés pour simuler des impacts de conception. Deuxièmement, considérer la localisation géographique en tant que variable de conception responsable implique un continuum géographique de l'impact étudié, ce qui ne permet pas au concepteur de travailler sur des enjeux globalisés tels que le changement climatique.

La seconde section de l'état de l'art a porté sur l'information cartographique. En matière de simulation géographique, la carte est un support incontournable. Cette partie a notamment permis de comprendre les variables visuelles en cartographie, essentielles dans le cadre de la perception de l'information par le lecteur de la carte, soit le concepteur dans ce contexte. Deux techniques d'extrapolation cartographique, notamment utilisées en ACV, ont également été identifiées : le *downscaling* et le krigeage. L'élément particulièrement étudié dans cette section est la discrétisation de données cartographiques. Crucial lorsqu'il est question de perception, la discrétisation est une technique incontournable quand il s'agit de traiter de grandes séries de données. L'état de l'art sur la discrétisation révèle des limites quant aux techniques utilisées et notamment une certaine variabilité dans les résultats obtenus. Ce point est à retenir dans l'optique de réaliser des simulations d'impacts mondiales.

Le quatrième chapitre a consisté en la construction d'une proposition visant à tester les hypothèses. Cette proposition s'appuie fortement sur les travaux identifiés dans l'état de l'art et sa structuration suit une approche rétrospective. Cette approche méthodologique est particulièrement adaptées à la complexité du problème appréhendé. De façon rétrospective, l'ensemble des besoins constituant la proposition ont été identifiés. L'expérimentation envisagée est d'ordre comparatif : il s'agit de comparer une démarche classique d'ACV spatialisée et une simulation basée sur la création d'un indicateur, le Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts (PSGI). La construction de cet indicateur est détaillée dans ce quatrième chapitre : elle se base sur une méthode de caractérisation d'impacts spatialisée,

compilée en une base cartographique via un algorithme de passage spécifique réalisé dans le cadre de cette thèse. Le couplage de cette base aux données techniques d'inventaire du concepteur permet alors la simulation d'implantation d'un procédé dans n'importe quelle localisation géographique (suivant un maillage de $1^\circ \times 1^\circ$). Cet indicateur est restitué sous trois formes : un score de potentiel d'impact sur 10, une graphique de variabilité liée à la discrétisation et une simulation planisphérique.

Une expérimentation numérique en contexte industriel a été rapportée dans le cinquième chapitre. La proposition a été mise en œuvre sur trois procédés de production chimique à partir d'huile de tournesol. Le contexte de cette expérimentation correspondait aux conditions décisionnelles décrites dans le deuxième chapitre de positionnement : le concepteur avait la volonté de réaliser un choix responsable dans l'implantation des procédés et avait, par ailleurs, prédéfini des localisations pour lesquelles la faisabilité technico-économique avait été validée. Avec cette expérimentation, la première hypothèse a pu être validée : à partir des informations dont dispose le concepteur, il est possible de déterminer des écarts de dommages liés à la localisation géographique. Il est cependant à noter que la simulation au niveau du produit complet n'est pas envisageable : la simulation est réalisée procédé à procédé, de la même façon que pour les autres variables de conception responsable identifiées dans le deuxième chapitre. Par ailleurs, la décision se heurte à l'aspect multi-critère du PSGI. Exactement comme en ACV, la considération de plusieurs catégories d'impacts en même temps peut amener à une impasse décisionnelle : la priorisation des enjeux est la seule solution pour outrepasser ce verrou, mais cette approche renvoie à la notion de responsabilité. En effet, sur quels critères admettre d'une catégorie d'impact est plus importante, ou plus grave, qu'une autre ?

La seconde hypothèse est également validée par l'expérimentation : le format cartographique est tout à fait adapté à la restitution de la variabilité géographique des impacts. L'approche mondiale de la simulation permet la détermination du potentiel de sévérité, de façon relative aux autres localisations possibles que celle simulée. La carte permet de recontextualiser le résultat obtenu. Effectivement, la carte permet d'observer si une simulation réalisée sur une localisation s'inscrit dans une tendance de sévérité globale ou si le score obtenu s'approche plutôt des extrêmes.

Contribution scientifique

Au fil de ce manuscrit, il a été question de philosophie, de sociologie, de sciences cognitives, d'écologie, de conception, de modélisation, de géographie, de cartographie et même d'algorithmie et de programmation. Si, d'aspect, cette thèse semble pluridisciplinaire, c'est bien dans son caractère **interdisciplinaire** que se situe sa contribution scientifique. Explorer un sujet tel que la responsabilité en conception requiert une vue d'ensemble indissociant les sciences sociales et les sciences pour l'ingénieur : il s'agit de traiter le sujet avec suffisamment de hauteur pour considérer les forces et limites des contributions associées.

La principale contribution de cette thèse est d'ordre méthodologique. Le Potentiel de Sévérité Géographique des Impacts permet de répondre à un manque informationnel identifié : aucune méthodologie ne permettait au concepteur de considérer la localisation géographique en tant que variable de conception, en dehors des démarches de réduction des distances de transports. Le PSGI offre maintenant la possibilité de simuler, directement en cours de conception, la sévérité d'impacts liée à l'implantation d'un procédé. Cette approche méthodologique offre plusieurs possibilités :

- **Assister la décision en comparant** des localisations d'implantations, en termes de sévérité potentielle, en se basant uniquement sur les données techniques du procédé. Si ces données peuvent être obtenues par le concepteur, elles peuvent également être issues d'une base de données d'ACV comme *ecoinvent*. Cette comparaison est multi-critères et rend compte de la sévérité potentielle des dommages sur la biodiversité et la santé humaine. Cette possibilité nouvelle est permise par les travaux sur l'incertitude spatiale en ACV. En termes de temporalité, si, dans l'expérimentation réalisée, la comparaison a été réalisée après l'étude de faisabilité technique d'implantation, cette étude peut être réalisée après ou en même temps (en intégrant alors le critère environnemental au même niveau que les autres critères de faisabilité).

- **Rendre compte des enjeux écologiques au niveau mondial**, à l'aide d'une simulation planisphérique de la sévérité potentielle du procédé. Le format cartographique et la discrétisation opérée permettent de dégager des tendances de sévérité pour un procédé, au niveau mondial, et d'identifier des ensembles géographiques cohérents en termes de potentiel de sévérité. Cette possibilité permet de recontextualiser les résultats obtenus pour la simulation d'une ou plusieurs localisations. En amont de l'étude de faisabilité d'implantation, la carte permet également de constituer un premier filtre dans le choix du concepteur (qui peut, par exemple, n'orienter l'étude de faisabilité que sur les localisations les moins sensibles).
- **Simuler en cours de conception** la sévérité potentielle d'un procédé. De la même façon qu'il est possible d'obtenir des informations techniques et environnementales sur des procédés ou matériaux rapidement en cours de conception (de nombreux outils, logiciels, normes et guides le permettent, tel qu'exposé dans le deuxième chapitre), il est maintenant possible d'obtenir rapidement un score de sévérité lié à la localisation. Avant cet apport méthodologique, intégrer les considérations spatiales imposait de réaliser une modélisation, souvent chronophage, souvent réalisée une fois la chaîne de valeurs déjà en place et nécessitant un très haut niveau d'expertise.

Cette contribution s'adresse principalement à la communauté de la conception de biens, services et systèmes.

Par ailleurs, il convient de rendre compte d'une contribution secondaire dans le champ de la discrétisation, en cartographie. Pour se rapprocher d'une discrétisation par les seuils naturels, les algorithmes usuellement utilisés cherchent à minimiser la variance intra-classe en comparant les valeurs deux à deux. Cette approche est coûteuse en puissance de calcul pour les grandes séries de données (et donc en temps) et ne tient pas compte de la relativité des écarts entre classes. Dans cette thèse, un algorithme de discrétisation a été développé : celui-ci ne cherche pas à minimiser la variance intra-classe mais à maximiser les écarts inter-classes, ce qui amène au même objectif d'identification de seuils naturels. Cette approche est plus rapide car chaque valeur n'est comparée qu'aux deux seules qui l'encadrent et non à l'ensemble des valeurs de la série (et tri préalable est effectué). Cet algorithme permet par ailleurs de tenir compte de la force des écarts, de façon absolue ou relative : il s'agit alors de faire varier ce critère pour observer la variabilité du classement et donc juger de la confiance qui peut être

accordée au résultat. Cette spécificité pourrait être étudiée plus en profondeur afin de proposer automatiquement un indicateur de confiance sur chaque classe, ce qui serait une évolution technique utile à la pratique de la cartographie analytique.

À travers ces travaux, plusieurs limites ont été identifiées.

Parmi celles-ci, une limite ne peut être outrepassée et est inhérente à la démarche d'écoconception :

- **L'approche multi-critères** de la proposition est un « double tranchant » méthodologique classique en écoconception. L'indicateur développé rend compte des enjeux sur la perte de biodiversité et sur la santé humaine : cette considération peut soit renforcer la confiance en la décision prise (si les deux catégories d'impacts présentent des résultats allant dans un même sens) soit complexifier la décision (si les résultats s'opposent). S'il est possible de prioriser une catégorie d'impact par rapport à une autre sur des critères propres au concepteur, rien ne peut justifier que l'une est plus importante ou plus grave que l'autre. De ce fait, comme dans l'expérimentation réalisée dans le cinquième chapitre, il est possible qu'aucune recommandation unique ne puisse être formulée. En effet, dans l'expérimentation menée, certaines localisations ont pu être déconseillées mais il n'a pas été possible d'en conseiller une spécifiquement.

Deux limites sont liées à l'exercice de discrétisation :

- **L'impossibilité de comparer des procédés différents** est inévitable. La discrétisation établit un classement des localisations pour un seul procédé étudié. Chaque localisation testée se retrouve alors affectée à une classe (soit un score) relatif à l'ensemble des autres localisations testées. Il s'agit, en effet, de ne tester qu'un critère à la fois : celui de la sévérité géographique de l'impact. De la même façon qu'il est possible de comparer les émissions de CO₂ moyennes de deux procédés différents, il est donc possible de comparer la sévérité d'impact de deux localisations différentes. Cette approche méthodologique n'est donc pas pensée pour assister le concepteur dans le choix d'un procédé mais bien dans le choix d'une localisation pour un procédé préalablement sélectionné. La sélection responsable de ce procédé peut être réalisée avec plusieurs outils et notamment l'ACV. Ainsi, il est impossible d'affirmer qu'un procédé A avec un PSGI de 9/10 est plus problématique qu'un procédé B avec un PSGI de 3/10 pour une même localisation. Cette limite implique un besoin de complémentarité méthodologique : en regard des cinq variables de conception responsable identifiées dans le deuxième chapitre, il est possible d'affirmer que la seule considération du « où » n'est pas suffisante pour supporter une démarche d'écoconception.
- **L'incertitude liée au nombre de classes** est une limite potentiellement forte, comme cela a été observé pour la catégorie d'impact sur la santé humaine dans l'expérimentation rapportée dans le cinquième chapitre. En effet, afin de s'assurer de la fiabilité du score donné par le PSGI, il semble difficilement envisageable de ne pas tester la variabilité du score lié directement au nombre de classes. L'usage du PSGI en passant outre cette étape pourrait amener le concepteur à prendre une décision éloignée voire opposée à son attente. Ce même risque informationnel s'observe en ACV en l'absence d'étude de sensibilité (étape consistant à faire varier les hypothèses) ou en l'absence d'étude de variabilité (étape consistant à faire varier les méthodes de caractérisation). De ce fait, le PSGI se doit d'être considéré comme une approche méthodologique à part entière, incluant l'étude des incertitudes liées au nombre de classes : le calcul de score ne doit pas être utilisé indépendamment, au risque de tromper le concepteur dans son processus décisionnel responsable.

Une limite est liée à la pluralité des enjeux amenant à une attitude responsable du concepteur :

- **Toutes les catégories d'impacts ne peuvent être considérées** car les catégories d'impacts régionalisées, telles que le changement climatique, se caractérisent par une rupture du continuum géographique dans la chaîne de causalité d'impact. Si la localisation du procédé étudié n'a pas de lien avec la localisation des éventuels impacts induits, le PSGI n'a aucun intérêt. Par exemple, étudier la sévérité géographique d'un procédé ne rejetant que du CO₂ dans l'atmosphère est discutable puisque, peu importe la localisation de ce procédé, les zones de concentration des impacts ne varient pas spatialement. Une étude préalable des enjeux, en termes d'impacts potentiels du procédé, est donc nécessaire afin de garantir une utilisation efficace du PSGI.

Enfin, deux limites liées aux travaux sur lesquels s'appuient le PSGI sont à noter :

- **La granularité cartographique des données utilisées est hétérogène.** Effectivement, comme détaillé dans le quatrième chapitre exposant la proposition, les jeux de données disponibles présentent des échelles géographiques différentes d'un flux à l'autre : certaines bases de données proposent un maillage cartographique, d'autres proposent la considération d'archétypes géographiques et d'autres enfin référencent les données par territoire (pays, continent, bassin versant,...). Cette hétérogénéité d'organisation des bases est principalement liée à un manque de données disponibles mais tend, ces dernières années, à s'améliorer sous l'impulsion de la communauté de l'ACV et des préoccupations sur l'incertitude spatiale. Néanmoins, dans le cadre du PSGI, cette hétérogénéité est visible sur certains résultats : c'est notamment le cas au niveau de l'Amérique du Nord, zone sur laquelle très peu de données sont disponibles (en résulte alors une démarcation étrangement nette entre la sévérité au Canada et aux États-Unis). Ces discontinuités géographiques pourraient être approximées par *downscaling* ou krigeage en attendant la disponibilité de jeux de données plus précis.

- **Les enjeux océaniques sont occultés**, faute de base de données disponible pour la caractérisation spatialisée des impacts associés. De nombreux problèmes et dommages écologiques concernent l'océan mondial, en termes de toxicité (liée notamment à la pollution par le plastique), d'acidification ou d'événements climatiques (liés notamment à la pollution thermique). Tous ces enjeux sont aujourd'hui sous-étudiés en ACV, du fait de leur complexité. De ce fait, aucune donnée ne pouvant être exploitée par le PSGI, seules les terres émergées sont considérées dans la simulation d'impacts.

Contribution pédagogique

Dans le cadre de l'unité d'enseignement EV12 de l'Université de Technologie de Troyes, intitulée "Écoconception, technologies propres et recyclage" les étudiants-ingénieurs sont formés à l'Analyse du Cycle de Vie. À travers cet enseignement, l'utilisation du PSGI par les étudiants a été testée. Afin de faciliter cet enseignement et la prise en main par les étudiants, une interface de saisie a été développée. Cette interface évite aux étudiants toute manipulation de code et leur permet d'avoir des résultats directement via leur navigateur. En plus de l'interface, une base de données MySQL a été mise en place, notamment pour permettre la persistance des données des projets des étudiants. Si cette base permet aux étudiants de conserver leurs données, elle permet également de capitaliser sur les projets réalisés.

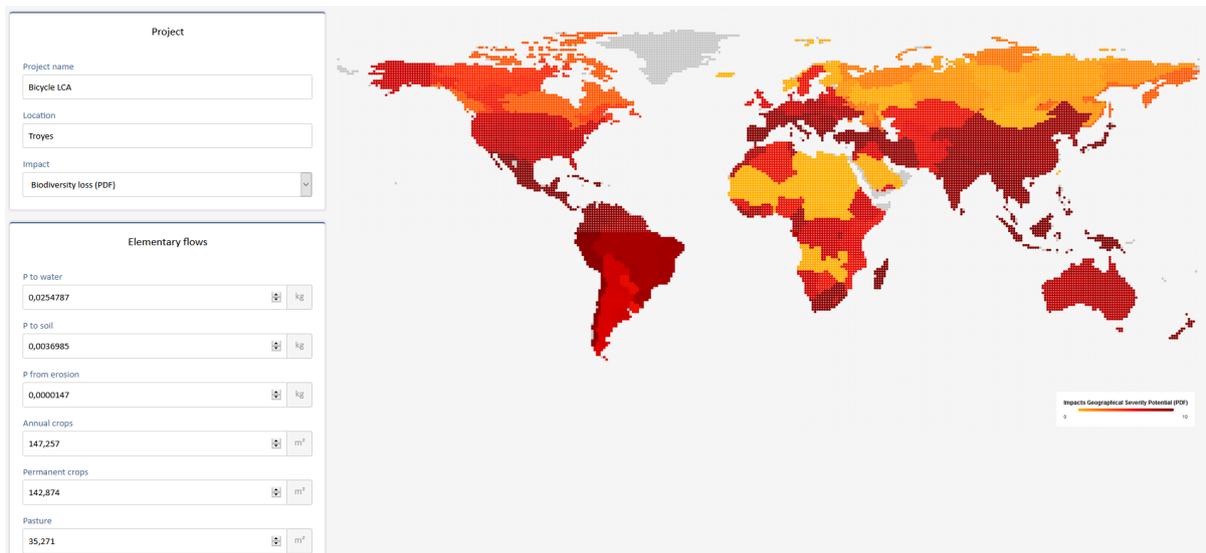


Figure 6-1. Interface web de l'outil PSGI

Cette capitalisation de données pourrait alors permettre d'éprouver l'indicateur afin de réaliser des études de sensibilité sur un large panel de projets.

Comme évoqué dans le deuxième chapitre, le développement de l'attitude responsable du concepteur est lié à sa sensibilité individuelle. La formation des jeunes ingénieurs est une occasion de sensibilisation et la prise en main du PSGI leur permet alors particulièrement de développer leur conscience des variables de conception responsable et, évidemment, de la variable du « où ».

Il est à noter que, malgré l'interface mise à disposition, les étudiants ont éprouvé quelques difficultés à faire le lien entre le logiciel d'ACV permettant l'obtention des flux et l'interface en question pour générer le PSGI. Seuls les étudiants à l'aise avec le concept de flux élémentaire ont pu rapidement générer des résultats et les utiliser pour formuler des recommandations. Un axe d'amélioration fort pour la prise en main de cet indicateur serait d'éviter cette opération de récupération des flux élémentaires :

- soit en intégrant directement une base de données d'ACV (commeecoinvent) à l'interface permettant de calculer le PSGI : ainsi, il s'agirait de directement sélectionner une donnée pour reporter automatiquement les flux induits à l'algorithme, mais ceci nécessite un temps de développement qui n'est pas négligeable
- soit en intégrant le PSGI à un framework d'ACV libre (comme openLCA ou Brightway2) mais ceci nécessite, également, un temps de développement conséquent

6.2. Perspectives d'applications et de recherches

Reproduction de l'expérimentation avec la méthode Impact WORLD+

La première perspective logique de continuité de ces travaux est la reproduction de l'expérimentation menée en utilisant les facteurs issus d'Impact WORLD+ à la place de ceux issus de LC-IMPACT. En effet, les deux méthodes, étudiées dans le troisième chapitre, sont compatibles pour alimenter la base du PSGI. Les deux méthodes de caractérisation étant différentes, elles reposent sur des modèles géophysiques différents (en fonction des catégories d'impacts). Il serait donc très pertinent de parser Impact WORLD+ pour permettre son utilisation dans le PSGI et ainsi pouvoir comparer les résultats obtenus avec ceux issus de LC-IMPACT. Cette opération permettrait potentiellement de pouvoir confirmer certaines tendances géographiques, d'en rendre d'autres discutables et de consolider ou modérer certains résultats.

Au-delà de la comparaison, la constitution d'une base mixte pour le PSGI est envisageable, dans la mesure où les résultats générés ne sont pas absolus : pour des zones ayant aujourd'hui un seul facteur de caractérisation défini par catégorie d'impact, il pourrait y en avoir deux ou plus et ainsi aller vers l'utilisation d'un facteur moyen par zone. La variabilité des facteurs de chaque zone (chaque maille cartographique) devra être prise en considération pour qualifier l'incertitude éventuelle du score obtenu.

