



HAL
open science

Analyse environnementale et éco-conception de services informationnels

Jeremy Bonvoisin

► **To cite this version:**

Jeremy Bonvoisin. Analyse environnementale et éco-conception de services informationnels. Autre. Université de Grenoble, 2012. Français. NNT : 2012GRENI028 . tel-00766136

HAL Id: tel-00766136

<https://theses.hal.science/tel-00766136>

Submitted on 17 Dec 2012

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

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Spécialité : **Génie Industriel : Conception, Production**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Jérémy BONVOISIN

Thèse dirigée par **Daniel BRISSAUD** et
codirigée par **Fabrice MATHIEUX**

préparée au sein du **Laboratoire G-SCOP**
Sciences pour la Conception, l'Optimisation et la Production de
Grenoble, UMR 5272
dans l'**École Doctorale I-(MEP)²**
Ingénierie – Mécanique Matériaux Energétique Environnement
Procédés Production

Analyse environnementale et éco-conception de services informationnels

Thèse soutenue publiquement le **5 novembre 2012**
devant le jury composé de :

Monsieur Alain BERNARD

Professeur, Ecole Centrale de Nantes

Monsieur Dimitris KIRITSIS

Professeur, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Rapporteur

Monsieur Dominique MILLET

Professeur, Supméca Toulon, Rapporteur

Monsieur Daniel BRISSAUD

Professeur, Université de Grenoble, Directeur de thèse

Monsieur Fabrice MATHIEUX

Chercheur, Commission Européenne, Centre Commun de Recherche (JRC),
Co-encadrant

Monsieur Vincent GIMENO

Responsable d'unité R&D, Orange Labs



- *L'électricité, milord ! On ignore, dans le monde élégant, les pas imperceptibles et tout-puissants qu'elle fait chaque jour. Songez donc ! Bientôt, grâce à elle, plus d'autocraties, de canons, de monitors, de dynamites ni d'armées !*
- *c'est un rêve, cela, je crois, murmura Lord Ewald.*
- *Milord, il n'y a plus de rêves ! répondit à voix basse le grand ingénieur.*

Villiers de l'Isle-Adam – L'Ève Future.

Remerciements

Je tiens ici à remercier l'ensemble des personnes qui ont de près ou de loin contribué à l'éclosion de ce travail qui, plus qu'un achèvement, est pour moi un commencement.

Je tiens en premier lieu à remercier mes directeurs de thèse Daniel Brissaud et Fabrice Mathieux. Merci de m'avoir donné l'occasion de concrétiser mon engagement dans l'écologie, à mon sens de la plus belle manière qui soit. Merci d'avoir constitué cette équipe si exceptionnelle dans le paysage académique national comme international : l'équipe d'éco-conception du laboratoire G-SCOP¹. Merci de m'avoir fait confiance, de m'avoir laissé un espace de travail suffisant à l'émergence d'une compréhension globale de mon sujet, tout en ayant toujours pointé ses incohérences. Merci particulièrement à Daniel pour la pénétrance de ses remarques. Merci à Fabrice pour sa présence et sa patience.

Je tiens également à exprimer ma reconnaissance envers l'ensemble des membres du jury. Merci plus particulièrement à Dimitris Kiritsis et à Dominique Millet pour avoir accepté de rapporter ces travaux.

Merci également à l'ensemble des membres du projet SensCity² – projet qui a financé et a constitué la base de mon travail de recherche. Je tiens à adresser une mention particulière à Alan Lelah (laboratoire G-SCOP), incubateur officiel de mes idées au cours de ce projet ; cette thèse doit beaucoup à sa constante collaboration. Merci également à Vincent Gimeno et Madhusudan Giyyarpuram (Orange Labs), Michel Courtitarat et François-Régis Meugniot (BH Environnement), ainsi que Lydie Desperben (Coronis).

Je tiens à exprimer ma reconnaissance envers l'ensemble des personnes ayant accepté de m'aider à parfaire la formalisation de ces travaux. Femmes et Hommes de l'ombre, Chloé, Marie, Gabriel, Benjamin, Lucie, mais également : Alexandre, Bertrand, Chantal, Damien, Daniel, Ingwild, Julie, Lucile, Magali, Marine, Martin, Romain, Suzanne : je vous remercie.