Développement d'un indicateur de confiance

À travers l'expérimentation du PSGI, une certaine variabilité potentielle des résultats a été observée et peut être imputée à l'exercice de discrétisation. En effet, deux éléments ont un effet sur la variabilité des résultats :

- le nombre de classes utilisé pour générer le score
- l'approche d'identification des discontinuités de la série (relative ou absolue)

La considération de cette variabilité par le concepteur est essentielle : si les résultats varient peu, une certaine confiance peut être accordée aux résultats mais, si les variations sont élevées, il est potentiellement préférable pour le concepteur d'écarter certains résultats qui

pourraient orienter sa décision dans une direction opposée à son objectif de responsabilité. Néanmoins, la réalisation d'une telle étude de variabilité demande au concepteur des compétences statisticiennes qui rendent, potentiellement, l'utilisation complète du PSGI longue et complexe (ce qui n'est pas souhaité, en considération de la problématique de temporalité de l'information identifiée dans le deuxième chapitre). En ce sens, une perspective de recherche se dessine dans la proposition d'un indicateur de confiance annexé aux résultats du PSGI. En effet il est tout à fait possible, du point de vue algorithmique, d'automatiser l'étude de variabilité des résultats en faisant varier le nombre de classes et les paramètres d'identification des discontinuités. L'objectif serait alors de définir une échelle de variabilité des résultats pour donner un indicateur de confiance au concepteur et ainsi conforter sa décision. Par exemple, cette échelle pourrait attribuer une lettre de A (résultat très fiable) à F (résultat très incertain) aux scores obtenus.

Afin d'aller plus loin dans l'intégration de la confiance dans le processus de décision, il serait également pertinent que cet algorithme proposé intègre une variable liée à la qualité de la base de données utilisée. Il s'agit ici particulièrement d'intégrer la précision géographique permise par la base : la surface représentative des facteurs de caractérisation utilisés pourrait améliorer le score de confiance (par exemple, dans le cas d'une maille de $0,5^{\circ} \times 0,5^{\circ}$) ou le dégrader (par exemple, dans le cas d'un territoire aussi vaste que le Canada). De la même façon qu'il est pratiqué dans les études d'incertitude en ACV, la représentativité temporelle du jeu de données pourrait également contribuer au score de confiance, à condition que cette information soit disponible, ce qui n'est actuellement pas le cas dans les méthodes de caractérisation (la base complète de facteurs est datée et non le facteur précisément).

De façon plus large, une telle perspective de travail pourrait être traitée dans le cadre d'une étude plus approfondie sur la thématique de la confiance en conception (notamment en conception responsable). Cette thématique, à l'interface des sciences cognitives et de la modélisation, pourrait constituer une perspective de thèse particulièrement complémentaire à celle-ci.

Approche de *downscaling* à destination des experts

Les méthodes de caractérisation utilisées pour créer la base du PSGI (dans cette thèse, la méthode LC-IMPACT), sont basées sur des modèles géophysiques censés reconstituer le comportement de polluants identifiés dans le temps et dans l'espace. Il est fait mention de ces

modèles dans le troisième chapitre. Ces modèles permettent le calcul des trois sous-facteurs entrant dans la composition du facteur de caractérisation, pour rappel : le facteur de devenir, le facteur d'exposition et le facteur d'effet. Certaines méthodes, comme la méthode USEtox, permettent de calculer ces facteurs pour des zones précises et définies par l'utilisateur de la méthode, par une approche de *downscaling*. Il s'agit d'adapter une formule définie pour une zone géographique large (un pays, par exemple) à une division de cette même zone (un département, par exemple), en ajustant les variables utilisées à cette nouvelle échelle. Il s'agit par exemple de redéfinir pour la zone ses surfaces de lacs, de rivières, de forêts, de cultures, etc. Cette approche est envisageable pour le calcul du PSGI en passant la base utilisée à un niveau de complexité plus avancé : il s'agit de référencer géographiquement les variables géophysiques à la place des facteurs de caractérisation, avec de générer les calculs de facteurs à la volée. Cette complexification serait, évidemment, à destination des experts ayant l'habitude des calculs d'impacts et la connaissance des enjeux liés. Une telle adaptation permettrait potentiellement d'employer le PSGI dans des problématiques de site. Effectivement, en l'état, l'étude d'implantation d'un procédé avec plusieurs options de localisations dans un même département n'est pas envisageable avec le PSGI, du fait d'une maille cartographique trop large. L'expérimentation a d'ailleurs révélée qu'à l'échelle du territoire français, les variations des scores de sévérité étaient extrêmement faibles. Cet effet est notamment lié à l'échelle de comparaison utilisée pour générer un score relatif : le monde entier. Dans le cas d'une étude à l'échelle d'un territoire tel qu'un département français, un système de *downscaling* pourrait alors permettre d'adapter les facteurs locaux et l'échelle de comparaison (par exemple, le pays au lieu du monde) et ainsi mettre en exergue des spécificités de site.

Approfondissement des aspects liés à la perception cartographique

Dans cette thèse orientée sur le processus de décision responsable en conception, la contribution s'est particulièrement focalisée sur le nœud informationnel à l'interface des mondes réel et interprété, soit l'exposition et l'identification de l'information. Avec l'expérimentation réalisée, plusieurs intérêts du format cartographique pour la représentation des résultats au PSGI ont été confirmés dans le cinquième chapitre. Conformément au cadre théorique défini dans le deuxième chapitre, la perception et l'interprétation de l'information sont influencés par la connaissance et les émotions du concepteur. Dans le cas présent, le

concepteur est le lecteur des cartes générées. En ce sens, il convient de s'interroger sur la conception de ces cartes. Il est, effectivement, logique de questionner le choix des variables visuelles sélectionnées pour représenter les scores. Par exemple, sur le plan colorimétrique, une plage de couleurs a été définie pour chacune des deux catégories d'impacts définies (gamme rouge pour la biodiversité et gamme violette pour la santé humaine). L'étendue de ces plages pourrait potentiellement influencer sur la perception des résultats : pour un même score au PSGI, il est probable qu'une maille rouge soit identifiée comme moins problématique qu'une maille carmin (même si le carmin est absent de la légende, le lecteur peut avoir son référentiel propre).

Une perspective de recherche orientée sur la perception cartographique est alors à mener. Sur la base des résultats de l'expérimentation, plusieurs formats pourraient être testés et soumis à un panel de lecteurs afin d'observer si, statistiquement, des tendances d'interprétations convergent ou divergent.

Étude de la perception cartographique par le consommateur

Afin d'élargir le champ des perspectives, tout comme il a été question de s'interroger sur la sensibilité du concepteur à la variable géographique, il convient de s'interroger sur la sensibilité du consommateur. Les études d'ACV réalisées en conception peuvent être utilisées pour être traduites en formats de communication des impacts aux consommateurs (particuliers ou entreprises). Cette démarche d'affichage environnemental a été initiée en France en 2011 pour une expérimentation de 2 ans à travers plusieurs secteurs d'activités impliquant de la conception de produits ou services. Par la suite, l'expérimentation a été réalisée au niveau européen pour aboutir notamment à la publication du *Product Environmental Footprint* (PEF). À ce jour, l'affichage environnemental est toujours utilisé en France et la question du format de cet affichage a été discuté dans le cadre d'un groupe de travail national animé par l'ADEME et l'AFNOR jusqu'à aboutir à un format uniformisé pour tous les secteurs. Ce format utilise l'ACV pour communiquer des impacts potentiels en valeurs absolues, associés à des échelles relatives et un score agrégé sous la forme d'une lettre allant de A (impact faible) à E (impact fort).

Compte tenu de la possibilité, via le PSGI, de restituer un potentiel de sévérité d'impact sous la forme cartographique, il serait pertinent de tester la réceptivité d'un public à ce format dans le cadre d'une décision de consommation. Alors qu'une lettre (de A à E) est relativement

abstraite pour se représenter un impact potentielle, une carte pourrait permettre à un commateur de rattacher un dommage à un espace dans lequel il est susceptible de se représenter. Tester cette possible influence du format sur des consommateurs est sans doute la perspective de recherche la plus en lien avec les problématiques actuelles de la société, qui reste encore en 2020, rappelons-le, une société de consommation.

6.3. Épilogue

La conscience implique le choix. S'il y a bien une chose à retenir en matière de responsabilité, c'est que la conscience est la clef de voûte qui soutient la décision responsable de l'Humain. L'inconscient n'est pas irresponsable. Être conscient des effets potentiels de sa décision est un état indispensable à l'attitude responsable. Œuvrer dans le sens de l'éveil des consciences est alors une direction de recherche dont l'utilité à la société est indiscutable. Si cette thèse à vocation à d'adresser aux concepteurs, certaines des interrogations soulevées pourraient tout autant s'adresser aux consommateurs, aux élus, aux managers et à tout type de décideur. L'approche de tels sujets, au vu de leur complexité, se doit d'être interdisciplinaire. Cette spécificité, qui est celle de l'équipe de recherche CREIDD de l'Institut Charles Delaunay, se fait ressentir dans cette thèse que j'ai eu grand plaisir à réaliser, des premières explorations à la rédaction du manuscrit.

« Choix et conscience sont une seule et même chose. »

Jean-Paul Sartre

Bibliographie

[Abbasov, 2019] Abbasov, I. B. Psychology of Visual Perception.

[Adem et al., 2014] Adem, A. A., Melesse, A. M., Tilahun, S. A., Setegn, S. G., Ayana, E. K., Wale, A., & Assefa, T. T. (2014). Climate change projections in the upper Gilgel Abay River catchment, Blue Nile basin Ethiopia. In Nile river basin (pp. 363-388). Springer, Cham.

[Ademe, 2008] ADEME (2008). Ecofaire l’outil. Document mis en ligne en avril 2019. <https://www.ademe.fr/ecofaire-loutil>

[Agnese et Festa, 1997] Agnese, A. G., & Festa, R. (1997). Clues to discretization on the cosmic scale. *Physics Letters A*, 227(3-4), 165-171.

[Ahmad et al., 2012] Ahmad, S. S., Aziz, N., Ejaz, M., & Ali, M. T. (2012). Integration of GIS and Artificial Neural Network for prediction of Ozone Concentration in Semi-rural areas of Rawalpindi and Islamabad. *International Journal Of Computational Engineering Research*, 2.

[Akdeniz et al., 2011] Akdeniz, S., Karaer, F., Katip, A., & Aksoy, E. (2011). A Gis-based method for shallow lake eutrophication assessment. *Journal of Biological and Environmental Sciences*, 5(15).

[Alemam et Li, 2014] Alemam, A., & Li, S. (2014). Integration of quality function deployment and functional analysis for eco-design. *International Journal of Mechanical Engineering and Mechatronics*, 2(1), 1-12.

[Ameri et Dutta, 2005] Ameri, F., & Dutta, D. (2005). Product lifecycle management: closing the knowledge loops. *Computer-Aided Design and Applications*, 2(5), 577-590.

[Arzoumanidis et al., 2017] Arzoumanidis, I., Salomone, R., Petti, L., Mondello, G., & Raggi, A. (2017). Is there a simplified LCA tool suitable for the agri-food industry? An assessment of selected tools. *Journal of Cleaner Production*, 149, 406-425.

[Asselin-bal.ençon et al., 2012] Asselin-Balençon, A., Henderson, H., Lessard, L., Vionnet, S., & Jolliet, O. (2012). Spatialized water stress impact of US milk production: A matrix approach. *Food LCA*.

[Azevedo et al., 2013] Azevedo, L. B., Henderson, A. D., van Zelm, R., Jolliet, O., & Huijbregts, M. A. (2013). Assessing the importance of spatial variability versus model choices in life cycle impact assessment: the case of freshwater eutrophication in Europe. *Environmental science & technology*, 47(23), 13565-13570.

[Bailly et al., 2016] Bailly, A., Beguin, H., & Scariati, R. (2016). *Introduction à la géographie humaine-9e éd.* Armand Colin.

[Baudrillard, 2016] Baudrillard, J. (2016). *The consumer society: Myths and structures.* Sage.

[Belkadi et al., 2013] Belkadi, F., Bonjour, E., Camargo, M., Troussier, N., & Eynard, B. (2013). A situation model to support awareness in collaborative design. *International Journal of Human-Computer Studies*, 71(1), 110-129.

[Bertin, 1967] Bertin, J. (1967). *Sémiologie graphique: les diagrammes.* Mouton.

[Beyer et Holtzblatt, 1999] Beyer, H., & Holtzblatt, K. (1999). Contextual design. *interactions*, 6(1), 32-42.

[Beyers et Kerremans, 2007] Beyers, J., & Kerremans, B. (2007). Critical resource dependencies and the Europeanization of domestic interest groups. *Journal of European public policy*, 14(3), 460-481.

[Birkett, 2010] Birkett, S. (2010). The development of responsibility in product designers.

[Blessing et Chakrabarti, 2009] Blessing, L. T., & Chakrabarti, A. (2009). *DRM, a design research methodology.* Springer Science & Business Media.

[Boks, 2006] Boks, C. (2006). The soft side of ecodesign. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1346-1356.

[Boks et McAl.oone, 2009] Boks, C., & McAl.oone, T. C. (2009). Transitions in sustainable product design research. *International Journal of Product Development*, 9(4), 429-449.

[Bonjour et al., 2009] Bonjour, E., Belkadi, F., Troussier, N., & Dulmet, M. (2009). Modelling interactions to support and manage collaborative decision-making processes in design situations. *International Journal of Computer Applications in Technology*, 36(3-4), 259-271.

[Bos et al., 2016] Bos, U., Horn, R., Beck, T., Lindner, J. P., & Fischer, M. (2016). LANCA®-Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment: Version 2.0. Fraunhofer Verlag.

[Bourg, 2015] Bourg, D. (2015). Climat : le thermomètre et le philosophe - Spécial "2° avant la fin du monde". Youtube. Vidéo publiée le 2 novembre 2015. <https://www.youtube.com/watch?v=v4Z9sjVmj7c>

[Bourg et Fragniere, 2014] Bourg, D., & Fragnière, A. (2014). La pensée écologique: une anthologie.

[Bovea et Gal.lardo, 2006] Bovea, M. D., & Gallardo, A. (2006). The influence of impact assessment methods on materials selection for eco-design. *Materials & Design*, 27(3), 209-215.

[Bovea et Vidal., 2004] Bovea, M. D., & Vidal, R. (2004). Materials selection for sustainable product design: a case study of wood based furniture eco-design. *Materials & design*, 25(2), 111-116.

[Bratec et al., 2017] Bratec, F., Matta, N., Reyes, T., Troussier, N., Diaz Pichardo, R., Voinot, T., & Jouanne, G. (2017). An exploratory study to integrate feasibility into the eco-design process: An approach to link design and environmental parameters. In *DS 87-1 Proceedings of the 21st International Conference on Engineering Design (ICED 17) Vol 1: Resource Sensitive Design, Design Research Applications and Case Studies*, Vancouver, Canada, 21-25.08. 2017 (pp. 239-248).

[Bratec et al., 2019] Bratec, T., Kirchhübel, N., Baranovskaya, N., Laratte, B., Jolliet, O., Rikhvanov, L., & Fantke, P. (2019). Towards integrating toxicity characterization into environmental studies: case study of bromine in soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-14.

[Bray, 2010] Bray, D. (2010). The scientific consensus of climate change revisited. *Environmental science & policy*, 13(5), 340-350.

[Brewer, 1992] Brewer, C. A. (1992). The prediction of surround-induced changes in map color appearance.

[Brezet et Van Hemel, 1997] Brezet, H., & Van Hemel, C. (1997). *Ecodesign. A Promising Approach*, United Nations Publication, Paris.

[Brodie et al., 2012] Brodie, M. L., Mylopoulos, J., & Schmidt, J. W. (Eds.). (2012). *On conceptual modelling: Perspectives from artificial intelligence, databases, and programming languages*. Springer Science & Business Media.

[Brooks et Carruthers, 1953] Brooks, C. E. P., & Carruthers, N. (1953). *Handbook of statistical methods in meteorology*. Handbook of statistical methods in meteorology.

[Brundtland, 1987] Brundtland, G. H. (1987). *Report of the World Commission on environment and development: "our common future."*. United Nations.

[Bsi, 2013] BSI (2013). PD CEN/TS 16524:2013. *Méthodologie de réduction des impacts environnementaux à la conception et au développement des produits*

[Bulle et al., 2019] Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A. M., Bourgault, G., De Bruille, V., ... & Kashef-Haghighi, S. (2019). IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1653-1674.

[Burghardt et al., 2016] Burghardt, D., Duchêne, C., & Mackaness, W. (2016). Abstracting Geographic Information in a Data Rich World. SPRINGER INTERNATIONAL PU.

[Burrough et al., 2015] Burrough, P. A., McDonnell, R., McDonnell, R. A., & Lloyd, C. D. (2015). Principles of geographical information systems. Oxford university press.

[Canney et Bielefeldt, 2015] Canney, N., & Bielefeldt, A. (2015). A framework for the development of social responsibility in engineers. International Journal of Engineering Education, 31(1B), 414-424.

[Carroll, 2003] Carroll, S. B. (2003). Genetics and the making of Homo sapiens. Nature, 422(6934), 849.

[Castner, 1964] Castner, H. W. (1964). The role of pattern in the visual perception of graded dot area symbols in cartography (Doctoral dissertation).

[Cauvin et al., 1987] Cauvin, C., Henri Reymond, G., Serradj, A., & Reymond, H. (1987). Discrétisation et représentation cartographique. Gip Reclus.

[Cauvin et al., 2013] Cauvin, C., Escobar, F., & Serradj, A. (2013). Thematic Cartography, Cartography and the Impact of the Quantitative Revolution (Vol. 2). John Wiley & Sons.

[Ceschin et Gaziulusoy, 2016] Ceschin, F., & Gaziulusoy, I. (2016). Evolution of design for sustainability: From product design to design for system innovations and transitions. Design studies, 47, 118-163.

[Cimatti et al., 2017] Cimatti, B., Campana, G., & Carluccio, L. (2017). Eco design and sustainable manufacturing in fashion: A case study in the luxury personal accessories industry. Procedia Manufacturing, 8, 393-400.

[Cipolla et Bartholo, 2014] Cipolla, C., & Bartholo, R. (2014). Empathy or inclusion: A dialogical approach to socially responsible design. International Journal of Design, 8(2).

[Collado-ruiz et Ostad-ahmad-ghorabi, 2010] Collado-Ruiz, D., & Ostad-Ahmad-Ghorabi, H. (2010). Fuon theory: Standardizing functional units for product design. *Resources, conservation and recycling*, 54(10), 683-691.

[Collier et Wayment, 2018] Collier, A. F., & Wayment, H. A. (2018). Psychological benefits of the “maker” or do-it-yourself movement in young adults: A pathway towards subjective well-being. *Journal of Happiness Studies*, 19(4), 1217-1239.

[Conley et al., 2009] Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., ... & Likens, G. E. (2009). Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014-1015.

[Connolly et al., 1997] Connolly, T., Ordóñez, L. D., & Coughlan, R. (1997). Regret and responsibility in the evaluation of decision outcomes. *Organizational behavior and human decision processes*, 70(1), 73-85.

[Cooper, 2004] Cooper, T. (2004). Inadequate life? Evidence of consumer attitudes to product obsolescence. *Journal of Consumer Policy*, 27(4), 421-449.

[Cooper, 2005] Cooper, R. (2005). Ethics and altruism: what constitutes socially responsible design?. *Design Management Review*, 16(3), 10-18.

[Cor et Zwolinski, 2015] Cor, E., & Zwolinski, P. (2015). A protocol to address user behavior in the eco-design of consumer products. *Journal of Mechanical Design*, 137(7).

[Cordoba et Veshagh, 2013] Cordoba, D. B., & Veshagh, A. (2013). Managing eco design and sustainable manufacturing. In *Re-engineering Manufacturing for Sustainability* (pp. 59-67). Springer, Singapore.

[Cosme et al., 2018] Cosme, N., Mayorga, E., & Hauschild, M. Z. (2018). Spatially explicit fate factors of waterborne nitrogen emissions at the global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(6), 1286-1296.

[Cressie, 1990] Cressie, N. (1990). The origins of kriging. *Mathematical geology*, 22(3), 239-252.

[Curran, 2014] Curran, M. A. (2014). Strengths and limitations of life cycle assessment. In *Background and future prospects in Life Cycle Assessment* (pp. 189-206). Springer, Dordrecht.

[Davey et al., 2007] Davey, C. L., Wootton, A. B., Thomas, A., Cooper, R., & Press, M. (2007). Design for the surreal world?: a new model of socially responsible design. In *The Sixth International Conference of the European Academy of Design*.

[Davide et Marco, 2015] Davide, R., & Marco, S. (2015). Anticipating the identification of contradictions in eco-design problems. *Procedia engineering*, 131, 1011-1020.

[De Caluwe, 2004] de Caluwe, N. (2004). Business benefits from applied EcoDesign. In *2004 International IEEE Conference on the Asian Green Electronics (AGEC)*. Proceedings of (pp. 200-205). IEEE.

[De Lumley, 2006] de Lumley, H. (2006). Il y a 400 000 ans: la domestication du feu, un formidable moteur d'hominisation. *Comptes Rendus Palevol*, 5(1), 149-154.

[De Rosa et al., 2017] de Rosa, M., Vestergaard Odgaard, M., Staunstrup, J. K., Trydeman Knudsen, M., & Hermansen, J. E. (2017). Identifying Land Use and Land-use Changes (LULUC): a global LULUC matrix. *Environmental Science & Technology*.

[Deliang et Inger, 2008] Deliang, C., & Inger, H. B. (2008). Empirical-statistical downscaling. World Scientific Publishing Company.

[Depret et Hamdouch, 2009] Depret, M. H., & Hamdouch, A. (2009). Quelles politiques de l'innovation et de l'environnement pour quelle dynamique d'innovation environnementale?. *Innovations*, (1), 127-147.

[Devleesschauwer et al., 2014] Devleesschauwer, B., Havelaar, A. H., De Noordhout, C. M., Haagsma, J. A., Praet, N., Dorny, P., ... & Speybroeck, N. (2014). DALY calculation in practice: a stepwise approach. *International journal of public health*, 59(3), 571-574.

[Dewulf, 2003] Dewulf, W. (2003). Design for sustainability-anticipating the challenge. In *DS 31: Proceedings of ICED 03, the 14th International Conference on Engineering Design*, Stockholm.

[Di Virgilio, 2012] Di Virgilio, N. (2012). *LCA-GIS integrated approach for a sustainable land use under energy crops* (Doctoral dissertation, alma).

[Domingo et al., 2013] Domingo, L., Brissaud, D., & Mathieux, F. (2013, August). Implementing scenario to better address the use phase in product ecodesign.

[Doran, 2002] Doran, J. W. (2002). Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agriculture, ecosystems & environment*, 88(2), 119-127.

[Dougherty et al., 1995] Dougherty, J., Kohavi, R., & Sahami, M. (1995). Supervised and unsupervised discretization of continuous features. In *Machine Learning Proceedings 1995* (pp. 194-202). Morgan Kaufmann.

[Dourish et Bellotti, 1992] Dourish, P., & Bellotti, V. (1992, December). Awareness and coordination in shared workspaces. In *Proceedings of the 1992 ACM conference on Computer-supported cooperative work* (pp. 107-114).

[Dreborg, 1996] Dreborg, K. H. (1996). Essence of backcasting. *Futures*, 28(9), 813-828.

[Dresen et Jandewerth, 2012] Dresen, B., & Jandewerth, M. (2012). Integration of spatial analyses into LCA—calculating GHG emissions with geoinformation systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(9), 1094-1103.

[Ellis et al., 2012] Ellis, E. C., Antill, E. C., & Kreft, H. (2012). All is not loss: plant biodiversity in the Anthropocene. *PloS one*, 7(1), e30535.

[Eshleman, 2014] Eshleman, A. (2014). Moral responsibility.

[Fantke, 2017] Fantke, P. (2017). UNEP/SETAC scientific consensus model for characterizing human toxicological and ecotoxicological impacts of chemical emissions in life cycle assessment. USEtox® International Center Hosted at the Technical University of Denmark: Lyngby, Denmark.

[Fayyad et Irani, 1993] Fayyad, U., & Irani, K. (1993). Multi-interval discretization of continuous-valued attributes for classification learning.

[Finnveden, 2000] Finnveden, G. (2000). On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(4), 229.

[Fuchs, 2012] Fuchs, J. (2012). L'obsolescence programmée et ses impacts économiques, environnementaux et sociaux (Doctoral dissertation, Haute école de gestion de Genève).

[Furnham, 2017] Furnham, A. (2017). Myers-briggs type indicator (mbti). *Encyclopedia of personality and individual differences*, 1-4.

[Fussel et Klein, 2006] Fussel, H. M., & Klein, R. J. (2006). Climate change vulnerability assessments: an evolution of conceptual thinking. *Climatic change*, 75(3), 301-329.

[Garcia-perez et al., 2018] García-Pérez, S., Sierra-Pérez, J., & Boschmonart-Rives, J. (2018). Environmental assessment at the urban level combining LCA-GIS methodologies: A case study of energy retrofits in the Barcelona metropolitan area. *Building and Environment*, 134, 191-204.

[Garlandini et Fabrikant, 2009] Garlandini, S., & Fabrikant, S. I. (2009, September). Evaluating the effectiveness and efficiency of visual variables for geographic information visualization. In *International Conference on Spatial Information Theory* (pp. 195-211). Springer, Berlin, Heidelberg.

[Gasol et al., 2011] Gasol, C. M., Gabarrell, X., Rigola, M., González-García, S., & Rieradevall, J. (2011). Environmental assessment:(LCA) and spatial modelling (GIS) of energy crop implementation on local scale. *biomass and bioenergy*, 35(7), 2975-2985.

[Gehin et al., 2007] Gehin, A., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2007). Towards the use of LCA during the early design phase to define EoL scenarios. In *Advances in Life Cycle Engineering for Sustainable Manufacturing Businesses* (pp. 23-28). Springer, London.

[Gehin et al., 2008] Gehin, A., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2008). A tool to implement sustainable end-of-life strategies in the product development phase. *Journal of Cleaner Production*, 16(5), 566-576.

[Gero et Kannengiesser, 2004] Gero, J. S., & Kannengiesser, U. (2004). The situated function–behaviour–structure framework. *Design studies*, 25(4), 373-391.

[Gerst, 2008] Gerst, M. D. (2008). Revisiting the cumulative grade-tonnage relationship for major copper ore types. *Economic Geology*, 103(3), 615-628.

[Geyer et al., 2010] Geyer, R., Stoms, D. M., Lindner, J. P., Davis, F. W., & Wittstock, B. (2010). Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(5), 454-467.

[Greasley et Oxley, 1996] Greasley, D., & Oxley, L. (1996). Discontinuities in competitiveness: the impact of the First World War on British industry. *Economic History Review*, 82-100.

[Greco et al., 2007] Greco, S. L., Wilson, A. M., Spengler, J. D., & Levy, J. I. (2007). Spatial patterns of mobile source particulate matter emissions-to-exposure relationships across the United States. *Atmospheric Environment*, 41(5), 1011-1025.

[Hansen et al., 2001] Hansen, B., Alrøe, H. F., & Kristensen, E. S. (2001). Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83(1), 11-26.

[Hauschild, 2006] 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*, 11(1), 11-13.

[Hauschild Bjorn, 2018] Hauschild, M. Z., & Bjørn, A. (2018). LCA cookbook. In *Life Cycle Assessment* (pp. 963-1048). Springer, Cham.

[Hauschild et al., 2005] Hauschild, M., Jeswiet, J., & Alting, L. (2005). From life cycle assessment to sustainable production: status and perspectives. *CIRP Annals-Manufacturing Technology*, 54(2), 1-21.

[Hauschild et al., 2008] Hauschild, M., Huijbregts M., Joliet O., Margni M., MacLeod M., van de Meent D., Rosenbaum R.K., McKone T (2008). Building a model based on scientific consensus for Life Cycle Impact: Assessment of Chemicals: the Search for Harmony and Parsimony. *Environmental Science and Technology* 42(19), 7032-7036

[Hauschild et Potting, 2005] Hauschild, M., & Potting, J. (2005). Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment-The EDIP2003 methodology. *Environmental news*, 80.

[Heijungs, 2012] Heijungs, R. (2012). Spatial differentiation, GIS-based regionalization, hyperregionalization, and the boundaries of LCA. *Environment and energy*, 165-176.

[Hellweg et i Canals, 2014] Hellweg, S., & i Canals, L. M. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344(6188), 1109-1113.

[Helmes et al., 2012] Helmes R., Huijbregts M.A.J., Henderson A.D., Joliet O. (2012). Spatially explicit fate factors of freshwater phosphorous emissions at the global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*

[Hertwich et al., 2001] Hertwich, E. G., Mateles, S. F., Pease, W. S., & McKone, T. E. (2001). Human toxicity potentials for life?cycle assessment and toxics release inventory risk screening. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 20(4), 928-939.

[Hewitson et Crane, 1996] Hewitson, B. C., & Crane, R. G. (1996). Climate downscaling: techniques and application. *Climate Research*, 7(2), 85-95.

[Hiloidhari et al., 2017] Hiloidhari, M., Baruah, D. C., Singh, A., Katak, S., Medhi, K., Kumari, S., ... & Thakur, I. S. (2017). Emerging role of Geographical Information System (GIS), Life Cycle Assessment (LCA) and spatial LCA (GIS-LCA) in sustainable bioenergy planning. *Bioresource technology*, 242, 218-226.

[Hojer et Mattson, 2000] Höjer, M., & Mattsson, L. G. (2000). Determinism and backcasting in future studies. *Futures*, 32(7), 613-634.

[Holdridge, 1967] Holdridge, L. R. (1967). Life zone ecology. *Life zone ecology.*, (rev. ed.).

[Huijbregts, 2002] Huijbregts, M. (2002). Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(3), 173-173.

[Huijbregts et al., 2014] Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Stam, G., & Van Zelm, R. (2014). Update of emission-related impact categories in ReCiPe2008. Department of Environmental Science, Radboud University Nijmegen.

[Huijbregts et al., 2017] Huijbregts, M., Steinmann, Z., Elshout, P., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., ... & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 60.

[Humbert et al., 2009] Humbert S., Manneh R., Shaked S., Horvath A., Deschênes L., Jolliet O. and Margni M. (2009). Assessing regional intake fractions and human damage factors in North America. *Science of the Total Environment* 407, 4812-4820

[i Canals et al., 2007] i Canals, L. M., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R. F., Gaillard, G., ... & Rydgren, B. (2007). Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), 5-15.

[Igos et al., 2019] Igos, E., Benetto, E., Meyer, R., Baustert, P., & Othoniel, B. (2019). How to treat uncertainties in life cycle assessment studies?. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(4), 794-807.

[Ilcd, 2010] European Commission-Joint Research Centre (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook—General guide for Life Cycle Assessment—Detailed guidance*. Publications Office of the European Union.

[Iso14040, 2006] ISO 14040-44 (2006). (International Organization for Standardization) *Environmental Management Life Cycle Assessment Principles and Framework*.

[Jegou, 2019] Jégou, L. (2019). Expanding the Sémiologie Graphique for contemporary cartography, some ideas from visual semiotics, art history and design. *Cartography and Geographic Information Science*, 46(2), 182-188.

[Jenks, 1967] Jenks, G. F. (1967). The data model concept in statistical mapping. *International yearbook of cartography*, 7, 186-190.

[Jeong et Lee, 2009] Jeong, I. T., & Lee, K. M. (2009). Assessment of the ecodesign improvement options using the global warming and economic performance indicators. *Journal of Cleaner Production*, 17(13), 1206-1213.

[Jolliet et al., 2003] Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *The international journal of life cycle assessment*, 8(6), 324.

[Jorgensen et al., 2010] Jørgensen, A., Finkbeiner, M., Jørgensen, M. S., & Hauschild, M. Z. (2010). Defining the baseline in social life cycle assessment. *The international journal of life cycle assessment*, 15(4), 376-384.

[Kahneman, 2011] Kahneman, D. (2011). *Thinking, fast and slow*. Macmillan.

[Kerber, 1992] Kerber, R. (1992). Chimerge: Discretization of numeric attributes. In Proceedings of the tenth national conference on Artificial intelligence (pp. 123-128). Aaai Press.

[Kier et al., 2009] Kier, G., Kreft, H., Lee, T. M., Jetz, W., Ibisch, P. L., Nowicki, C., ... & Barthlott, W. (2009). A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106(23), 9322-9327.

[Kim et Han, 2000] Kim, K. J., & Han, I. (2000). Genetic algorithms approach to feature discretization in artificial neural networks for the prediction of stock price index. Expert systems with Applications, 19(2), 125-132.

[Kirsh, 2000] Kirsh, D. (2000). A few thoughts on cognitive overload.

[Klinglmair et al., 2014] Klinglmair, M., Sala, S., & Brandão, M. (2014). Assessing resource depletion in LCA: a review of methods and methodological issues. The International Journal of Life Cycle Assessment, 19(3), 580-592.

[Koechlin, 2015] Koechlin, E. (2015). 2 degrés avant la fin du monde. Data Gueule. Youtube. Vidéo publiée le 16 novembre 2015. https://www.youtube.com/watch?v=Hs-M1vgI_4A

[Koellner et al., 2013] Koellner, T., De Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., ... & Müller-Wenk, R. (2013). UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment, 18(6), 1188-1202.

[Koo et Cooper, 2016] Koo, Y., & Cooper, R. (2016). What drives socially responsible design in organizations?: Empirical evidence from South Korea. The Design Journal, 19(6), 879-901.

[Korpi et Ahonen-rainio, 2013] Korpi, J., & Ahonen-Rainio, P. (2013). Clutter reduction methods for point symbols in map mashups. The Cartographic Journal, 50(3), 257-265.

[Kotsiantis et Kanellopoulos, 2006] Kotsiantis, S., & Kanellopoulos, D. (2006). Discretization techniques: A recent survey. *GESTS International Transactions on Computer Science and Engineering*, 32(1), 47-58.

[Kouneiher et al., 2009] Kouneiher, F., Charron, S., & Koechlin, E. (2009). Motivation and cognitive control in the human prefrontal cortex. *Nature neuroscience*, 12(7), 939.

[Kounina et al., 2014] Kounina, A., Margni, M., Shaked, S., Bulle, C., & Jolliet, O. (2014). Spatial analysis of toxic emissions in LCA: a sub-continental nested USEtox model with freshwater archetypes. *Environment international*, 69, 67-89.

[Krajewski, 2014] Krajewski, M. (2014). The great lightbulb conspiracy. *IEEE spectrum*, 51(10), 56-61.

[Krippendorff, 1995] Krippendorff, K. (1995). Redesigning design; an invitation to a responsible future. *Departmental Papers (ASC)*, 46.

[Kusz, 2005] Kusz, J. (2005). When “Good” Design Means Responsible Design. *Design Management Review*, 16(3), 29-36.

[Lahousse et Piédanna, 1998] Lahousse, P., & Piédanna, V. (1998). *L'outil statistique en géographie*. Armand Colin.

[Lambert et Zanin, 2016] Lambert, N., & Zanin, C. (2016). *Manuel de cartographie: principes, méthodes, applications*. Armand Colin.

[Latouche, 2012] Latouche, S. (2012). *Bon pour la casse: les déraisons de l'obsolescence programmée*. Éditions Les Liens qui libèrent.

[Lemoigne, 1994] Le Moigne, J. L. (1994). *La théorie du système général: théorie de la modélisation*. FeniXX.

[Lilley, 2009] Lilley, D. (2009). Design for sustainable behaviour: strategies and perceptions. *Design Studies*, 30(6), 704-720.

[Lilley et Wilson, 2013] Lilley, D., & Wilson, G. T. (2013). Integrating ethics into design for sustainable behaviour. *Journal of Design Research*, 11(3), 278-299.

[Liu et al., 2002] Liu, H., Hussain, F., Tan, C. L., & Dash, M. (2002). Discretization: An enabling technique. *Data mining and knowledge discovery*, 6(4), 393-423.

[Liu et al., 2014] Liu, K. F. R., Hung, M. J., Yeh, P. C., & Kuo, J. Y. (2014). GIS-based regionalization of LCA. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 2(2), 1-8.

[Loiseau et al., 2014] Loiseau, E., Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., & Bellon-Maurel, V. (2014). Implementation of an adapted LCA framework to environmental assessment of a territory: important learning points from a French Mediterranean case study. *Journal of cleaner production*, 80, 17-29.

[Loiseau et al., 2018] Loiseau, E., Aissani, L., Le Féon, S., Laurent, F., Cerceau, J., Sala, S., & Roux, P. (2018). Territorial Life Cycle Assessment (LCA): What exactly is it about? A proposal towards using a common terminology and a research agenda. *Journal of Cleaner Production*, 176, 474-485.

[Mackenbach, 2017] Mackenbach, J. P. (2017). Persistence of social inequalities in modern welfare states: explanation of a paradox. *Scandinavian journal of public health*, 45(2), 113-120.

[Madge, 1997] Madge, P. (1997). Ecological design: a new critique. *Design issues*, 13(2), 44-54.

[Maussang et al., 2009] Maussang, N., Zwolinski, P., & Brissaud, D. (2009). Product-service system design methodology: from the PSS architecture design to the products specifications. *Journal of Engineering design*, 20(4), 349-366.

[Mccloud et Berenbaum, 1994] McCloud, E. S., & Berenbaum, M. R. (1994). Stratospheric ozone depletion and plant-insect interactions: Effects of UVB radiation on foliage quality of *Citrus jambhiri* for *Trichoplusia ni*. *Journal of Chemical Ecology*, 20(3), 525-539.

[Mcdonal.d, 2012] McDonald, C. (2012). A design pattern for responsible information systems education. In *ACIS 2012: Location, location, location: Proceedings of the 23rd Australasian Conference on Information Systems 2012* (pp. 1-8). ACIS.

[Mcdonal.d et She, 2015] MacDonald, E. F., & She, J. (2015). Seven cognitive concepts for successful eco-design. *Journal of Cleaner Production*, 92, 23-36.

[Mckone, 1993] McKone, T. E. (1993). CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites. Part III: The Multiple Pathway Exposure Model. The Office of Scientific Affairs. Department of Toxic Substances Control. California Environmental Protection Agency. Sacramento, CA.

[Meinders et Meuffels, 2001] Meinders, H., & Meuffels, M. (2001). Product chain responsibility—An industry perspective. *Corporate Environmental Strategy*, 8(4), 348-354.

[Meixell et Gargeya, 2005] Meixell, M. J., & Gargeya, V. B. (2005). Global supply chain design: A literature review and critique. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 41(6), 531-550.

[Melles et al., 2011] Melles, G., de Vere, I., & Mistic, V. (2011). Socially responsible design: thinking beyond the triple bottom line to socially responsive and sustainable product design. *CoDesign*, 7(3-4), 143-154.

[Michelin et al., 2014] Michelin, F., Vallet, F., Reyes, T., Eynard, B., & Duong, V. L. (2014). Integration of environmental criteria in the co-design process: case study of the client/supplier relationship in the French mechanical industry. In *Proceedings of the DESIGN 2014 13th international design conference*. Dubrovnik (pp. 1591-1600).

[Mintzberg et al., 1976] Mintzberg, H., Raisinghani, D., & Theoret, A. (1976). The structure of 'unstructured' decision processes. *Administrative science quarterly*, 21(2).

[Mirabella et al., 2014] Mirabella, N., Castellani, V., & Sala, S. (2014). LCA for assessing environmental benefit of eco-design strategies and forest wood short supply chain: a furniture case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(8), 1536-1550.

[Moles, 1963] Moles, A. A. (1963). *Théorie de l'information et sémantique*. *Communication & Langages*, 5(1), 15-36.

[Montello, 2002] Montello, D. R. (2002). Cognitive map-design research in the twentieth century: Theoretical and empirical approaches. *Cartography and Geographic Information Science*, 29(3), 283-304.