Merci également à tous les personnes ayant indirectement contribué à mes réflexions, soit par leurs idées, soit par le maintien de ma santé mentale. Merci donc à mes collègues du G-SCOP, avec une mention particulière à Lucie Domingo pour m'avoir souvent aidé à dénouer le fil de mes idées. Merci à la grande famille du 3RL puis du 40AL, et particulièrement à Loïc Moissonnier pour m'avoir aidé à donner un sens plus large à mon travail. Merci à l'exceptionnelle promo 2008 du Mastère Spécialisé Eco-conception et Management Environnemental de l'ENSAM Chambéry, particulièrement à Benjamin Tyl dont la fréquente rencontre est toujours la source d'une riche stimulation intellectuelle.

¹ <http://eco-conception.g-scop.grenoble-inp.fr/>.

² <http://www.senscity-grenoble.com/>.

Merci enfin à l'ensemble des personnes ayant entrepris de me poser « la question qui tue » – « Ah, tu fais une thèse ? Sur quoi ? » – me forçant ainsi à essayer d'embrasser mon travail en peu de mots. La rougeur de mes joues devant la difficulté d'un tel exercice m'a aidé à comprendre la difficulté mais également l'importance d'une expression claire et pénétrante de ses idées.

Résumé

Titre : Analyse environnementale et éco-conception de services informationnels

Résumé : L'essor des services et des technologies de l'information et de la communication (TIC) est généralement considéré comme le marqueur d'une dématérialisation de l'économie – phénomène grandement attendu dans le cadre des discussions sur le développement durable. Nous nous plaçons dans le débat autour de cette hypothèse en questionnant la matérialité des TIC et des services à travers le cas des services informationnels – activités de génération d'information répondant à un besoin décisionnel. Nous examinons plus en détail les services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs – services offerts à l'aide d'informations collectées par des capteurs intégrés dans un réseau sans fil, permettant de surveiller un processus dans le but de l'optimiser, et par là-même de diminuer ses impacts.

Nous proposons ainsi une méthode intégrée d'analyse environnementale et d'éco-conception des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs. Celle-ci permet de déterminer la pertinence environnementale d'un service, c'est-à-dire sa capacité à générer moins d'impacts qu'il n'en évite, mais également de le concevoir avec cette pertinence en vue. Notre apport scientifique réside dans la proposition d'un modèle d'impact pour les services informationnels et d'un modèle de cycle de vie des réseaux de capteurs, ainsi que dans le développement d'un outil d'analyse basé sur la simulation réseau.

L'application de la méthode proposée au cas d'un service d'optimisation de la collecte de déchets nous permet de conclure que, si des marges de manœuvres importantes sont identifiables, la pertinence environnementale de ces services ne doit pas être considérée comme acquise, tout comme le potentiel de dématérialisation des TIC et des services.

Mots clefs : *Analyse environnementale, analyse de cycle de vie (ACV), éco-conception, réseau de capteurs, service informationnel, dématérialisation, technologies de l'information et de la communication (TIC).*

Abstract

Title: Environmental analysis and ecodesign of information services.

Abstract: The increasing share of economic value created by information and communication technology (ICT) and by services is generally seen as a sign of dematerialization of the economy – a step towards sustainability. This thesis is a contribution to the ongoing debate about this hypothesis. It examines the impacts of ICT and services, particularly those of information services – activities which consist of generating information required in decision-making processes. It focuses specifically on optimization services that use wireless sensor networks (WSN): services aiming at optimizing a process (thus diminishing its environmental impact) and based on information generated by a WSN.

We present an integrated method that helps to analyze the impacts and ecodesigning optimization services that use WSN. This method allows for determining the environmental relevance of a service, i.e. whether it generates a smaller impact than it is helps to avoid, and for designing the service with this relevance in mind. Our scientific contribution is to formalize an environmental impact model for information services and a life cycle model for WSN, so as to develop an assessment tool based on network simulation. An integral part of this method is the development of an environmental impact model for information services as well as a life cycle model for WSN, which constitute our main scientific contribution. We implemented these by means of an assessment tool based on network simulation.

The application of the proposed method to a case of an optimization service for waste collection allowed us to conclude that there is significant room for ecodesign. However, the environmental relevance of those services should not be taken for granted, nor should the dematerialization potential of ICT and services.

Keywords: *Environmental analysis, life cycle assessment (LCA), ecodesign, wireless sensor networks (WSN), information service, dematerialization, Information and communication technology (ICT).*

Sommaire

Introduction générale.....	1
Chapitre 1 – Services, TIC et dématérialisation	5
1. Services, TIC : les nouveaux chemins de la durabilité ?	5
1.1. Développement durable et dématérialisation.....	6
1.1.1. <i>Le développement durable.....</i>	6
1.1.2. <i>Définir la dématérialisation.....</i>	7
1.1.3. <i>L'hypothèse EKC.....</i>	9
1.2. Vers une économie de l'immatériel.....	10
1.2.1. <i>Qu'est-ce qu'un service ?.....</i>	11
1.2.2. <i>Extension du domaine des services</i>	12
1.2.3. <i>Le rôle des TIC.....</i>	13
1.3. Economie de l'immatériel, économie immatérielle ?	16
1.3.1. <i>De la matérialité des services.....</i>	16
1.3.2. <i>Le poids des octets</i>	19
1.3.3. <i>Une substitution incomplète</i>	21
1.3.4. <i>Optimisation et effet rebond.....</i>	22
1.4. Des réponses mitigées.....	23
1.4.1. <i>Dématérialisation ou transmatérialisation ?</i>	24
1.4.2. <i>Les apports décevants des TIC.....</i>	25
2. Positionnement de la thèse.....	26
2.1. L'éco-conception comme réponse	27
2.1.1. <i>Définir l'éco-conception</i>	28
2.1.2. <i>L'éco-conception en pratique</i>	29
2.2. Positionnement méthodologique.....	30
2.3. Présentation de l'objet d'étude	32
2.3.1. <i>Applications.....</i>	33
2.3.2. <i>Caractérisation des équipements de réseaux de capteurs.....</i>	33
3. Conclusions.....	35
Chapitre 2 – Analyse environnementale et éco-conception des technologies de l'information – un état de l'art	37
1. Eco-conception dans le domaine des TIC	37
1.1. Réglementations, normes, labels, guides.....	38
1.2. Outils simplifiés d'évaluation	39

1.3.	Outils de résolution de problème	40
1.4.	Méthodes d'éco-conception	41
2.	Analyse environnementale des TIC	41
2.1.	Equipements électroniques	41
2.1.1.	<i>Analyses par P-LCA</i>	42
2.1.2.	<i>Analyses par IOLCA</i>	43
2.1.3.	<i>Robustesse des résultats</i>	44
2.1.4.	<i>Enseignements</i>	45
2.2.	Infrastructures de télécommunications	45
2.2.1.	<i>Corpus</i>	46
2.2.2.	<i>Critique méthodologique</i>	48
2.2.3.	<i>Enseignements</i>	51
2.3.	Services virtualisés	51
2.3.1.	<i>Corpus</i>	51
2.3.2.	<i>Critique méthodologique</i>	52
2.3.3.	<i>Enseignements</i>	56
2.4.	Analyses de réseaux de capteurs	57
2.4.1.	<i>Corpus</i>	57
2.4.2.	<i>Critique méthodologique</i>	58
2.4.3.	<i>Enseignements</i>	60
3.	Conclusions	60

Chapitre 3 – Méthode d'analyse environnementale et d'éco-conception des services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs 63

1.	Impacts environnementaux d'un service informationnel	63
1.1.	Les impacts d'une information	64
1.1.1.	<i>Impacts directs : la fabrication de l'information-objet</i>	64
1.1.2.	<i>Impacts indirects : l'usage de l'information-sujet</i>	64
1.1.3.	<i>Modèle d'impact d'une information</i>	65
1.2.	Modèle d'impacts de service informationnel	67
2.	Analyse environnementale de services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs	69
2.1.	Impacts directs	69
2.1.1.	<i>Cycle de vie de réseaux de capteurs</i>	69
2.1.2.	<i>Formalisation des impacts environnementaux de réseaux de capteurs</i>	72
2.1.3.	<i>Complexité d'analyse de la phase d'opération</i>	74
2.1.4.	<i>Méthode de calcul des impacts environnementaux de réseaux de capteurs</i>	75
2.2.	Impacts indirects	78