[Montzka et al., 2011] Montzka, S. A., Reimannander, S., Engel, A., Kruger, K., Sturges, W. T., Blake, D. R., ... & Kreher, K. (2011). Ozone-Depleting Substances (ODSs) and Related Chemicals, Chapter 1 in *Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2010, Global Ozone Research and Monitoring Project-Report No. 52*, 516 pp., World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 2011 (No. Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2010, Global Ozone Research and Monitoring Project-Report No. 52).

[Montzka et al., 2018] Montzka, S. A., Dutton, G. S., Yu, P., Ray, E., Portmann, R. W., Daniel, J. S., ... & Nance, J. D. (2018). An unexpected and persistent increase in global emissions of ozone-depleting CFC-11. *Nature*, 557(7705), 413-417.

[Morelli, 2007] Morelli, N. (2007). Social innovation and new industrial contexts: Can designers “industrialize” socially responsible solutions?. *Design issues*, 23(4), 3-21.

[Moreno et al., 2015] Moreno, P. R., Rohmer, S., & Ma, H. W. (2015). Analysis of potential relationships between functional analysis and life cycle assessment. *Procedia CIRP*, 29, 390-395.

[Mutel, 2012] Mutel, C. L. (2012). *Framework and tools for regionalization in life cycle assessment* (Doctoral dissertation, ETH Zurich).

[Mutel et al., 2012] 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*, 46(2), 1096-1103.

[Mutel et al., 2019] Mutel, C., Liao, X., Patouillard, L., Bare, J., Fantke, P., Frischknecht, R., ... & Pfister, S. (2019). Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(5), 856-865.

[Myers, 1962] Myers, I. B. (1962). *The Myers-Briggs Type Indicator: Manual* (1962).

[Nasa, 2005] National Aeronautics and Space Administration. (2005). New Measurements of Arctic Ozone. Consulté sur <https://earthobservatory.nasa.gov/images/5600/new-measurements-of-arctic-ozone>.

[Navarro et al., 2005] Navarro, T. G., Rizo, S. C., Ceca, M. J. B., & Ruiz, D. C. (2005). Ecodesign function and form—classification of ecodesign tools according to their functional aspects. In *DS 35: Proceedings ICED 05, the 15th International Conference on Engineering Design*, Melbourne, Australia, 15.-18.08. 2005 (pp. 605-606).

[Neesham et al., 2010] Neesham, C., Härtel, C. E., Coghill, K., & Sarros, J. (2010). Profit?making vs human value: philosophy's contribution. *Equality, Diversity and Inclusion: An International Journal*.

[Nichols et Knobe, 2007] Nichols, S., & Knobe, J. (2007). Moral responsibility and determinism: The cognitive science of folk intuitions. *Nous*, 41(4), 663-685.

[Nitschelm et al., 2016] Nitschelm, L., Aubin, J., Corson, M. S., Viaud, V., & Walter, C. (2016). Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *Journal of cleaner production*, 112, 2472-2484.

[Ordóñez et Connolly, 2000] Ordóñez, L. D., & Connolly, T. (2000). Regret and responsibility: A reply to Zeelenberg et al.(1998). *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 81(1), 132-142.

[Oreskes, 2004] Oreskes, N. (2004). The scientific consensus on climate change. *Science*, 306(5702), 1686-1686.

[Ory et al., 2017] Ory, J., Touya, G., Hoarau, C., & Christophe, S. (2017). How to design a cartographic continuum to help users to navigate between two topographic styles?.

[Ostad-ahmad-ghorabi et Wimmer, 2005] Ostad-Ahmad-Ghorabi, H., & Wimmer, W. (2005). Tools and approaches for innovation through ecodesign-sustainable product development. na.

[Papanek, 1971] Papanek, V. (1971). Design for the real world: Human ecology and social change.

[Patouillard et al., 2018] 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*, 177, 398-412.

[Perminova et al., 2016] Perminova, T., Sirina, N., Laratte, B., Baranovskaya, N., & Rikhvanov, L. (2016). Methods for land use impact assessment: A review. *Environmental Impact Assessment Review*, 60, 64-74.

[Perminova et al., 2017] Perminova, T. A., Baranovskaya, N. V., Laratte, B., Zhorniyak, L. V., & Sudyko, A. F. (2017). Bromine in the soils of Tomsk region. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo ?ssets Engineering*, 328(2), 33-45.

[Pfister et al., 2009] Pfister, S., Koehler, A., & Hellweg, S. (2009). Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental science & technology*, 43(11), 4098-4104.

[Pigosso et al., 2010] Pigosso, D. C., Zanette, E. T., Guelere Filho, A., Ometto, A. R., & Rozenfeld, H. (2010). Ecodesign methods focused on remanufacturing. *Journal of Cleaner Production*, 18(1), 21-31.

[Pigosso et al., 2013] Pigosso, D. C., Rozenfeld, H., & McAloone, T. C. (2013). Ecodesign maturity model: a management framework to support ecodesign implementation into manufacturing companies. *Journal of Cleaner Production*, 59, 160-173.

[Pigosso et al., 2016] Pigosso, D. C. A., McAloone, T. C., & Rozenfeld, H. (2016). Characterization of the state-of-the-art and identification of main trends for Ecodesign Tools and Methods: Classifying three decades of research and implementation. *Journal of the Indian Institute of Science*, 95(4), 405-428.

[Pimenta et al., 2012] Pimenta, H. D., Gouvinhas, R. P., & Evans, S. (2012). Eco-efficiency within extended supply chain as product life cycle management. In *Sustainable manufacturing* (pp. 255-262). Springer Berlin Heidelberg.

[Potash, 1977] Potash, L. M. (1977). Design of maps and map-related research. *Human Factors*, 19(2), 139-150.

[Pumain et Beguin, 2010] Pumain, D., & Béguin, M. (2010). *La représentation des données géographiques: statistique et cartographie*. Armand Colin.

[Rao, 2017] Rao, B. C. (2017). Revisiting classical design in engineering from a perspective of frugality. *Heliyon*, 3(5), e00299.

[Ravela et Emanuel, 2010] Ravela, S., & Emanuel, K. A. (2010). U.S. Patent No. 7,734,245. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office.

[Reap et al., 2008] Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(5), 374.

[Redfield, 1963] Redfield, A. C. (1963). The influence of organisms on the composition of seawater. *The sea*, 2, 26-77.

[Ren et al., 2015] Ren, J., Manzardo, A., Mazzi, A., Zuliani, F., & Scipioni, A. (2015). Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(6), 842-853.

[Ribeiro et al., 2013] Ribeiro, I., Peças, P., & Henriques, E. (2013). A life cycle framework to support materials selection for Ecodesign: A case study on biodegradable polymers. *Materials & Design*, 51, 300-308.

[Rican, 1999] Rican, S. (1999). La cartographie des données épidémiologiques. Les principales méthodes de discrétisation et leur importance dans la représentation cartographique. *Cahiers d'études et de recherches francophones/Santé*, 8(6), 461-470.

[Rio, 2012] Rio, M. (2012). A l'interface de l'ingénierie et de l'analyse environnementale, fédération pour une éco-conception proactive (Doctoral dissertation).

[Rio et al., 2013] Rio, M., Reyes, T., & Roucoules, L. (2013). Toward proactive (eco) design process: modeling information transformations among designers activities. *Journal of Cleaner Production*, 39, 105-116

[Robinson, 1982] Robinson, J. B. (1982). Energy backcasting A proposed method of policy analysis. *Energy policy*, 10(4), 337-344.

[Robinson, 1986] Robinson, A. H. (1986). The look of maps: An examination of cartographic design. *The American Cartographer*, 13(3), 280-280.

[Rodríguez et al., 2014] Rodríguez, C., Ciroth, A., & Srocka, M. (2014). The importance of regionalized LCIA in agricultural LCA—new software implementation and case study. In *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*. San Francisco, CA: ACLCA.

[Roem et Berendse, 2000] Roem, W. J., & Berendse, F. (2000). Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biological conservation*, 92(2), 151-161.

[Roeser, 2012] Roeser, S. (2012). Emotional engineers: Toward morally responsible design. *Science and Engineering Ethics*, 18(1), 103-115.

[Rohmer et al., 2017] Rohmer, S., Merabtine, A., & Bouzidi, Y. (2017). Measuring frugality-application to a solar water distiller. In *DS 87-1 Proceedings of the 21st International Conference on Engineering Design (ICED 17) Vol 1: Resource Sensitive Design, Design Research Applications and Case Studies*, Vancouver, Canada, 21-25.08. 2017 (pp. 459-467).

[Romer, 1991] Romer, P. (1991). Progrès technique endogène. *Annales d'Economie et de Statistique*, 1-32.

[Roostaei et Zhang, 2017] Roostaei, J., & Zhang, Y. (2017). Spatially explicit life cycle assessment: opportunities and challenges of wastewater-based algal biofuels in the United States. *Algal Research*, 24, 395-402.

[Rosenbaum et al., 2008] Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A., Jolliet, O., Juraske, R., ... & McKone, T. E. (2008). USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), 532.

[Rossi et al., 2006] Rossi, M., Charon, S., Wing, G., & Ewell, J. (2006). Design for the next generation: incorporating cradle-to-cradle design into Herman Miller products. *Journal of Industrial Ecology*, 10(4), 193-210.

[Rossi et al., 2016] Rossi, M., Germani, M., & Zamagni, A. (2016). Review of ecodesign methods and tools. Barriers and strategies for an effective implementation in industrial companies. *Journal of Cleaner Production*, 129, 361-373.

[Rouge, 1947] Rouge, M. F. (1947). *La géonomie ou l'organisation de l'espace*. Libr. générale de droit et de jurisprudence, R. Pichon & R. Durand-Auzias.

[Roy, 1994] Roy, R. (1994). The evolution of ecodesign. *Technovation*, 14(6), 363-380.

[Roy et al., 2012] Roy, P.-O., M. Huijbregts, L. Deschênes and M. Margni (2012). "Spatially-differentiated atmospheric source-receptor relationships for nitrogen oxides, sulfur oxides and ammonia emissions at the global scale for life cycle impact assessment." *Atmospheric Environment* 62: 74-81.

[Roy et al., 2013] Roy, P.-O., L. Deschênes and M. Margni (2013). "Uncertainty and spatial variability in characterization factors for aquatic acidification at the global scale." *The International Journal of Life Cycle Assessment*

[Saad et al., 2011] Saad R., Margni M., Koellner T., Wittstock B. and Deschênes L. (2011). Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(3), 198-211

[Saad et al., 2013] Saad, R., Koellner, T., & Margni, M. (2013). Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1253-1264.

[Shekhar et al., 1997] Shekhar, S., Coyle, M., Goyal, B., Liu, D. R., & Sarkar, S. (1997). Data models in geographic information systems. *Communications of the ACM*, 40(4), 103-111.

[Shi, 2017] Shi, H. M. (2017). *Advantages and limitations of life cycle assessment (lca)* (Doctoral dissertation).

[Simon, 1997] Simon, H. A. (1997). *Models of bounded rationality: Empirically grounded economic reason* (Vol. 3). MIT press.

[Simonson, 1992] Simonson, I. (1992). The influence of anticipating regret and responsibility on purchase decisions. *Journal of consumer research*, 19(1), 105-118.

[Singh et Sarkar, 2019] Singh, P. K., & Sarkar, P. (2019). Eco-design Approaches for Developing Eco-friendly Products: A Review. In *Advances in Industrial and Production Engineering* (pp. 185-192). Springer, Singapore.

[Sleeswijk et Heijungs, 2010] Sleeswijk, A. W., & Heijungs, R. (2010). GLOBOX: A spatially differentiated global fate, intake and effect model for toxicity assessment in LCA. *Science of the Total Environment*, 408(14), 2817-2832.

[Solomon, 1999] Solomon, S. (1999). Stratospheric ozone depletion: A review of concepts and history. *Reviews of Geophysics*, 37(3), 275-316.

[Sonderegger et al., 2017] Sonderegger, T., Dewulf, J., Fantke, P., de Souza, D. M., Pfister, S., Stoessel, F., ... & Hellweg, S. (2017). Towards harmonizing natural resources as an area of protection in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(12), 1912-1927.

[Souza et al., 2015] Souza, D. M., Teixeira, R. F., & Ostermann, O. P. (2015). Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet?. *Global change biology*, 21(1), 32-47.

[Standardization, 2009] Standardization, F. (2009). General principles for an environmental communication on mass market products. BP X30, 323.

[Steen et Akerman, 1994] Steen, P., & Åkerman, J. (1994). Syntes av studier över omställning av energi-och transportsystemen i Sverige. A report from the Swedish Governmental Committee on Climate. SOU, 138.

[Stevenson, 2013] Stevenson, N. (2013). A better world by design? An investigation into industrial design consultants undertaking responsible design within their commercial remit (Doctoral dissertation, © Norman Stevenson).

[Struijs et al., 2011] Struijs, J., Beusen, A., de Zwart, D., & Huijbregts, M. (2011). Characterization factors for inland water eutrophication at the damage level in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(1), 59-64.

[Sturges, 1926] Sturges, H. A. (1926). The choice of a class interval. *Journal of the American Statistical Association*, 21(153), 65-66.

[Tarasov, 2016] Tarasov, V. E. (2016). Exact discretization by Fourier transforms. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 37, 31-61.

[Tatum, 2004] Tatum, J. S. (2004). The challenge of responsible design. *Design Issues*, 20(3), 66-80.

[Tcherkezova et al., 2013] Tcherkezova, E., Kaleyna, P., & Mukhtarov, P. (2013). Modelling spatial distribution of global total column ozone in QGIS and GRASS GIS environment. *Bulgarian Geophysical Journal*, 39, 27.

[Terrasson, 1991] Terrasson, F. (1991). *La peur de la nature. Sang de la terre.*

[Thaler et Sunstein, 2009] Thaler, R. H., & Sunstein, C. R. (2009). *Nudge: Improving decisions about health, wealth, and happiness.* Penguin.

[Thunis, 2008] Thunis, X. (2008). *Homo responsabilis. Education à la citoyenneté et à l'environnement*, (1).

[Touya et al., 2016] Touya, G., Hoarau, C., & Christophe, S. (2016). Clutter and map legibility in automated cartography: A research agenda. *Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization*, 51(4), 198-207.

[Tricot et al., 2006] Tricot, C., Roche, C., Foveau, C. E., & Reguigui, S. (2006). Cartographie sémantique de fonds numériques scientifiques et techniques. *Document numérique*, 9(2), 12-35.

[Tyl et al., 2015] Tyl, B., Lizarralde, I., & Allais, R. (2015). Local value creation and eco-design: A new paradigm. *Procedia CIRP*, 30, 155-160.

[Ullman, 2001] Ullman, D. G. (2001). Robust decision-making for engineering design. *Journal of Engineering Design*, 12(1), 3-13.

[Vadoudi et al., 2014] Vadoudi, K., Troussier, N., & Zhu, T. W. (2014). Toward sustainable manufacturing through PLM, GIS and LCA interaction. In 2014 International Conference on Engineering, Technology and Innovation (ICE) (pp. 1-7). IEEE.

[Vallet et al., 2013] Vallet, F., Eynard, B., Millet, D., Mahut, S. G., Tyl, B., & Bertoluci, G. (2013). Using eco-design tools: An overview of experts' practices. *Design Studies*, 34(3), 345-377.

[Van Zelm et al., 2016] van Zelm, R., Preiss, P., van Goethem, T., Van Dingenen, R., & Huijbregts, M. (2016). Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: damage to human health and vegetation. *Atmospheric Environment*, 134, 129-137.

[Varenne, 2007] Varenne, F. (2007). Du modèle à la simulation informatique. *Vrin*.

[Vernadsky, 1945] Vernadsky, V. I. (1945). The biosphere and the noosphere. *American Scientist*, 33(1), 1-12.

[Vieira et al., 2017] Vieira, M. D., Ponsioen, T. C., Goedkoop, M. J., & Huijbregts, M. A. (2017). Surplus ore potential as a scarcity indicator for resource extraction. *Journal of Industrial Ecology*, 21(2), 381-390.

[Walker, 2000] Walker, S. (2000). How the other half lives: product design, sustainability, and the human spirit. *Design Issues*, 16(1), 52-58.

[Wang et al., 2016] Wang, S., Yang, B., Yang, Q., Lu, L., Wang, X., & Peng, Y. (2016). Temporal trends and spatial variability of vegetation phenology over the Northern Hemisphere during 1982-2012. *PLoS One*, 11(6), e0157134.

[Weidema et al., 2018] Weidema, B. P., Pizzol, M., Schmidt, J., & Thoma, G. (2018). Attributional or consequential Life Cycle Assessment: A matter of social responsibility. *Journal of cleaner production*, 174, 305-314.

[Weidema et Lindeijer, 2001] Weidema, B. P., & Lindeijer, E. (2001). Physical impacts of land use in product life cycle assessment. Technical University of Denmark, 1-52.

[Wilby et al., 1998] Wilby, R. L., Wigley, T. M. L., Conway, D., Jones, P. D., Hewitson, B. C., Main, J., & Wilks, D. S. (1998). Statistical downscaling of general circulation model output: A comparison of methods. *Water resources research*, 34(11), 2995-3008.

[Yang, 2016] Yang, Y. (2016). Two sides of the same coin: consequential life cycle assessment based on the attributional framework. *Journal of Cleaner Production*, 127, 274-281.

[Yang et al., 2017] Yang, Y., Heijungs, R., & Brandão, M. (2017). Hybrid life cycle assessment (LCA) does not necessarily yield more accurate results than process-based LCA. *Journal of Cleaner Production*, 150, 237-242.

[Yesilkanat et al., 2015] Yeşilkanat, C. M., Kobya, Y., Taşkin, H., & Çevik, U. (2015). Dose rate estimates and spatial interpolation maps of outdoor gamma dose rate with geostatistical methods; A case study from Artvin, Turkey. *Journal of environmental radioactivity*, 150, 132-144.

[Yi et al., 2007] Yi, I., Itsubo, N., Inaba, A., & Matsumoto, K. (2007). Development of the interregional I/O based LCA method considering region-specifics of indirect effects in regional evaluation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(6), 353.

[Zanghelini et al., 2018] Zanghelini, G. M., Cherubini, E., & Soares, S. R. (2018). How multi-criteria decision analysis (MCDA) is aiding life cycle assessment (LCA) in results interpretation. *Journal of Cleaner Production*, 172, 609-622.

[Zeelenberg et al., 1998] Zeelenberg, M., Van Dijk, W. W., & Manstead, A. S. (1998). Reconsidering the relation between regret and responsibility. *Organizational behavior and human decision processes*, 74(3), 254-272.

[Zhu et al., 2013] Zhu, L., Henze, D. K., Cady?Pereira, K. E., Shephard, M. W., Luo, M., Pinder, R. W., ... & Jeong, G. R. (2013). Constraining US ammonia emissions using TES remote sensing observations and the GEOS?Chem adjoint model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(8), 3355-3368.

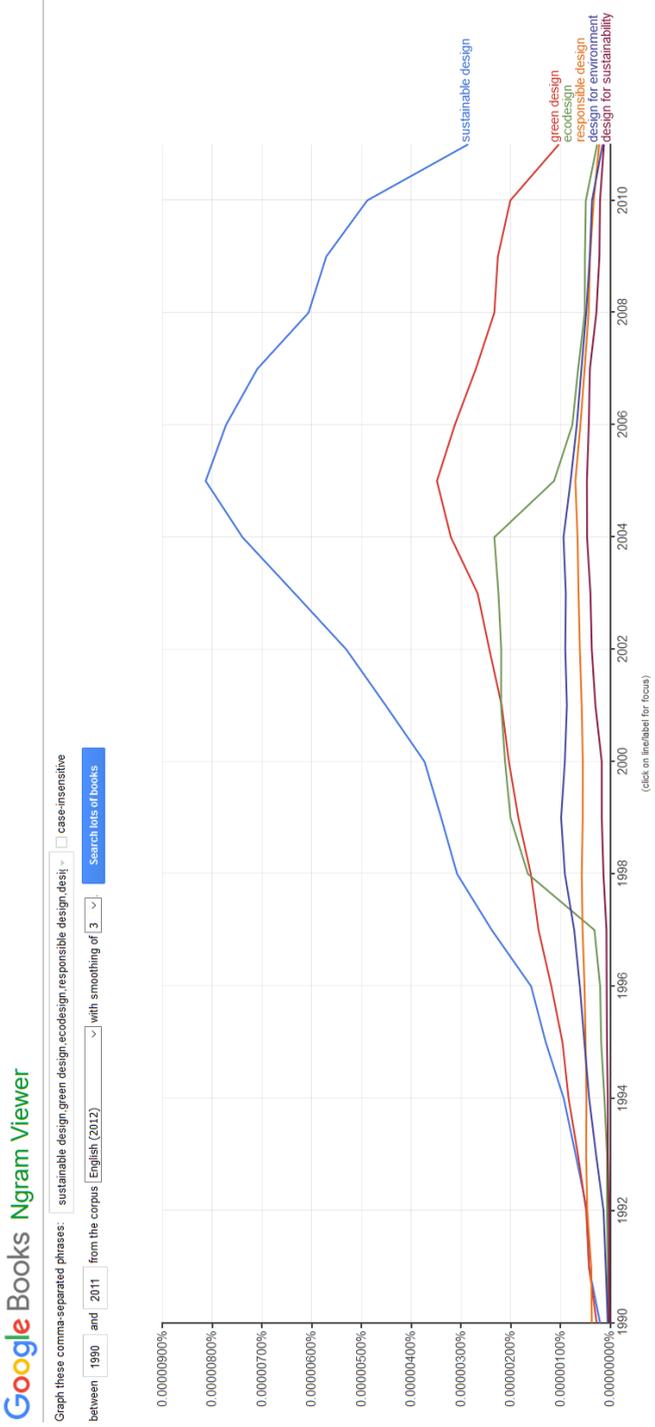
[Zsolnai, 2017] Zsolnai, L. (2017). *Responsible decision making*. Routledge.

[Zvereva et al., 2008] Zvereva, E. L., Toivonen, E., & Kozlov, M. V. (2008). Changes in species richness of vascular plants under the impact of air pollution: a global perspective. *Global Ecology and Biogeography*, 17(3), 305-319.

Annexes

Annexe 1

Données originales des occurrences de termes associés à la conception responsable



Annexe 2

Fonctions de l'algorithme de passage des données KML vers CSV

```
function kmlObjectToKmlArray($kmlObject, $kmlArray = []) {
    foreach((array) $kmlObject AS $index => $node) {
        $kmlArray[$index] = (is_object($node) OR is_array($node)) ? kmlObjectToKmlArray($node) : $node;
    }

    return $kmlArray;
}
```

```
function pointToCoordinates($point) {
    return str_replace(',', ' ', preg_replace('#\,0$#', '', trim($point)));
}
```

```
function pointsToPolygon($points) {
    $points = explode(' ', trim($points));
    $points = array_map('pointToCoordinates', $points);

    return $points;
}
```

```
function filterEmptyData($data) {
    if($data != '' && !empty($data)) {
        return $data;
    } else {
        return null;
    }
}
```

```

function kmlObjectToPolygons($kmlObject, $polygonsArray = []) {
    $kmlArray = kmlObjectToKmlArray($kmlObject);

    $cfs = array_column($kmlArray['Document']['Folder']['Placemark'], 'description');

    $multiGeo = array_column($kmlArray['Document']['Folder']['Placemark'], 'MultiGeometry');

    foreach($cfs AS $key => $value) {
        foreach($multiGeo[$key] AS $polygon) {
            if(isset($polygon['outerBoundaryIs'])) {
                $coordinates = pointsToPolygon($polygon['outerBoundaryIs']['LinearRing']['coordinates']);

                $tuple = [
                    'cf' => $value,
                    'polygon' => array_filter($coordinates, 'filterEmptyData')
                ];

                array_push($polygonsArray, $tuple);
            } else {
                foreach($polygon AS $poly) {
                    $coordinates = pointsToPolygon($poly['outerBoundaryIs']['LinearRing']['coordinates']);

                    $tuple = [
                        'cf' => $value,
                        'polygon' => array_filter($coordinates, 'filterEmptyData')
                    ];

                    array_push($polygonsArray, $tuple);
                }
            }
        }
    }

    return $polygonsArray;
}

```

```

function pointOnVertex($point, $vertices) {
    foreach($vertices as $vertex) {
        if ($point == $vertex) {
            return true;
        }
    }
}

```

```

function pointStringToCoordinates($pointString) {
    if(!preg_match('#^[0-9]+\.[0-9]+$', $pointString)) {
        $message = 'A polygon point is missing (1)';
        die($message);
    } else {
        $coordinates = explode(" ", trim($pointString));

        if(is_array($coordinates) && isset($coordinates[0]) && isset($coordinates[1])) {
            return array("x" => $coordinates[0], "y" => $coordinates[1]);
        } else {
            $message = 'A polygon point is missing (2) : ' . $pointString;
            die($message);
        }
    }
}

```

```

function pointInPolygon($longitude, $latitude, $polygon, $vertices = []) {
    $point = array("x" => $longitude, "y" => $latitude);

    // Get polygon vertices
    foreach($polygon as $vertex) {
        $vertices[] = pointStringToCoordinates($vertex);
    }

    // The point is on vertex
    if(pointOnVertex($point, $vertices)) {
        return array('inside' => true, 'type' => 'vertex');
    }

    // The point is not on vertex
    } else {
        $intersections = 0;
        $vertices_count = count($vertices);

        for($i = 1; $i < $vertices_count; $i++) {
            $vertex1 = $vertices[$i-1];
            $vertex2 = $vertices[$i];

            // The point is on a polygon boundary
            if(
                $vertex1['y'] == $vertex2['y'] && $vertex1['y'] == $point['y'] &&
                $point['x'] > min($vertex1['x'], $vertex2['x']) && $point['x'] < max($vertex1['x'], $vertex2['x'])
            ) {
                return array('inside' => true, 'type' => 'boundary');
                break;
            } else {
                if(
                    $point['y'] > min($vertex1['y'], $vertex2['y']) && $point['y'] <= max($vertex1['y'], $vertex2['y']) &&
                    $point['x'] <= max($vertex1['x'], $vertex2['x']) && $vertex1['y'] != $vertex2['y']
                ){
                    $xinters = ($point['y'] - $vertex1['y']) * ($vertex2['x'] - $vertex1['x']) / ($vertex2['y'] - $vertex1['y']) + $vertex1['x'];

                    // The point is on a polygon boundary
                    if($xinters == $point['x']) {
                        return array('inside' => true, 'type' => 'boundary');
                        break;
                    } else {
                        if($vertex1['x'] == $vertex2['x'] || $point['x'] <= $xinters) {
                            $intersections++;
                        }
                    }
                }
            }
        }

        // The point is inside the polygon
        if($intersections % 2 != 0) {
            return array('inside' => true, 'type' => 'zone');
        }

        // The point is outside the polygon
        } else {
            return array('inside' => false, 'type' => 'outside');
        }
    }
}

```

```

function getPointValueFromPolygon($longitude, $latitude, $polygons, $centroids, $pointValue = null) {
    if(isset($_SESSION['lastParsedPolygon']) && pointInPolygon($longitude, $latitude, $polygons[$_SESSION['lastParsedPolygon']]['polygon']]['inside']) {
        $pointValue = $polygons[$_SESSION['lastParsedPolygon']]['cf'];
    } else {
        foreach($polygons AS $key => $tuple) {
            if(pointInPolygon($longitude, $latitude, $tuple['polygon']]['inside']) {
                $pointValue = $tuple['cf'];
                $_SESSION['lastParsedPolygon'] = $key;
                break;
            }
        }
    }

    return $pointValue;
}

```

```

function pointsToLongitudeCentroid($points) {
    $centroids = explode(' ', str_replace('0 ', ' ', str_replace(',', ' ', trim(preg_replace('#\,0$#', '', $points))));

    foreach($centroids AS $key => $centroid) {
        if(!isset($centroid) || $centroid == '') {
            unset($centroids[$key]);
        }
    }

    $centroids = array_values($centroids);

    $nbCentroids = count($centroids);

    $sumLongitude = 0;

    foreach($centroids AS $key => $centroid) {
        if($key % 2 == 0){
            $sumLongitude = $sumLongitude + (float) $centroid;
        }
    }

    $averageLongitude = $sumLongitude / ($nbCentroids / 2);

    return $averageLongitude;
}

```

```

function pointsToLatitudeCentroid($points) {
    $centroids = explode(' ', str_replace('0 ', ' ', str_replace(',', ' ', trim(preg_replace('#\,0$#', '', $points))));

    foreach($centroids AS $key => $centroid) {
        if(!isset($centroid) || $centroid == ''){
            unset($centroids[$key]);
        }
    }

    $centroids = array_values($centroids);

    $nbCentroids = count($centroids);

    $sumLatitude = 0;

    foreach($centroids AS $key => $centroid){
        if($key % 2 > 0){
            $sumLatitude = $sumLatitude + (float) $centroid;
        }
    }

    $averageLatitude = $sumLatitude / ($nbCentroids / 2);

    return $averageLatitude;
}

```

```

function kmLObjectToCentroids($kmLObject, $coordinateType, $centroidsArray = []) {
    $km1Array = kmLObjectToKmlArray($kmLObject);

    $centroidsArray =
        array_column(
            array_column(
                array_column(
                    array_column(
                        $km1Array['Document']['Folder']['Placemark'],
                        'MultiGeometry'
                    ),
                    'Polygon'
                ),
                'outerBoundaryIs'
            ),
            'LinearRing'
        ),
        'coordinates'
    );

    if($coordinateType == 'longitude') {
        $centroidsArray = array_map('pointsToLongitudeCentroid', $centroidsArray);
    } else {
        $centroidsArray = array_map('pointsToLatitudeCentroid', $centroidsArray);
    }

    return $centroidsArray;
}

```

Annexe 3

Algorithme de parsing des données KML vers CSV

```
// -----  
// Parameters  
// -----  
  
// Parsing time limit (in seconds)  
$parseTimeLimit = 20000;  
  
// Parsed map definition (in degrees)  
$mapDefinition = 1;  
  
// Path to parse.functions.php  
$pathToParseFunctions = 'model/includes/parse.functions.php';  
  
// Path to KML file to parse  
$pathToKMLFile = 'water-stress-pdf.kml';  
  
// Path to CSV WGS84 mask  
$pathToCSVpoints = 'csv-map-1-degree.csv';  
  
// Destination file  
$destinationFile = 'data-151.csv';
```

```

// -----
// Parsing
// -----

// Set parsing time limit
set_time_limit($parseTimeLimit);

// Start session
session_start();

// Import parse functions
require($pathToParseFunctions);

// Check if file to parse exists
if(file_exists($pathToKMLFile)) {
    // Transform KML file to KML object
    $kmlObject = simplexml_load_file($pathToKMLFile, 'SimpleXMLElement');

    // Transform KML object to KML array of polygons
    $kmlPolygons = kmlObjectToPolygons($kmlObject);

    // Get KML polygons centroids
    $kmlCentroids = kmlObjectToCentroids($kmlObject, 'longitude');

    // Check if CSV points list file exists
    if(file_exists($pathToCSVpoints)) {

        // Create CSV file
        $csvData = fopen('database/' . $destinationFile, "x+");
        fwrite($csvData, '0');

        // Open CSV file
        if(($handle = fopen($pathToCSVpoints, "r")) !== FALSE) {

            // Set latitude first point
            $latitude = 90 - ($mapDefinition / 2);

            // Run CSV file, row by row
            while(($row = fgets($handle, 1000000, ";")) !== FALSE) {
                $stat = fstat($csvData);
                ftruncate($csvData, $stat['size']-1);

                // Set longitude first point for the current latitude
                $longitude = -180 + ($mapDefinition / 2);

                // Run CSV row, cell by cell
                foreach($row AS $cell){

                    // Check if a valid cell is set
                    if(isset($cell) && is_numeric($cell) && $cell > 0) {

                        // Get value of polygon from point
                        $pointValue = getPointValueFromPolygon($longitude, $latitude, $kmlPolygons, $kmlCentroids);

                        fwrite($csvData, "' . $pointValue . '");
                    }else{
                        fwrite($csvData, "'-'");
                    }

                    // Move parsed longitude to the east
                    $longitude += $mapDefinition;
                }

                // Move parsed latitude to the south
                $latitude -= $mapDefinition;
            }

            $stat = fstat($csvData);
            ftruncate($csvData, $stat['size']-1);

            // Close file
            fclose($handle);
            fclose($csvData);
        }
    } else {
        echo 'Error : CSV file not found';
    }
} else {
    echo 'Error : KML file not found';
}

```


Annexe 4

Code source du PSGI

L'algorithme de discrétisation ainsi que l'ensemble du code source permettant de générer les cartes et le PSGI sont disponibles librement à cette adresse :

<https://cloud.altermaker.com/index.php/s/grGakqGCL3Wbrc7>. Si cet espace est indisponible, contactez Florian Bratec ou Nadège Troussier.

Annexe 5

Inventaire des procédés de la SAS PIVERT

Inventaire du procédé de production de polyamine

INTRANTS			ÉTAPE	EXTRANTS			
Étape 1							
156650 g	Diazote	A-I1	Préparation réacteur	Diazote	A-O1	156650 g	
58 kWh	Électricité	A-E1					
Étape 2							
1327 g	Huile tournesol oléique 85%	A-I2	Ajout réactifs et additifs		A-O2	1382 g	
1,94 g		A-I3					
582 g		A-I4					
1382 g		A-I5					
4,92 g		A-I6					
Étape 3							
144 kWh	Électricité	A-E2	Fermeture réacteur et mise en agitation	/		/	
Étape 4							
9400 g	Diazote	A-I7	Inertage réacteur	Diazote	A-O3	9400 g	
Étape 5							
5940 g	Dihydrogène	A-I8	Mise en chauffe et mise sous pression	/		/	
88130 g	Monoxide de carbone	A-I9					
53 kWh	Électricité	A-E3					
Étape 6							
/	/		Vérification des constantes	/		/	
Étape 7							
/	/		Arrêt chauffage et dégazage réacteur	Dihydrogène	A-O4	2,88 g	
				Monoxyde de carbone	A-O5	40,008 g	
Étape 8							
200 g		A-I10	Traitement des produits		A-O6	1,94 g	
10 kWh	Électricité	A-E4			A-O7	4,92 g	
Étape 9							
1382 g		A-I11	Purification (filtration et distillation)		A-O8	1382 g	
						A-O9	407 g
3000 g	Eau	A-I12			Eau	A-O10	3000 g
					Distilat	HS	~ 95000 g
Étape 10							
450 g	Flacon en verre vide	A-I13	Conditionnement des produits	Polyamines	HS	1172,5 g	
				Flacon en verre rempli	HS	450 g	

Inventaire du procédé de production d'amino-alcool

INTRANTS			ÉTAPE	EXTRANTS			
Étape 1							
156650 g	Diazote	B-I1	Préparation réacteur	Diazote	B-O1	156650 g	
30 kWh	Électricité	B-E1					
Étape 2							
1327 g	Huile tournesol oléique 85%	B-I2	Ajout réactifs et additifs		B-O2	968 g	
1,36 g		B-I3					
407 g		B-I4					
968 g		B-I5					
Étape 3							
68 kWh	Électricité	B-E2	Fermeture réacteur et mise en agitation	/		/	
Étape 4							
9400 g	Diazote	B-I6	Inertage réacteur	Diazote	B-O3	9400 g	
Étape 5							
5940 g	Dihydrogène	B-I7	Mise en chauffe et mise sous pression	/		/	
88130 g	Monoxyde de carbone	B-I8					
53 kWh	Électricité	B-E3					
Étape 6							
/	/		Vérification des constantes	/		/	
Étape 7							
/	/		Arrêt chauffage et dégazage réacteur	Dihydrogène	B-O4	2,88 g	
				Monoxyde de carbone	B-O5	40,008 g	
Étape 8							
200 g		B-I9	Traitement des produits		B-O6	1,94 g	
10 kWh	Électricité	B-E4					
Étape 9							
968 g		B-I10	Purification (filtration et distillation)		B-O7	968 g	
						B-O8	285 g
3000 g	Eau	B-I11			Eau	B-O9	3000 g
					Distilat	HS	~ 95100 g
Étape 10							
450 g	Flacon en verre vide	B-I12	Conditionnement des produits	Amino-alcool	HS	1000 g	
				Flacon en verre rempli	HS	450 g	

Inventaire du procédé de production de polyol

INTRANTS			ÉTAPE	EXTRANTS			
Étape 1							
156650 g	Diazote	C-11	Préparation réacteur	Diazote	C-01	156650 g	
27 kWh	Électricité	C-E1					
Étape 2							
1240 g	Huile tournesol oléique 85%	C-12	Ajout réactifs et additifs		C-02	1300 g	
2 g		C-13					
778 g		C-14					
1300 g		C-15					
Étape 3							
60 kWh	Électricité	C-E2	Fermeture réacteur et mise en agitation	/		/	
Étape 4							
9400 g	Diazote	C-16	Inertage réacteur	Diazote	C-03	9400 g	
Étape 5							
5940 g	Dihydrogène	C-17	Mise en chauffe et mise sous pression	/		/	
88130 g	Monoxyde de carbone	C-18					
53 kWh	Électricité	C-E3					
Étape 6							
/	/		Vérification des constantes	/		/	
Étape 7							
/	/		Arrêt chauffage et dégazage réacteur	Dihydrogène	C-04	2,88 g	
				Monoxyde de carbone	C-05	40,008 g	
Étape 8							
200 g		C-19	Traitement des produits		C-06	1,94 g	
10 kWh	Électricité	C-E4					
Étape 9							
2000 g		C-10	Purification (filtration et distillation)		C-07	2000 g	
						C-08	778 g
3000 g	Eau	C-11				C-09	3000 g
					Distilat	HS	~ 94500 g
Étape 10							
450 g	Flacon en verre vide	C-12	Conditionnement des produits	Polyol	HS	1375 g	
				Flacon en verre rempli	HS	450 g	

Annexe 6

Résultats de caractérisation des procédés avec ReCiPe end-point (H)

Impact category	Reference unit	A - Polyamine		B - Amino-alcohol		C - Polyol	
		1172,5 g	1000 g	1000 g	1000 g	1375 g	1000 g
Climate change Ecosystems - ReCiPe Endpoint (H)	species.yr	5,12417E-06	4,3703E-06	4,93873E-06	4,93873E-06	5,10969E-06	3,71614E-06
Agricultural land occupation - ReCiPe Endpoint (H)	species.yr	1,69275E-06	1,44371E-06	1,68134E-06	1,68134E-06	1,64965E-06	1,19974E-06
Natural land transformation - ReCiPe Endpoint (H)	species.yr	3,3377E-07	2,84666E-07	3,31973E-07	3,31973E-07	3,33266E-07	2,42375E-07
Freshwater ecotoxicity - ReCiPe Endpoint (H)	species.yr	1,43842E-07	1,2268E-07	1,01956E-07	1,01956E-07	2,02849E-07	1,47526E-07
Urban land occupation - ReCiPe Endpoint (H)	species.yr	9,29989E-08	7,93168E-08	8,69987E-08	8,69987E-08	9,27001E-08	6,74182E-08
Terrestrial ecotoxicity - ReCiPe Endpoint (H)	species.yr	5,747E-08	4,9015E-08	5,65472E-08	5,65472E-08	5,57242E-08	4,05267E-08
Terrestrial acidification - ReCiPe Endpoint (H)	species.yr	4,4141E-08	3,76489E-08	3,47564E-08	3,47564E-08	4,49863E-08	3,27179E-08
Freshwater eutrophication - ReCiPe Endpoint (H)	species.yr	1,21779E-08	1,03863E-08	1,02297E-08	1,02297E-08	1,23292E-08	8,96672E-09
Marine ecotoxicity - ReCiPe Endpoint (H)	species.yr	2,41015E-09	2,05556E-09	1,91584E-09	1,91584E-09	2,51097E-09	1,82616E-09
Climate change Human Health - ReCiPe Endpoint (H)	DALY	0,000904729	0,000771624	0,000871986	0,000871986	0,000902172	0,000656125
Particulate matter formation - ReCiPe Endpoint (H)	DALY	0,000584385	0,000498409	0,000488199	0,000488199	0,00059129	0,000430029
Human toxicity - ReCiPe Endpoint (H)	DALY	0,000348296	0,000297054	0,000276507	0,000276507	0,000379525	0,000276018
Ionising radiation - ReCiPe Endpoint (H)	DALY	3,32249E-06	2,83368E-06	2,33417E-06	2,33417E-06	2,25321E-06	1,6387E-06
Ozone depletion - ReCiPe Endpoint (H)	DALY	3,13729E-07	2,67573E-07	2,95231E-07	2,95231E-07	2,95925E-07	2,15219E-07
Photochemical oxidant formation - ReCiPe Endpoint (H)	DALY	8,04097E-08	6,85797E-08	7,20507E-08	7,20507E-08	8,09751E-08	5,8891E-08
Total	species.yr	7,504E-06	6,400E-06	7,244E-06	7,244E-06	7,504E-06	5,457E-06
Total	DALY	1,841E-03	1,570E-03	1,639E-03	1,639E-03	1,876E-03	1,364E-03