2.3. Méthode intégrée d'analyse et d'éco-conception des services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs.....	79
3. Outil de calcul des impacts d'un réseau de capteurs	80
3.1. Généricité de l'outil.....	81
3.2. Déroulement.....	81
3.2.1. Etape 1 : définition du voisinage de chaque nœud	82
3.2.2. Etape 2 : détermination de l'activité des nœuds.....	83
3.2.3. Etape 3 : calcul des consommations énergétiques	85
3.2.4. Etape 4 : calcul des impacts du réseau	86
3.3. Résultats donnés par l'outil.....	89
3.4. Limites de l'outil.....	89
4. Conclusions.....	90
 Chapitre 4 – Application à un cas d'étude	 93
1. Présentation du cas d'étude.....	93
2. Etape 1 – Analyse des impacts directs	94
2.1. Etape 1a – Analyse des équipements	94
2.1.1. Présentation des équipements.....	94
2.1.2. Méthode et outils	95
2.1.3. Résultats.....	97
2.1.4. Préconisations pour l'éco-conception des équipements	98
2.2. Etape 1b – Analyse de l'infrastructure réseau	100
2.2.1. Présentation du scénario de réseau	100
2.2.2. Méthode et outils	101
2.2.3. Résultats.....	102
2.2.4. Préconisations pour l'éco-conception de l'infrastructure	106
3. Etape 2 – Analyse du domaine d'application	112
4. Etape 3 – Analyse de l'information	113
4.1. Caractéristiques des données influant sur l'impact de l'infrastructure ...	114
4.2. Exemple d'éco-conception de l'information	116
4.2.1. Identification de l'information opérationnelle	116
4.2.2. Diminution du volume de données.....	116
4.2.3. Enseignements	119
5. Etape 4 – Conclusion sur les impacts du service	120
6. Evaluation des préconisations d'éco-conception	121
6.1. Définition de scénarios alternatifs	121
6.2. Résultats.....	122

6.3. <i>Pertinence environnementale des scénarios alternatifs</i>	124
7. Conclusions	125
Conclusion générale.....	127
Références bibliographiques	133
Liste des publications	151
Annexe 1 – Critique méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie	153
Annexe 2 – Analyses environnementales des équipements	171

Introduction générale

En 2008, un groupe international de géologues constatait que les bouleversements survenus à l'échelle planétaire au cours des trois derniers siècles constituent des marqueurs clairs d'un changement d'époque géologique. Nous aurions donc quitté l'holocène, époque officiellement définie comme contemporaine par la Commission Internationale de Stratigraphie³, pour une nouvelle époque restant à officialiser, mais dont le nom parcourt déjà la littérature scientifique : « anthropocène », néologisme donnant nom à un présent marqué par la domination humaine (Zalasiewicz *et al.*, 2008).

De fait, l'influence humaine est devenue une force géologique comparable aux autres grandes forces modelant la surface de la terre (Crutzen, 2002). A l'échelle planétaire, certains éléments, tels le phosphore et l'azote, sont mobilisés par l'homme à des volumes excédant leurs flux naturels (Vitousek *et al.*, 1997). A une échelle plus locale, les espaces urbains ne se contentent pas de marquer la surface du sol, mais influencent également le climat – en témoigne la naissance en 2012 du journal scientifique *Urban Climate*⁴, qui s'intéresse notamment aux microclimats urbains. Érosion et dénudation des sols, augmentation de la concentration en gaz à effet de serre dans l'atmosphère, extinction massive d'espèces et changement de l'acidité des océans sont autant de phénomènes qui, outre leur importance géologique, ont la particularité d'être d'origine anthropique (Zalasiewicz *et al.*, 2008).