Annexe 7

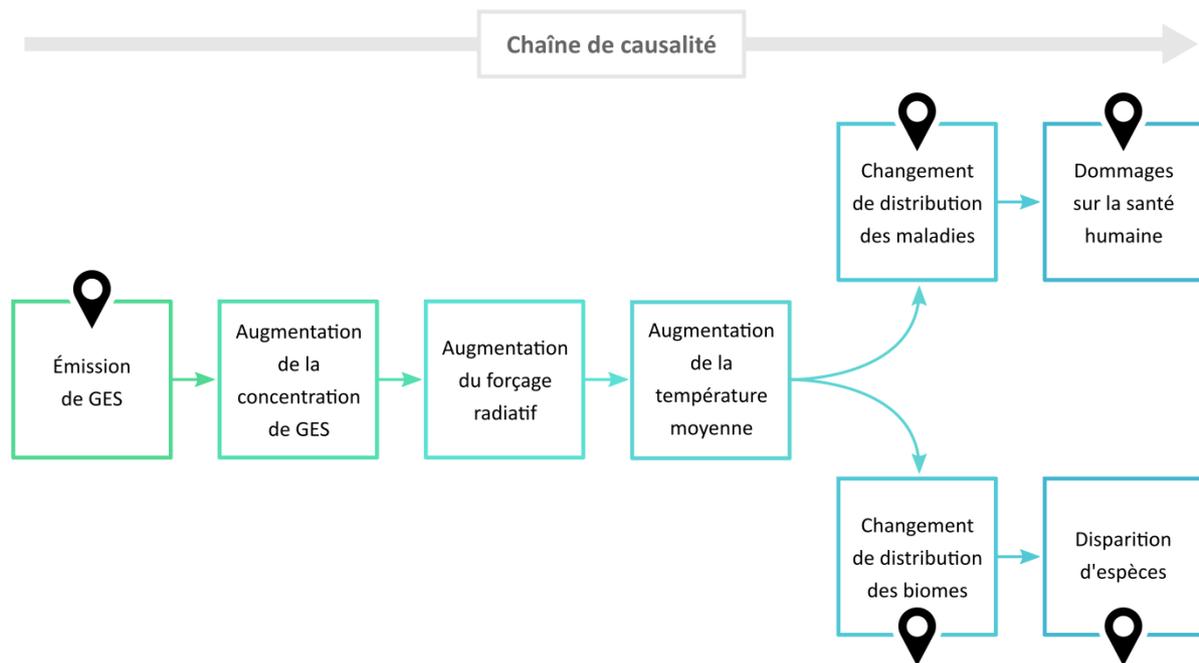
Étude des catégories d'impacts d'ACV et des travaux de spatialisation en lien

Les catégories d'impacts globalisées

Comme évoqué dans la section qui précède, certaines catégories d'impacts sont globalisées. Si celles-ci ne sont pas compatibles avec une caractérisation régionalisée, des projets de recherche en spatialisation sont tout de même réalisés. Cette section vise à comprendre les contraintes liées à ces catégories d'impacts.

1. Le changement climatique

Le changement climatique est sans le moindre doute la catégorie d'impact environnemental la plus utilisée en ACV. Nombre de méthodologies d'analyse d'impact, hors-ACV, mobilisent cet indicateur. C'est par exemple le cas du Bilan Carbone et il est également à noter qu'il s'agit du seul indicateur obligatoire dans le cadre de la démarche d'affichage environnemental des produits de grande consommation (AFNOR, 2009).



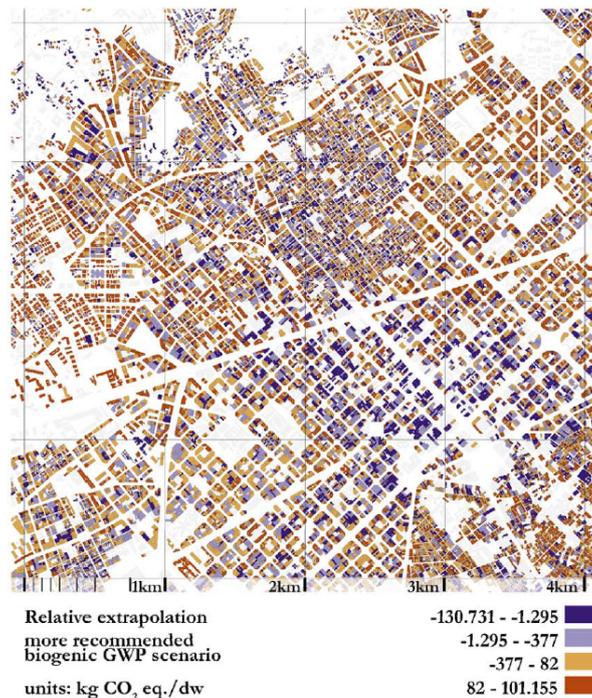
Chaîne de causalité du changement climatique (adapté de Huijbregts et al., 2014)

La caractérisation du changement climatique est exprimée en équivalent CO₂. Un consensus scientifique s'est établi autour des facteurs de caractérisation fournis par l'

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (ORESQUES, 2004). Bien que ce consensus ait été fragilisé récemment pour des raisons de sous-estimation des facteurs de caractérisation fournis (BRAY, 2010), le modèle IPCC est aujourd'hui utilisé par l'ensemble des méthodes listées dans les figures 3-8 et 3-9. La caractérisation des gaz à effet de serre vise à modéliser leur effet en équivalent CO₂ en considérant leur pouvoir de réchauffement global, ou *Global Warming Potential* (GWP). Ce potentiel de réchauffement est usuellement borné à un horizon temporel de 20 ans, 100 ans ou 1000 ans.

Au niveau *mid-point*, cette catégorie d'impact vise à représenter l'augmentation de la

température atmosphérique et s'exprime en CO₂ éq. En fin de chaîne de causalité, au niveau *end-point*, le changement climatique peut être assimilé à deux aires de protection comme illustré sur la figure ci-dessus. Ainsi, le changement climatique peut être exprimé en DALY ou en PDF. Malgré la localisation possible des sources d'émissions de gaz à effet de serre, ces dernières participent à un phénomène de réchauffement global : l'augmentation de la concentration des GES dans l'atmosphère touche l'ensemble de la planète. La spatialisation de l'impact sur le changement climatique n'est donc pas possible dans le sens où il n'y a pas de lien de cause à effet direct entre la source d'émission et la localisation du dommage sur la santé humaine ou les écosystèmes. De nombreux travaux proposent des modélisations géographiques de la vulnérabilité face au changement climatique (FUSSEL ET KLEIN, 2006). Le recours à des Systèmes d'Information Géographique (SIG) est donc fréquent lorsqu'il s'agit d'étudier les impacts du changement climatique (GARCIA-PEREZ ET AL., 2018).



Visualisation du pouvoir de réchauffement climatique à l'échelle urbaine (Garcia-Perez et al., 2018)

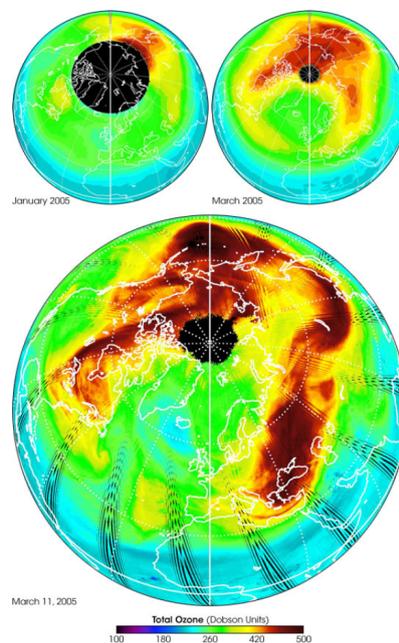
L'usage du SIG est utile en ce qui concerne la modélisation de la vulnérabilité mais il l'est aussi pour faciliter, voire automatiser, la construction de l'inventaire de cycle de vie (DRESEN ET JANDEWERTH, 2012), notamment dans le secteur agricole (GASOL ET AL., 2011). En plus de

réduire les incertitudes en ayant accès à des données spécifiques de site, le SIG permet de systématiser l'acquisition de données telles que les paramètres liés aux phases de transport (LOISEAU ET AL., 2014).

Compte tenu de la chaîne de causalité des dommages liés au changement climatique et en particulier du caractère indirect de celle-ci, une spatialisation de l'impact s'avère fortement complexe. En effet, il n'y a pas de continuum géographique dans la chaîne de causalité : les localisations des émissions n'ont pas de lien avec les localisations des impacts. La simulation géographique de l'impact n'est donc pas à retenir dans le cadre de la considération de la variabilité par le concepteur.

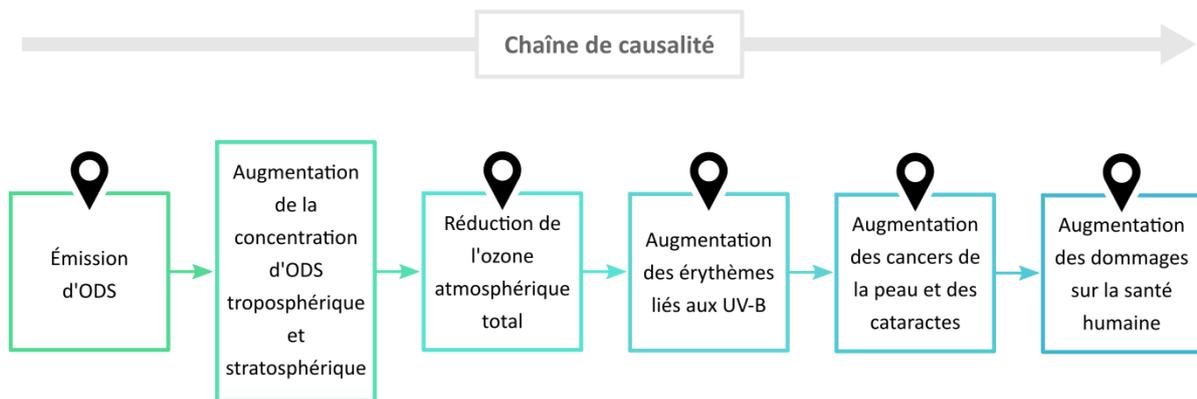
2. L'appauvrissement de la couche d'ozone

Le phénomène de destruction de la couche d'ozone résulte en une baisse de concentration de l'ozone naturellement présent dans la stratosphère – principalement – et dans la troposphère. Cet appauvrissement est principalement dû aux activités industrielles chimiques utilisant des chlorofluorocarbones synthétiques et globalement des halogènes (SOLOMON, 1999). Les plus fortes variations saisonnières de la concentration d'ozone stratosphérique sont localisées au niveau des pôles (NASA, 2005).



Concentrations d'ozone autour du pôle arctique (NASA, 2005)

La présence de l’ozone dans la stratosphère permet d’absorber le rayonnement solaire et particulièrement les ultra-violets. Les substances à l’origine de la destruction chimique de l’ozone sont appelées les Substances Appauvrissant la couche d’Ozone (SAO) ou *Ozone Depleting Substances* (ODS). Ce groupe de substances comprend les composés fluorés, bromé et chlorés (MONTZKA ET AL., 2011).



Chaîne de causalité liée à la destruction de la couche d'ozone

Le nœud problématique de l’appauvrissement de la couche d’ozone est lié à la capacité de l’ozone à absorber le rayonnement ultra-violet. La longueur d’onde des ultra-violets est comprise entre 100 et 400 nm. Les UV se répartissent en trois types selon leur longueur d’onde : les types A, B et C, respectivement de 400 à 100 nm. Une exposition aux UV altère les cellules de la peau. Les UV-C, type le plus nocif, est arrêté par la couche d’ozone. Les UV-B sont partiellement absorbés par la couche d’ozone. Les UV-A, type le moins nocif mais néanmoins cancérigène, est difficilement filtré par l’ozone. La réduction de la concentration d’ozone atmosphérique engendre alors une surexposition aux UV-B et donc une augmentation des érythèmes (MCCLLOUD ET BERENBAUM, 1994). Ces érythèmes, caractérisés par une altération plus ou moins sévère des cellules de la peau, engendre alors le développement de cancers et de cataractes.

Au niveau *mid-point*, l’appauvrissement de la couche d’ozone est quantifié en fonction des rejets d’ODS. Ces ODS sont communément ramenés à un équivalent trichlorofluorométhane, de la famille des trichlorofluorocarbures et noté CFC-11. Le CFC-11 fait partie des substances encore largement utilisées par l’industrie comme réfrigérant (MONTZKA ET AL., 2018). En fin

de chaîne de causalité, au niveau *end-point*, l'appauvrissement de la couche d'ozone est un impact intégré à l'aire de protection de la santé humaine : l'unité de quantification est le DALY.

Tout comme l'impact sur le changement climatique, l'appauvrissement de la couche d'ozone est un indicateur d'impact global. La couche d'ozone est localisée au niveau stratosphérique principalement et troposphérique : de ce fait, même si l'amincissement de la couche est nettement plus sévère au niveau des pôles terrestres, il n'existe pas de lien de cause à effet géographique entre le lieu d'émission des ODS et la localisation des impacts résultant. Si cet amincissement peut être cartographié - et donc par conséquent les impacts spatialisés - cette démarche est complexe à mettre en pratique (TCHERKEZOVA ET AL., 2013) ; (AHMAD ET AL., 2012). En effet, l'appauvrissement de la couche d'ozone est un phénomène dynamique qui rend sa spatialisation difficile. Compte tenu de ces observations et en regard de la problématique abordée à travers ce travail de thèse, l'appauvrissement de la couche d'ozone ne peut être retenu comme un indicateur pertinent pour représenter la variabilité géographique en conception.

3. L'épuisement des ressources

La catégorie d'impact d'épuisement des ressources vise à quantifier la raréfaction des ressources non-renouvelables à l'échelle humaine. Cet épuisement concerne l'extraction des ressources minérales telles que les métaux ou terres rares, et des ressources fossiles telles que le pétrole ou le charbon. Les quantités mondiales de ressources minérales et fossiles sont limitées et dépendent aussi particulièrement des teneurs en minerai des gisements (GERST, 2008).

Comme détaillé au début de ce chapitre, l'épuisement est usuellement mesuré en équivalent économique (en dollars) ou en équivalent de surplus. La chaîne de causalité de cette catégorie d'impact est particulièrement courte : il s'agit de mesurer la pression humaine exercée sur les ressources pour en déterminer leur raréfaction. Dans cette optique, la modélisation de l'impact se limite alors à une quantification des flux et la catégorie d'impact représente alors pleinement et à elle seule son aire de protection (SONDEREGGER ET AL., 2017). L'étude de cet épuisement fait partie de l'analyse de la criticité des ressources. Il s'agit alors d'estimer la dépendance des activités humaines, en particulier de l'industrie, à ces ressources pour en évaluer leurs pérennité (BEYERS ET KERREMANS, 2007).

L'épuisement des ressources est un phénomène global qui ne peut être spatialisé (contrairement aux conséquences de l'exploitation de ces ressources qui entrent dans le cadre d'autres catégories d'impacts). Le marché des ressources minérales et fossiles est mondialisé et la quantification des stocks n'est actuellement pas spatialisée dans les méthodes (KLINGLMAIR

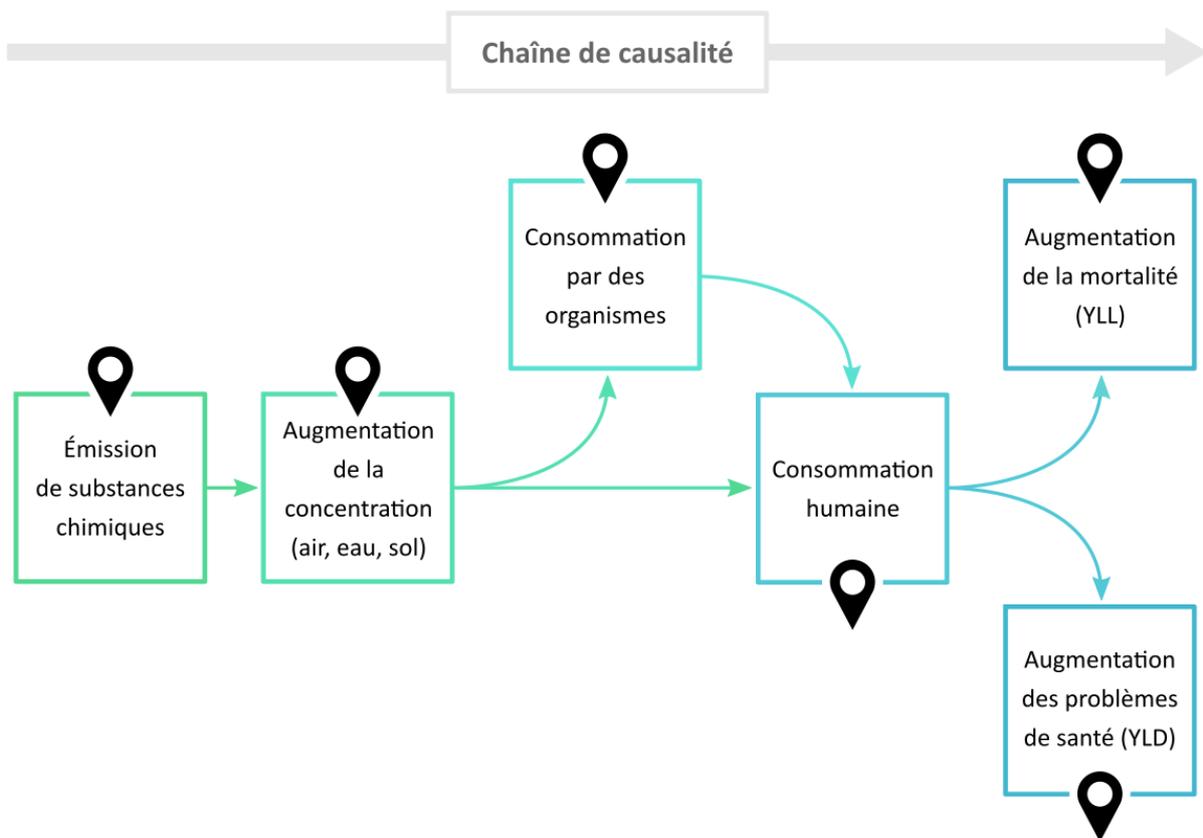
Les catégories d'impacts localisées

Les catégories d'impacts globalisées présentent une problématique de rupture du continuum géographique dans la chaîne de causalité de l'impact : les localisations des sources d'impacts n'ont pas de lien avec les localisations des dommages liés à ces mêmes impacts. S'il existe donc des travaux sur la spatialisation de ces catégories, leur régionalisation (leur contextualisation) n'est donc pas possible à partir des données dont dispose le concepteur (à savoir, les localisations des procédés et donc des sources d'émissions). En ce qui concerne les catégories d'impacts localisées, le continuum géographique de la chaîne de causalité est traçable et l'intégration de leur variabilité en conception est donc envisageable. La section qui suit vise à comprendre les mécanismes du continuum géographique de ces impacts localisés. Un focus est réalisé sur les catégories d'impacts les plus étudiées dans la littérature, qui sont

aussi celles recueillant le plus de données dans les méthodes, conformément à la figure 3-12.