Ironie grinçante, l'influence de l'homme est si grande que la préservation de l'environnement nécessite désormais son intervention (Vitousek *et al.*, 1997). Avec cet objectif est né un nouveau champ d'étude technico-scientifique : la géo-ingénierie, ensemble de techniques visant à résorber les effets négatifs de l'action humaine par une action correctrice (Steffen *et al.*, 2011). De nombreuses techniques sont ainsi envisagées dans le but d'enrayer l'effet de serre, par le biais d'une diminution de la concentration en CO₂ de l'atmosphère ou du détournement du rayonnement solaire (The Royal Society, 2009)⁵. Mais cette approche, confirmation – si ce n'est *affirmation* – de l'homme en tant que force géologique, semble n'être qu'un pas de plus dans l'incertitude de l'influence humaine sur l'environnement. Les prévisibles effets

³ <http://www.stratigraphy.org/>.

⁴ <http://www.journals.elsevier.com/urban-climate/>.

⁵ L'éventail des techniques listées par le très sérieux document de la Royal Society va des plus mesurées aux plus farfelues ; nous en donnons ici une sélection. Parmi les techniques permettant de diminuer la concentration de CO₂ : l'afforestation (établissement d'une forêt sur une surface dépourvue d'arbres), fertilisation des océans (en déversant des nutriments, de l'azote par exemple, afin de stimuler l'activité algale captatrice de CO₂), création de courants marins (afin de faire remonter les eaux profondes, riches en nutriments, et plonger les eaux de surface, déjà riches en CO₂). Parmi les techniques de « gestion des radiations solaires » : cultiver des variétés de plantes à fort albédo, couvrir des déserts de réflecteurs, blanchir les nuages marins (en vaporisant à grande échelle de l'eau de mer dont le sel constituera des noyaux de condensation, petites particules permettant de former des gouttelettes et ainsi augmenter l'albédo et la durée de vie des nuages), émettre des aérosols réflecteurs (notamment soufrés, tels le dioxyde de soufre ou le sulfure d'hydrogène, dont l'émission massive pourrait être réalisée via une stimulation de l'activité volcanique), enfin, positionner des réflecteurs dans l'espace.

secondaires de ces techniques demandent tempérance et réflexion (Steffen *et al.*, 2011), caractères dont on sait depuis Ellul que le développement technologique n'est pas détenteur (Ellul, 1988).

Le volume croissant des activités anthropiques⁶ – depuis la révolution industrielle et plus encore depuis la « Grande Accélération » ayant débuté dans les années 50 – fait peser sur l'environnement une charge sans précédent (Steffen *et al.*, 2011). Un paramètre déterminant en est le caractère dissipatif des activités humaines : conçues comme des circuits ouverts de circulation de la matière, elles puisent en entrée des ressources, rejettent en sortie des déchets (Erkman, 2004) et génèrent des produits qui à leur tour viendront alimenter le flux des déchets. Les perspectives de développement par la croissance économique se heurtent désormais aux conséquences environnementales de la matérialité des activités créatrices de valeur. De ce constat, ainsi que de celui de l'inégalité de la répartition des richesses et des fardeaux environnementaux, est née la nécessité d'un « développement durable », une gouvernance dont le développement social serait l'objectif, le développement économique le moyen, la préservation de l'environnement une condition.

Dans ce contexte, la transition observée dans de nombreux pays vers une économie de services, ainsi que le développement des technologies de l'information et de la communication (TIC), ont fait émerger l'idée d'une « économie de l'immatériel » qui puisse créer de la valeur sociale sans être supportée par des flux physiques aux effets délétères. Une économie *dématérialisée*, délivrée de son impact environnemental. Beaucoup d'espoirs sont en particulier portés par les TIC – technologies du traitement de l'information, immatérielle par nature – considérées comme des vecteurs de dématérialisation de l'économie en raison des gains de productivité et des possibilités de virtualisation qu'elles offrent. D'un autre côté, il apparaît cependant que la production et l'utilisation d'équipements électroniques, ainsi que les dynamiques économiques que ces technologies engendrent, sont loin d'être dénuées d'impact sur l'environnement, si bien que la question de la capacité des TIC à participer à un mouvement de dématérialisation fait débat.

Nous proposons dans cette thèse d'éclairer le débat quant à la contribution des TIC et des services à la dématérialisation à travers l'étude des impacts environnementaux de services basés sur les TIC. Nous étudierons les impacts de ce que nous appellerons les services informationnels, et plus en détail ceux des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs : services dont le but est de diminuer l'impact environnemental des systèmes auxquels ils s'appliquent.

Dans un premier chapitre, nous présenterons le contexte dans lequel nos réflexions s'insèrent. Nous préciserons les termes du débat ainsi que les liens existant entre eux. Nous montrerons que la capacité des services et des TIC à participer à la dématérialisation – et par là même au développement durable – est clairement discutable et discutée. Nous présenterons ensuite le positionnement de notre étude dans ce débat, qui est d'examiner un cas particulier de services basés sur les TIC : les

⁶ Nous appelons dans ce document « activités anthropiques » les activités faisant intervenir des objets de la technosphère, c'est-à-dire étant le produit d'un processus de transformation par l'Homme.

services informationnels, et plus particulièrement les services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs. Notre approche sera méthodologique, ses finalités simultanément descriptives et téléologiques. Nos objectifs seront de définir les moyens nécessaires à l'analyse et à l'éco-conception des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs, ceci permettant de déterminer d'une part leur pertinence environnementale, c'est-à-dire leur capacité à générer moins d'impacts qu'ils ne permettent d'en éviter, mais également de les concevoir avec cette pertinence en vue.

Dans un second chapitre, nous présenterons l'état de l'art de l'analyse environnementale et de l'éco-conception dans le domaine des TIC. Afin d'identifier les points nécessitant notre attention nous effectuerons une critique méthodologique des études portant sur 1) les équipements électroniques 2) les infrastructures de télécommunications 3) les services virtualisés 4) les réseaux de capteurs.

Dans un troisième chapitre, nous introduirons une méthode intégrée d'analyse environnementale et d'éco-conception des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs. Nous proposerons pour cela un modèle d'impact pour les services informationnels ainsi que pour les réseaux de capteurs. La complexité d'analyse de ces derniers nous amènera à définir une méthode d'analyse dédiée et à développer un outil de calcul d'impacts basé sur la simulation de réseau.

Dans un quatrième chapitre, nous appliquerons la méthode intégrée d'analyse environnementale et d'éco-conception à un cas d'étude : un service d'optimisation de la relève des points d'apport volontaire de déchets à recycler. Ceci nous permettra d'une part de formuler des préconisations pour l'éco-conception du service, de l'infrastructure sur laquelle il s'appuie ainsi que des équipements qui la composent, et d'autre part de statuer sur la pertinence environnementale du service.

Nos conclusions remettront en perspective ces travaux dans le cadre du débat sur la contribution des services et des TIC à la dématérialisation. Nous retiendrons que notre étude confirme le constat mitigé dressé par la littérature. La présente thèse apporte cependant des moyens méthodologiques inédits permettant de pousser plus avant cette question et constitue en cela une contribution importante.

Chapitre 1 – Services, TIC et dématérialisation

Face à l'apparente inadéquation qui se fait jour entre le développement social par la croissance économique et la conservation de l'environnement – et à la faveur de la tendance des économies les plus riches à se tourner vers la production de services, d'information, de connaissances – est né l'espoir d'une résolution spontanée des problèmes environnementaux par une restructuration de l'économie industrielle en « économie de l'immatériel ». La transition vers une « économie de service », une « société de l'information », permettrait un découplage entre création de valeur sociale et impact environnemental ; une « dématérialisation » de l'économie vectrice de « développement durable ».

Les concepts ainsi soulignés sont devenus des points focaux de l'attention portée aux problèmes posés par la conservation des conditions environnementales de subsistance de nos sociétés. Cependant, outre le flou de leurs définitions, ils évoluent dans des univers différents, leurs liens ne sont pas beaucoup explorés, restent supposés, axiomatiques. Ainsi, on suppose que les services peuvent contribuer à la dématérialisation, mais les services se développent sans prêter attention à l'environnement, et les recherches environnementales prêtent peu attention aux services (Heiskanen et Jalas, 2000; Gadrey, 2008). Il en est de même du rapport entre société de l'information et développement durable (Jokinen *et al.*, 1998; Mulvihill et Milan, 2007).