1. La toxicité humaine

L'évaluation des effets néfastes sur la santé humaine est un indicateur particulièrement répandu dans les méthodes de caractérisation d'ACV. Les émissions de substances chimiques dans l'air, l'eau et le sol ont pour effet d'augmenter les concentrations de ces substances dans les différents compartiments géophysiques et ainsi d'en modifier les propriétés géochimiques. Les ressources de ces compartiments sont consommées par les espèces végétales et animales, ainsi que par l'humain qui concentre alors les substances en fin de chaîne trophique (HUMBERT ET

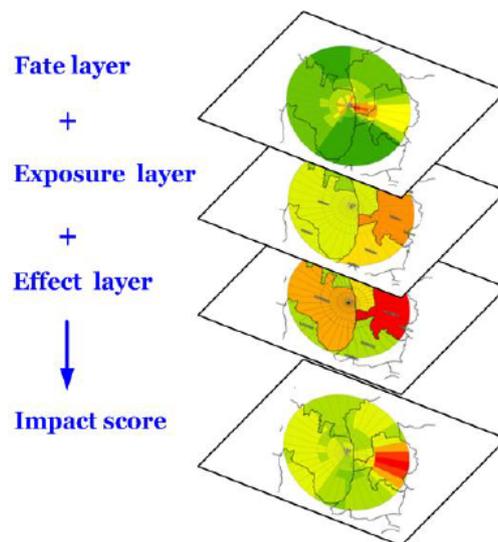


Chaîne de causalité de la toxicité humaine

Au niveau *mid-point*, l'impact sur la toxicité humaine est représenté par le potentiel de toxicité humaine ou *Human Toxicity Potential* (HTP). Cet indice vise à représenter les effets de chaque substance chimique rejetée dans l'environnement et la dose tolérable par l'organisme humain. Les émissions sont usuellement comptabilisées en équivalent benzène

pour les substances cancérigènes et en équivalent toluène pour les substances non-cancérigènes, tel qu'introduit par la méthode CalTOX (MCKONE, 1993). Si l'ensemble des méthodes s'inspire de CalTOX, c'est aujourd'hui le modèle USEtox qui fait consensus sur l'évaluation de la toxicité humaine (FANTKE, 2017). L'impact *mid-point* est alors exprimé en unités toxiques comparatives ou *Comparative Toxic Units* (CTUh) afin de modéliser la morbidité de la population humaine par rapport à la masse de substance émise. Au niveau *end-point*, la toxicité est évidemment exprimée en DALY.

Si l'effet d'une substance chimique présente une faible variabilité géographique, ce n'est ni le cas de son transport dans les compartiments géophysiques ni le cas de l'exposition des populations à cette substance. Ainsi, dans le calcul de la toxicité humaine, les facteurs de devenir et d'exposition sont soumis aux contraintes géographiques..

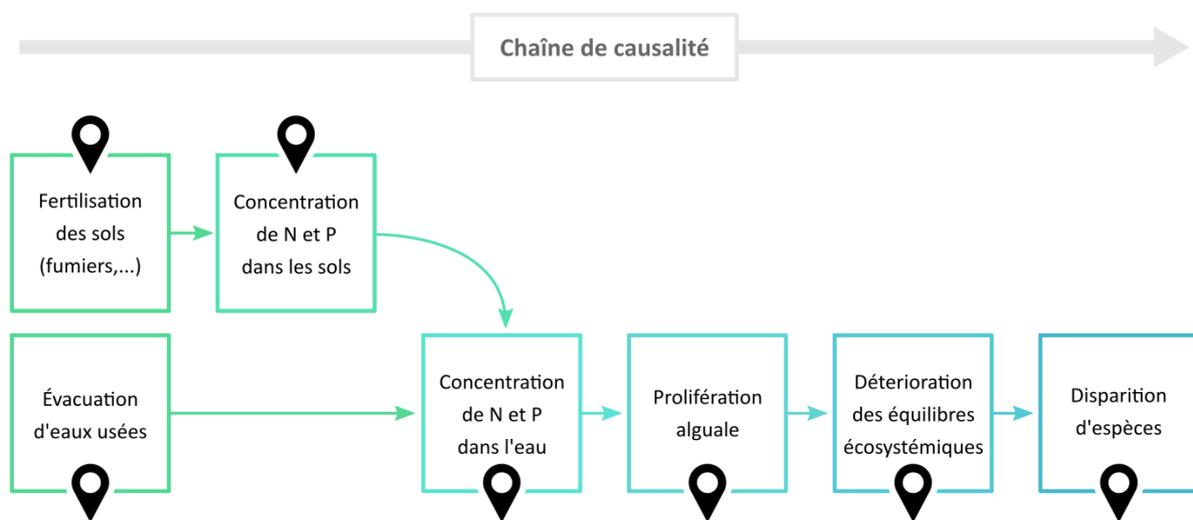


Empilement des couches géographiques liées à la variabilité de la toxicité humaine (Liu et al., 2014)

En se basant sur les travaux de JOLLIET ET AL (2002), LIU ET AL (2014) expérimentent la considération de plusieurs couches d'information géographique pour faire varier la sensibilité de l'impact sur la santé humaine. À ce jour, plusieurs méthodes proposent la régionalisation de cet impact (USEtox, EDIP et Impact World+).

2. L'eutrophisation

L'eutrophisation aquatique est une catégorie d'impact résultant d'un fort enrichissement en nutriments pour un certain volume d'eau. Cet enrichissement rapide stimule la production biotique algale et peut aller jusqu'à l'anoxie du milieu eutrophisé voire au comblement de celui-ci, par sédimentation accélérée, et conduit donc à un fort impact sur la biodiversité : mortalité des poissons et désertification des espèces en aval de la chaîne trophique. Les origines anthropiques de cet impact sont liées à l'usage excessif de nutriments tels que l'azote, le nitrate et le phosphate pour les épandages agricoles principalement (HANSEN ET AL., 2001) mais aussi à leur concentration dans les eaux usées et dans la pollution due aux transports.



Chaîne de causalité de l'eutrophisation

Le transport de ces nutriments, notamment par l'eau, implique une portée régionale de l'impact. De ce fait, l'eutrophisation est un phénomène touchant aussi bien les milieux terrestres que les milieux marins : on parle d'eutrophisation d'eau douce (ou dulçaquicole) et d'eutrophisation marine.

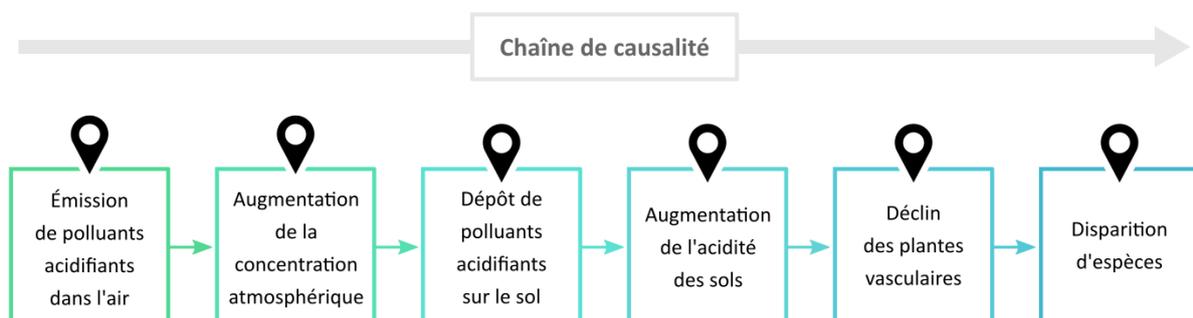
L'anoxie progressive du milieu suit une chaîne de causalité trophique. En amont de cette chaîne se trouve le phytoplancton et la lentille d'eau, premiers organismes à profiter de l'excès de nutriments pour se développer. Les concentrations de phosphore (P) et d'azote (N) sont les facteurs limitant du phénomène d'eutrophisation. Néanmoins, il est à noter que les conditions de croissance algale ne se résume pas à un simple apport de nutriment : des conditions biophysiques, fortement dépendantes de la géographie, entrent en jeu dans ce

processus. La température, la luminosité ou encore la concentration en dioxyde de carbone sont des facteurs de développement attestant de l'influence de la géographie et des saisonnalités. De ce fait, la dimension spatio-temporelle de l'impact d'eutrophisation n'est pas à négliger (AZEVEDO ET AL., 2013). Il est par ailleurs de plus en plus commun que les études des eaux de surfaces, notamment en ce qui concerne l'eutrophisation, s'appuient sur un SIG pour modéliser l'ensemble de ces paramètres (AKDENIZ ET AL., 2011).

La caractérisation de l'impact d'eutrophisation se base sur l'apport des facteurs limitant, la composition biochimique algale (notamment en P et N) permettant de définir la quantité de biomasse potentiellement générée par une certaine quantité de nutriments (REDFIELD, 1963). Cette approche universelle et simplifiée a par la suite été d'avantage détaillée pour intégrer le facteur de devenir des substances suite à leur émission (HAUSCHILD ET AL., 2005). Hauschild et Potting introduisent alors le modèle CARMEN (*CAuse effect Relation Model to support Environmental Negotiations*) afin de déterminer la part de phosphore et d'azote atteignant le milieu évalué. Ce modèle de référence permet la génération de facteurs de devenir différenciés sur 101 bassins versants et 41 littoraux pour une couverture mondiale (STRUJIS ET AL., 2011).

3. L'acidification

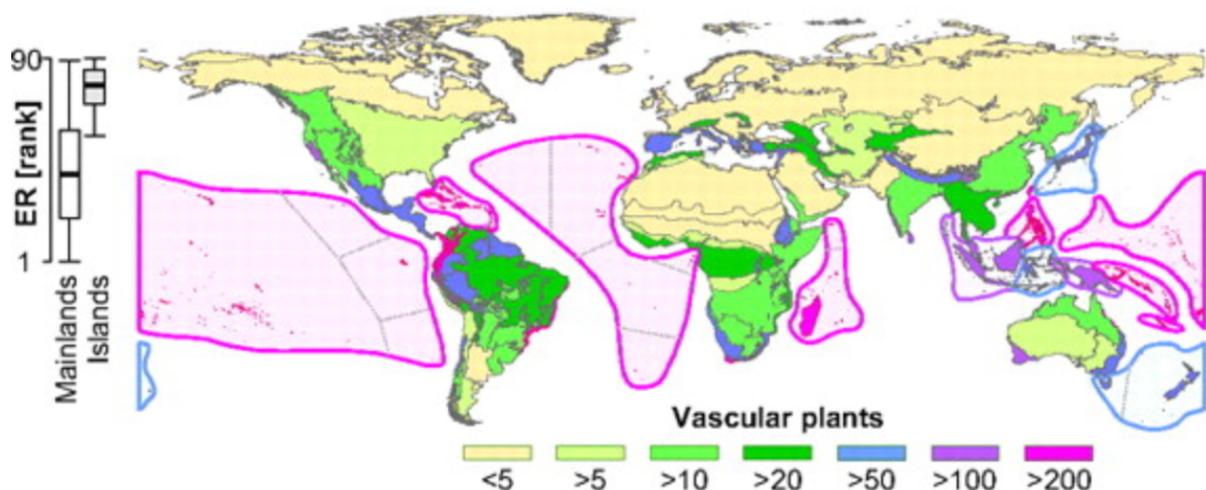
L'acidification est une catégorie d'impact qui peut être terrestre ou aquatique (eau douce et marine) résultant de l'augmentation des concentrations de substances acidifiantes dans les milieux. Cette acidification entraîne un changement des propriétés géochimiques des sols, via notamment une modification du pH, ayant pour conséquence directe la disparition de plantes vasculaires et donc une diminution de leur diversité (ROEM ET BERENDSE, 2000).



Chaîne de causalité de l'acidification

Le déclin des plantes vasculaires est notamment lié à des problèmes de germination et de développement des appareils racinaires causés par l'apport massif de nutriment acides dans les sols et via un transport atmosphérique (ZVEREVA ET AL., 2008). Les principales émissions de substances responsables de cet impact sont les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂) et le nitrure d'hydrogène - ou amoniac - (NH₃) (ROY ET AL., 2012). Au niveau *mid-point*, l'acidification est caractérisée par la quantification des substances acidifiantes émises, dans une unité d'équivalence parmi les trois précitées. Au niveau *end-point*, l'acidification s'exprime en perte de biodiversité, soit en PDF.

Tout comme avec l'impact d'eutrophisation, le devenir des substances est le facteur assurant le continuum géographique du suivi de la chaîne de causalité. La dispersion des substances dans l'air est variable : jusqu'à 390 km pour le SO₂ et 450 km pour le NO_x (GRECO ET AL., 2007). Ces distances de transports dépendent fortement des conditions atmosphériques et notamment météorologiques. Le devenir des substances est donc fortement dynamique, bien que l'impact d'acidification soit régional (ELLIS ET AL., 2012). Par ailleurs, il est également à noter que le facteur d'effet est lui aussi soumis à une forte variabilité géographique (KIER ET AL., 2009). Enfin, bien que la caractérisation spatialisée soit possible pour l'acidification, les modèles manquent encore de données sur certaines variables et notamment le nombre d'espèces différentes considéré (ROY ET AL., 2013).



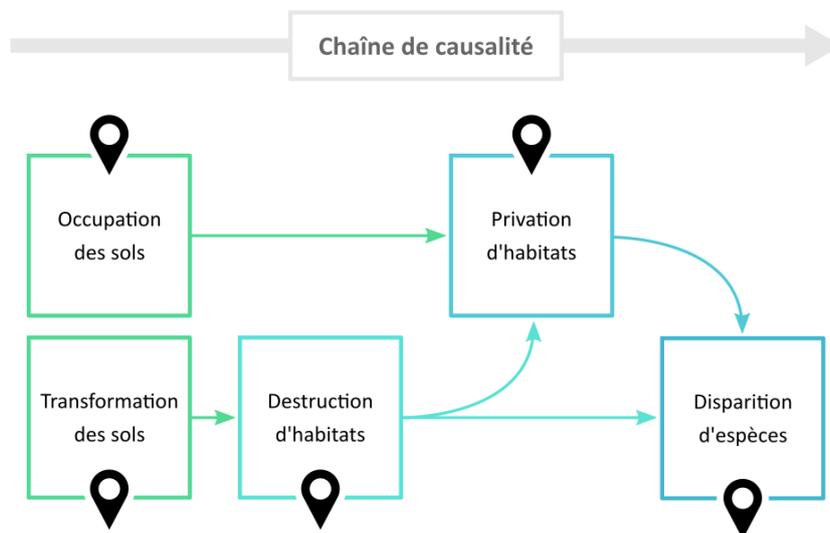
Répartition des plantes vasculaires (Kier et al., 2009)

À ce jour, plusieurs méthodes de caractérisation (Impact World+, LC-IMPACT et EDIP)

intègrent la régionalisation de l'impact d'acidification. Les facteurs de devenir sont déterminés sur la base de modèles géochimiques atmosphériques tels que GEOS-Chem (ZHU ET AL., 2013).

4. L'utilisation des sols

L'utilisation des sols est l'un des impacts les plus sévères en termes de perte de biodiversité (KOELLNER ET AL., 2013). Cet impact tire ses origines de la transformation des sols et leur occupation (DE ROSA ET AL., 2017) ; (WEIDEMA ET LINDEIJER, 2001). La transformation des sols se caractérise par la destruction d'écosystèmes naturels afin de modifier les propriétés géographiques de la zone en question pour les adapter à un autre usage (I CANALS ET AL., 2007). La déforestation à des fins d'agriculture est un exemple de transformation des sols. L'occupation des sols correspond à la période pendant laquelle les sols transformés sont exploités. Pendant cette période, l'écosystème n'a aucune résilience : il ne peut évoluer vers un retour à son état initial. Cette catégorie d'impact est largement étudiée dans le cas d'implantations agricoles (PERMINOVA ET AL., 2016).



Chaîne de causalité de l'utilisation des sols

La transformation des sols entraîne la destruction d'habitats. L'occupation des sols contraint la privation d'habitats sur le long terme. Au niveau *mid-point*, cette catégorie d'impact est exprimée en km² pour la transformation et en km²/an pour l'occupation. Le modèle LANCA®

propose la différenciation spatiale de cet impact *mid-point* (BOS ET AL., 2016). Au niveau *end-point*, l'indicateur est exprimé en perte de biodiversité (PDF). Comme l'ont démontré les travaux de HOLDRIDGE, la biodiversité terrestre se caractérise par une forte hétérogénéité. La richesse en espèces végétales et animales est fortement variable dans l'espace et la sévérité des impacts liés à l'utilisation des sols l'est donc aussi. L'utilisation des sols est la catégorie d'impact pour laquelle la spatialisation est requise afin de considérer correctement le potentiel de dommage (KOELLNER ET AL., 2013). De nombreux travaux sur la spatialisation de cet impact en ACV ont été réalisés. En effet, la sévérité de l'impact est extrêmement dépendante des caractéristiques géophysiques des milieux mais le modèle de Holdridge, malgré une différenciation pertinente, ne permet pas une évaluation à une échelle suffisamment précise pour correspondre aux réels enjeux de l'utilisation des sols (SAAD ET AL., 2013).

La forte variabilité géographique de l'utilisation des sols requiert la considération de multiples variables pour spatialiser l'indicateur (SAAD ET AL., 2011). Cette approche entraîne de fortes incertitudes (DI VIRGILIO, 2012). L'usage d'un SIG est particulièrement approprié à l'étude de cet impact. Il permet de déterminer plus précisément les types d'habitats dégradés et donc de mieux mesurer l'exposition aux risques pour la biodiversité (GEYER ET AL., 2010).

5. Autres catégories d'impacts localisées

Afin de compléter ce travail d'étude des catégories d'impacts localisées, il convient d'évoquer également l'écotoxicité, les radiations ionisantes, les effets respiratoires et la gestion de l'eau.

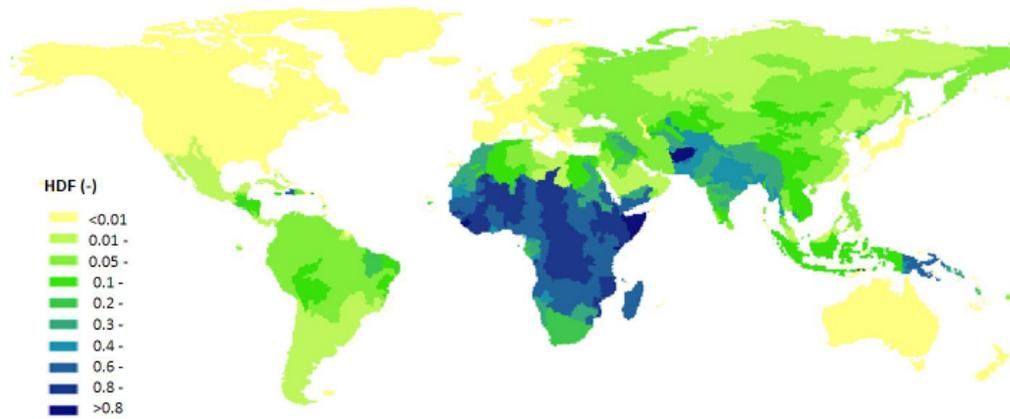
L'impact d'écotoxicité suit des voies de causalité semblables à l'impact sur la toxicité humaine. Dans cette approche, l'effet des substances émises considéré est orienté vers les écosystèmes (espèces végétales et animales) (ROSENBAUM ET AL., 2008) et non vers les organismes humains. Au niveau *end-point*, l'impact de l'écotoxicité est mesuré en PDF, soit en perte de biodiversité. La méthode de caractérisation la plus avancée pour la prise en compte de cet impact est, à ce jour, USEtox qui est le seul modèle à ne pas être uniquement basé sur des archétypes mais sur l'intégration de multiples variables géophysiques. Il est à noter que EDIP et Impact World+ proposent aussi la spatialisation de cet indicateur, basée sur des archétypes.

L'impact des radiations ionisantes se caractérise par l'émission de radionucléides. Leur dispersion et leur exposition à des populations engendrent alors une augmentation des cancers

et maladies héréditaires (HUIJBREGTS ET AL., 2014). De ce fait, tout comme pour l'impact de toxicité humaine, les dommages résultent en l'augmentation des problèmes de santé (YLD) et de la mortalité (YLL). Au niveau *end-point*, le DALY est l'unité permettant de quantifier les conséquences des émissions des nucléides. Ces émissions sont majoritairement liées au cycle du combustible nucléaire, de son extraction à son traitement et en passant par son utilisation. Ce cycle consitute le continuum géographique de l'impact : puisqu'il est possible de tracer le transport des substances, il est possible de déterminer les localisations des sources d'émissions et les expositions associées. Seule la méthode Impact World+ proposent la régionalisation de l'impact des radiations ionisantes, basée sur des archétypes.

La catégorie d'impact des effets respiratoires résulte à la fois de l'émission dans l'air de substances nocives pour l'organisme humain, telles que les NO_x, NH₃, SO₂ ou PM_{2.5}, et de la transformation de ces polluants sous l'action photochimique (en particulier la création d'ozone photochimique) (VAN ZELM ET AL., 2016). Tout comme les catégories d'impacts sur la toxicité humaine et les radiations ionisantes, l'exposition aux substances atmosphériques précitées engendre une augmentation des problèmes de santé et de la mortalité au niveau *end-point*. Cet impact est régionalisé, par dispersion des substances dans l'air (VAN ZELM ET AL., 2016). À ce jour, les méthodes Impact World+, LC-IMPACT et EDIP proposent de spatialiser cet impact.

Enfin, il convient de faire mention des impacts liés à la gestion de l'eau. Cette catégorie peut revêtir différents aspects tels que la pollution globale de l'eau (bien que celle-ci puisse être détaillée en impacts d'eutrophisation et d'acidification notamment), la consommation d'eau ou la pollution thermique de l'eau. La consommation d'eau est un indicateur pertinent en ACV car il reflète le potentiel de stress hydrique généré. Les privations d'eau de certaines régions entraînent des problèmes de malnutrition, de santé voire de mortalité (DALY) (PFISTER ET AL., 2009). Comme détaillé par PFISTER ET AL, la régionalisation de cet impact est fortement lié à la géographie des bassins versants mais aussi à l'utilisation de l'eau (pour usages agricoles notamment) et au facteur de développement humain ou *Human Development Factor* (HDF).



Spatialisation du facteur de développement humain en fonction des bassins versants (Pfister et al., 2009)

Les impacts liés à la consommation d'eau et au stress hydrique sont aujourd'hui caractérisés par les méthodes Impact World+ et LC-IMPACT.

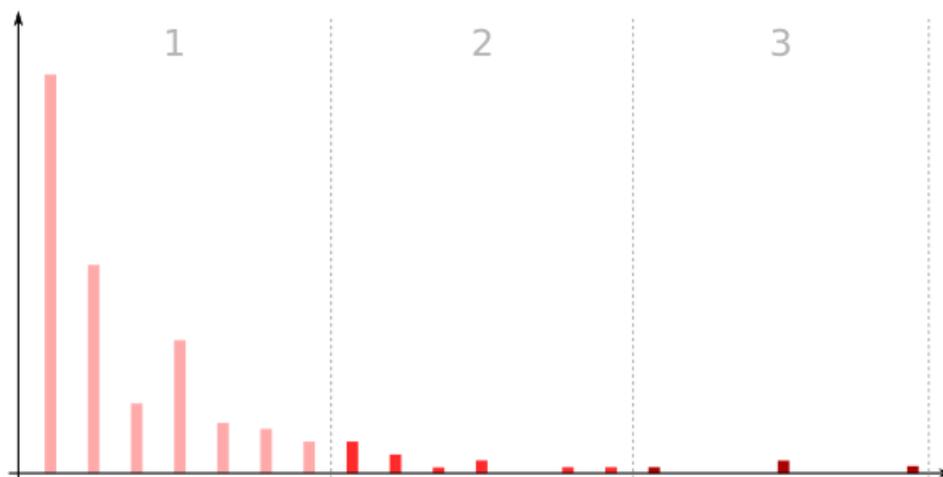
Annexe 8

Les techniques de discrétisation arithmétiques

Afin de discrétiser les données d'une série, il convient de suivre une méthode adaptée aux propriétés de la série étudiée. En cartographie, les méthodes de discrétisations de type arithmétique sont les plus couramment pratiquées (LAMBERT ET ZANIN, 2016).

1. Discrétisation par équivalence

La discrétisation par équivalence a pour but de diviser la série de données en amplitudes égales. Ainsi, pour une série d'une valeur minimale de x et d'une valeur maximale de y , à répartir en k classes, chaque classe aura une amplitude de $(x-y)/k$, comme illustré sur la figure suivante.



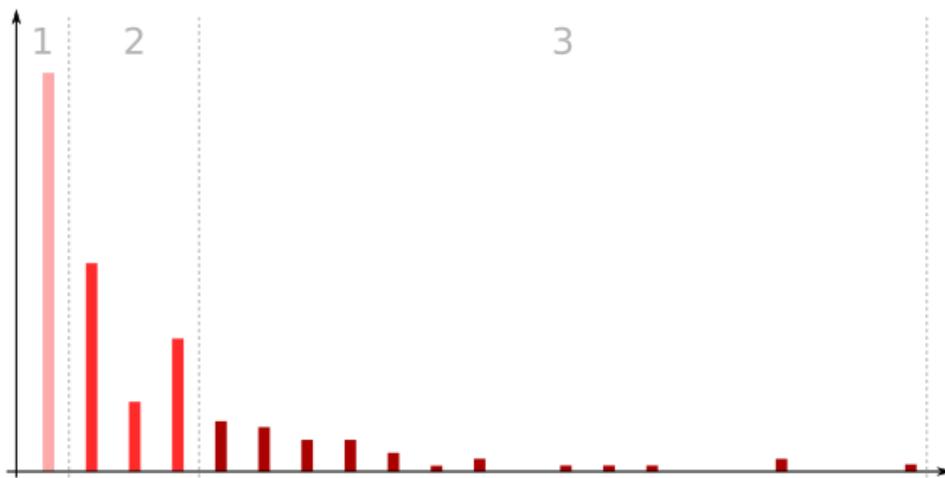
Discrétisation par équivalence

Ce type de discrétisation présente l'avantage de présenter une information facile à interpréter, tout en évitant d'isoler les éventuelles valeurs extrêmes. L'utilisation de cette technique est particulièrement adaptée aux répartitions uniformes. Dans les autres cas de répartitions, cette technique présente l'inconvénient de constituer des classes potentiellement très déséquilibrées en termes d'effectifs. En cartographie, cela reviendrait à générer une carte qui pourrait être à 95% colorée du même aplats et avec donc 5% de variabilité lisible restante : l'information

serait alors fortement estompée et non perceptible pas le lecteur. Par ailleurs, il est tout de même à noter que la simplicité de mise en œuvre de la discrétisation par équivalence présente l'avantage d'être adaptée à de très grandes séries de données.

2. Discrétisation par quantiles

La discrétisation par quantiles permet de diviser la série de données en classes d'effectifs égaux. Pour une série constituée de n données à répartir en k classes, chaque classe contiendra n/k données. La figure suivante illustre le résultat de cette opération.



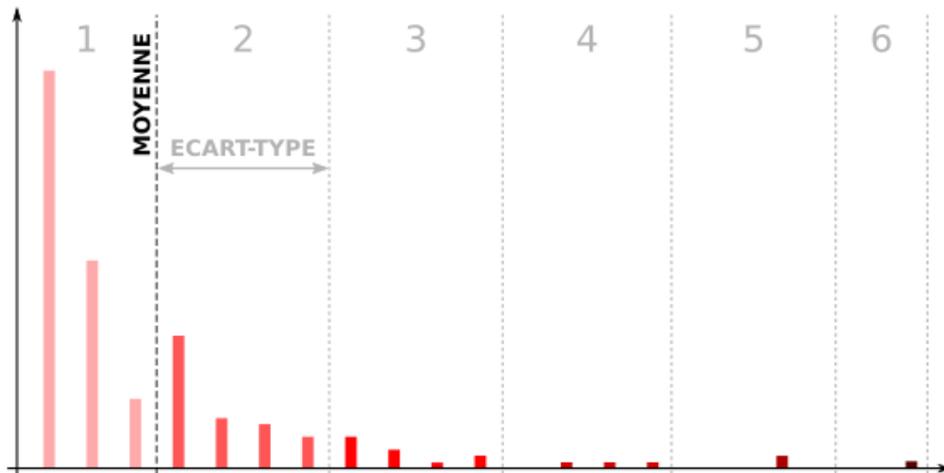
Discrétisation par quantiles

Discrétiser par les quantiles est relativement simple à réaliser, notamment pour de grandes séries de données, tout comme la discrétisation par équivalence. Cette technique est particulièrement adaptée à la cartographie comparative car elle garantit une bonne représentation de chaque classe. Cependant, cette opération a tendance à « lisser » l'information et d'en faire disparaître toute aspérité, y compris les valeurs extrêmes. Ainsi, des données fortement éloignées peuvent de trouvées qualifiées de la même façon : cette discrétisation est alors à éviter pour la génération d'indicateurs.

3. Discrétisation par l'écart-type

La discrétisation par l'écart-type est un traitement statistique de la série de données centré sur la moyenne de la série. Pour une série dont la moyenne est m et l'écart-type est e , chaque

classe a une amplitude de e , de chaque côté de m , sauf les deux classes de bornes dont l'intervalle est réduit à la valeur minimale ou maximale de la série, comme illustré sur la figure suivante.



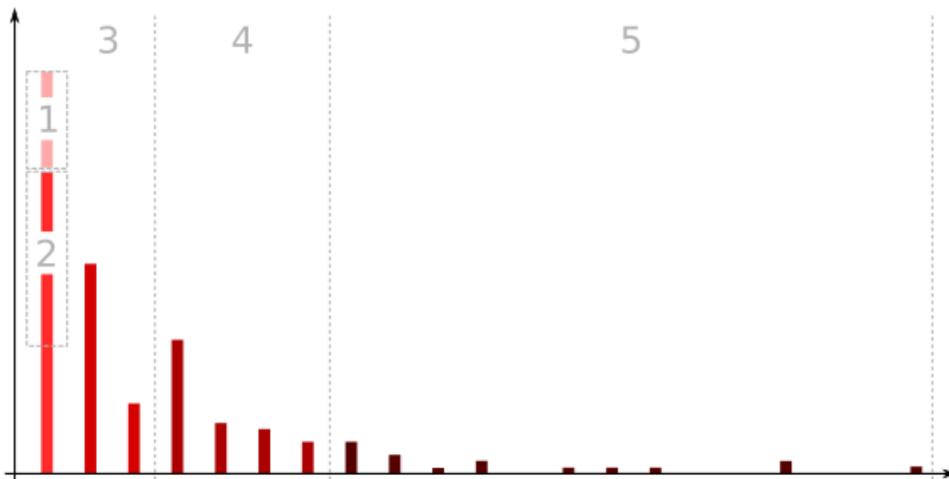
Discrétisation par l'écart-type

Cette technique de discrétisation, tout comme la discrétisation par quantiles, est intéressante dans le cadre de comparaisons. La mise en œuvre de la méthode est peu complexe, même pour une grande série de données. Néanmoins, le nombre de classes dépend d'une opération statistique et non d'objectifs initiaux, ce qui peut générer un nombre de classes potentiellement inadapté. Par ailleurs, les résultats dépendent fortement des valeurs extrêmes qui influencent la moyenne et l'écart-type. En conséquence, cette discrétisation ne convient pas à une répartition asymétrique. Un type de discrétisation similaire est également possible : la discrétisation en moyennes emboîtées. De la même façon, la classification est centrée sur la moyenne de la série. Chacun des deux groupes de valeurs de part de d'autre de la moyenne est ensuite divisé en deux sous-groupes à partir de la moyenne de ceux-ci. L'opération est répétée de façon fractale jusqu'à obtenir le nombre de classes désirées, qui ne pourra être que pair, compte tenu de la méthode.

4. Discrétisation en progression géométrique

La discrétisation en progression géométrique est particulièrement adaptée aux répartitions asymétriques car elle s'appuie sur une progression logarithmique de l'amplitude des classes.

La série de données est traitée comme une suite géométrique, en partant d'une base logarithmique b , allant de la valeur minimale x à la valeur maximale y , en k classes prédéfinies. Ainsi, le premier intervalle s'étend de x à $x*m$, où le multiplicateur $m = b^{((\log(y)-\log(x))/k)}$. Le deuxième intervalle s'étend de cette nouvelle borne $x*m$ à $(x*m)*m$. Chaque borne est ainsi calculée, selon la progression géométrique définie, jusqu'à obtenir k classes, où la dernière borne vaut y . La figure suivante illustre une progression géométrique sur cinq classes.

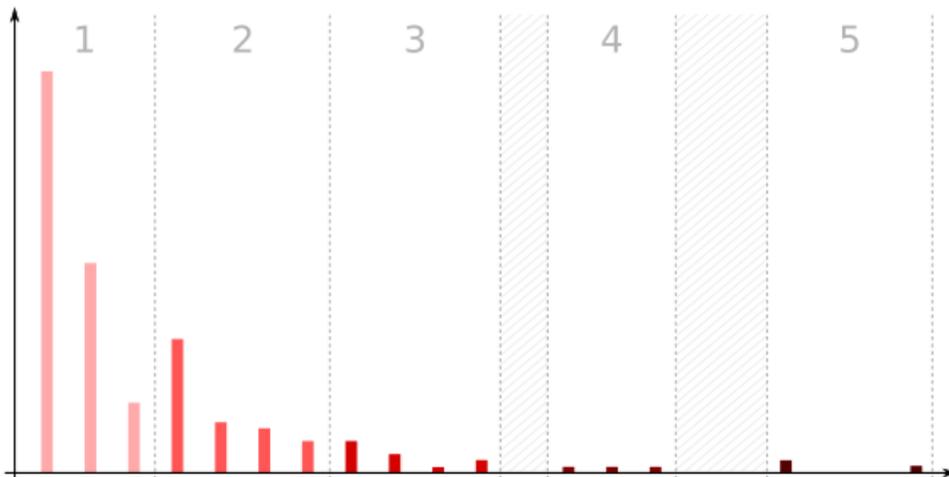


Discrétisation en progression géométrique

Si la discrétisation géométrique s'adapte bien aux répartitions asymétriques, car elle valorise les valeurs basses ou hautes condensées, elle permet difficilement de réaliser des comparaisons. Effectivement, la distribution au sein des classes est fortement variable en termes d'effectifs rassemblés. Par ailleurs, cette technique peut s'avérer fastidieuse à déployer sur de très grandes séries. Un nombre d'itérations certain est à prévoir. Il est à noter qu'une variante de cette technique existe : la discrétisation en progression arithmétique. Cette opération vise à déterminer un effectif de classe désiré pour le premier intervalle. L'effectif de la classe suivante comprend deux fois plus de valeurs que la première. Puis la classe suivante contient autant de valeurs que les classes précédentes cumulées et ainsi de suite jusqu'à atteindre la borne maximale. Cette technique requiert également un bon nombre d'itérations pour obtenir un résultat satisfaisant mais reste adaptée aux répartitions asymétriques.

5. Discrétisation par seuils naturels

La discrétisation par seuils naturels a pour objectif de valoriser les principales discontinuités de la série traitée. Les paliers les plus observables constituent alors des bornes de classes. La force de ces paliers dépend aussi du nombre de classes souhaitées. Cette technique peut notamment s'accompagner de l'existence d'intervalles non-adjacents, comme illustré sur la figure suivante où deux intervalles sans valeurs sont exclus de la progression.



Discrétisation par seuils naturels

Cette méthode de discrétisation présente l'avantage de chercher à valoriser les particularités de la série de données, qu'il s'agisse de valeurs extrêmes ou de discontinuités. Elle est alors adaptée aux répartitions de tous types, notamment asymétriques et plurimodales. Cependant, si cette méthode de discrétisation permet une complétude optimale du niveau d'information valorisé, la détermination des paliers dit « naturels » n'est pas arithmétique et doit être réalisée manuellement. Le classement réalisé est donc potentiellement très subjectif. En effet, contrairement aux méthodes précédemment exposées, celle-ci peut générer une pluralité de résultats qui pourraient avoir de trop différentes influences en termes d'interprétation. De ce fait, cette méthode n'est pas non plus adéquate dans le cadre de comparaisons.

Florian BRATEC

Doctorat : Systèmes SocioTechniques

Année 2020

Intégration de la variabilité géographique en conception responsable

Les apports de la responsabilité en conception de produits se manifestent dès les années 70 avec la multiplication des démarches d'éco-conception et de conception pour la soutenabilité. Cette attitude nouvelle du concepteur vise à diminuer les impacts de la conception d'un produit sur l'environnement et l'Homme : elle ouvre la porte à la responsabilité du concepteur. Malgré le développement d'une pluralité d'approches pour ainsi opérer, un nombre relativement restreint de variables de conception s'est aujourd'hui imposé et une méthode a particulièrement été adoptée : l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). À travers cette approche, les variables de conception se focalisent généralement sur le choix des matériaux et des procédés de transformation. Cette thèse vise à comprendre les enjeux liés à l'intégration de la localisation géographique du procédé en tant que variable de conception. La méthodologie de recherche s'appuie sur l'approche rétrospective et a permis d'identifier la nécessité de proposer un algorithme de discrétisation spécifique ainsi qu'un indicateur de simulation du Potentiel de Sévérité Géographique sous la forme d'une carte. L'étude de cas s'est portée sur trois procédés de synthèse chimique, avec la SAS PIVERT. Ces procédés ont été modélisés pour proposer des simulations. Pour finaliser la proposition, une étude de sensibilité a été réalisée sur l'algorithme de discrétisation. Il est observé qu'une approche de simulation de la sévérité géographique offre l'opportunité d'une prise de décision responsable en conception.

Mots clés : responsabilité environnementale – analyse du Cycle de Vie – discrétisation (cartographie) – systèmes d'aide à la décision – conception durable.

Integration of Geographic Variability into the Responsible Design

The contributions of product design responsibility date back to 1970s with the multiplication of eco-design and design for sustainability approaches. This new attitude of the designer aims to reduce the harmful impacts on the environment and on Man of the design of a product: it paves the way to the responsibility of the designer. Despite the development of a plurality of approaches to operate in this way, a relatively small number of design variables have now emerged and a method has been particularly adopted: Life-Cycle Assessment (LCA). Through this approach, the design variables generally focus on the choice of materials and transformation processes. This thesis aims to understand the issues related to the integration of the geographic location of the process as a design variable. The research methodology is based on a retrospective approach and has made it possible to identify the need to propose a specific discretization algorithm as well as a simulation indicator of the Geographic Severity Potential in the form of a map. The case study focused on three chemical synthesis processes, with SAS PIVERT. These processes have been modelled to provide simulations. To finalize the proposal, a sensitivity study was carried out on the discretization algorithm. It is observed that an approach to simulating geographic severity opens the door to responsible decision-making in design through the spatial variable. It is observed that a geographic severity simulation approach offers an opportunity for responsible decision-making in design.

Keywords: environmental responsibility – Life-Cycle Assessment – discretization (cartography) – decision support systems – sustainable design.

Thèse réalisée en partenariat entre :