Nous nous proposons en premier lieu de porter un éclairage sur ces questions en présentant ces concepts et leurs relations : qu'est-ce que le développement durable, la dématérialisation ? La transition vers une société de services, une société de l'information, est-elle un signe de dématérialisation ? Après avoir exposé ce contexte, nous présenterons la démarche qui sera la nôtre dans l'ensemble de cette thèse : la première section de ce chapitre introductif aura questionné de manière générale la matérialité des services et des TIC, nous proposerons alors d'étudier celle d'un cas particulier de services basés sur les TIC. Nous nous intéresserons ainsi au cas des services informationnels, et plus en détail à celui des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs.

1. Services, TIC : les nouveaux chemins de la durabilité ?

Afin de questionner la contribution des services et des TIC à la dématérialisation, il nous faut commencer par clarifier ce que nous entendons par ces termes, dont les définitions, à la fois scientifiques et populaires (comme le souligne Bensaude-Vincent (2004) pour la dématérialisation), sont soumises à diverses interprétations. Après avoir posé des définitions claires, nous pourrions présenter en quoi les services et les TIC peuvent être vus comme des vecteurs de dématérialisation, mais également quels sont les arguments allant à l'encontre de cette considération.

1.1. Développement durable et dématérialisation

Nous commencerons par explorer la notion de développement durable, pour ensuite examiner son pilier environnemental au travers de la notion de dématérialisation. Nous verrons ensuite que la transition à une économie dominée par la production immatérielle est un des facteurs tenus pour capables de dématérialiser l'économie, et par là même de contribuer au développement durable.

1.1.1. Le développement durable

« Développement durable » est depuis plus de 20 ans le terme générique utilisé pour désigner les problèmes rencontrés par l'adéquation des considérations économiques, environnementales et sociales (Mulvihill et Milan, 2007). Plus qu'une construction théorique pouvant être embrassée dans une définition⁷, il s'agit en fait d'un guide moral, à l'instar de la « liberté » ou la « justice » (Jokinen *et al.*, 1998), une manière de redéfinir le concept d'intérêt général en lui donnant la triple dimension économique, environnementale et sociale, et de le considérer dans des perspectives de gouvernance locale, nationale et globale. En d'autres mots : « une métaphore de la complexité des relations entre les activités humaines et l'environnement naturel » (Boiral et Croteau, 2001, p. 20).

Plusieurs auteurs soulignent que le succès de ce terme tient justement à sa flexibilité, son élasticité. Boiral et Croteau (2001) soulignent le caractère « polymorphe » du développement durable, qu'ils qualifient de « concept caméléon ». Il permet à chaque acteur de la vie économique d'y trouver un reflet de ses valeurs, et peut supporter des argumentations opposées. Le développement durable se décline donc en de nombreuses approches, dont la plus fondamentale des oppositions se cristallise autour de la notion de substituabilité des capitaux (naturels, culturels, financiers, etc.) : la dégradation d'un capital peut-elle être compensée par l'augmentation d'un autre, ou certains de ces capitaux ont-ils une valeur irremplaçable (Maillefert *et al.*, 2010) ? Le développement durable peut tout aussi bien être compris comme une « croissance durable », soutenant ainsi le modèle économique dominant, ou au contraire être un argument d'écologie radicale.

Ceci n'enlève en rien à ce terme le rôle de marqueur des débats qui ont indiscutablement enrichi le discours sur les rapports entre l'Homme et l'environnement (Boiral et Croteau, 2001; Mulvihill et Milan, 2007). Les réflexions autour du développement durable ont notamment permis l'émergence de la notion de responsabilité devant les générations futures et la remise en question de la notion de développement, auparavant indiscutable (Vezzoli et Manzini, 2008). Mais il s'agirait

⁷ La définition la plus couramment donnée du développement durable est celle du rapport de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement, autrement nommée « Commission Brundtland ». Elle définit le développement durable comme « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs » (Brundtland, 1987). Cette définition n'est cependant aucunement explicative.

plus d'un même⁸, d'une mnémonique permettant de rappeler le périmètre d'un débat, que d'un guide ou d'un cadre explicatif. L'on ne saurait par conséquent accorder à ce terme une utilité scientifique. De plus, il définit pour notre cadre d'étude une problématique bien trop large, englobant des aspects sociaux qui ne sauraient être traités ici. Nous ne pourrions ainsi nous poser la question : « les technologies de l'information et de la communication peuvent-elles contribuer au développement durable ? ». Il nous est donc nécessaire d'identifier un terme plus précis afin de formuler une problématique.

Pour restreindre la notion de développement durable à sa dimension environnementale, Vezzoli et Manzini parlent de *durabilité environnementale*⁹, terme référant aux « conditions dans lesquelles, ni à un niveau local, ni à un niveau global, l'activité humaine ne perturbe les cycles naturels au-delà de leur capacité de résilience, et ainsi n'appauvrit le capital naturel à partager avec les générations futures » (Vezzoli et Manzini, 2008, p. 6). Ces auteurs identifient l'éco-efficience, autrement dit la capacité de l'activité économique à produire du bien-être avec un minimum de ressources, comme un facteur crucial de la durabilité environnementale. Le concept d'éco-efficience est généralement évoqué dans les débats sur la contribution des TIC et des services au développement durable par le terme de « dématérialisation ». Par souci de cohérence avec la littérature à laquelle nous référons, nous parlerons donc de dématérialisation, concept que nous nous proposons maintenant d'explorer.

1.1.2. Définir la dématérialisation

Bien qu'il soit abondamment utilisé pour évoquer la transition vers une économie de l'immatériel, le terme « dématérialisation » n'a pas non plus de définition figée et peut être entendu de différentes manières (Heiskanen et Jalas, 2000; Erkman, 2004; van der Voet *et al.*, 2004). Le tableau 1 cite quelques passages de la littérature qui en exposent explicitement ou implicitement une définition. Nous identifions dans ces textes trois acceptations de la dématérialisation :

- Le déclin de la consommation totale en matériaux d'une économie, qui, selon les interprétations, ne doit pour autant pas entacher la satisfaction des besoins de la société. Erkman (2004) parle de « dématérialisation de la consommation ».
- Une diminution de la consommation de matériaux par unité de valeur ajoutée. Van der Voet (2004) donne à cette acception de la dématérialisation les appellations de « productivité des ressources » et de « dématérialisation relative », Erkman (2004) celle de « dématérialisation de la valeur ajoutée ».
- La substitution d'une activité préexistante par un service basé sur les TIC. Cette acception est également qualifiée de « virtualisation » (Loerincik, 2006; Yi et Thomas, 2007; Souchon Foll, 2008), ou de « substitution informationnelle » (Erkman, 2004).

⁸ Un même est « un élément culturel reconnaissable (par exemple : un concept, une habitude, une information, un phénomène, une attitude, etc.), répliqué et transmis par l'imitation du comportement d'un individu par d'autres individus ». Source : Wikipédia, entrée « même », consulté le 25 juillet 2012.

⁹ *Environmental sustainability*, dans leur texte.

Source	Définition de la dématérialisation
Cleveland et Ruth (1999)	<i>Dematerialization refers to the absolute or relative reduction in the quantity of materials used and/or the quantity of waste generated in the production of a unit of economic output.</i>
van der Voet et al. (2004)	<i>Dematerialization refers to the process of fulfilling society's functions with a decreasing use of material resources over time. [...] Dematerialization is not a well-defined concept and can be applied on different levels. [...] in all cases dematerialization refers to the reduction of the throughput of materials in human societies. [...] Ultimately, the aim of dematerialization is not to reduce weight but to reduce the environmental impacts associated with the use of materials. [...] The material inputs and outputs per unit of gross domestic product (GDP) [...] resource productivity — also called "relative dematerialization".</i>
Federico et al. (2001)	<i>Dematerialization requires diminishing the material throughput of our economy while keeping many of the services it offers.</i>
Williams et al. (2002)	<i>Dematerialization is the idea that technological progress leads to radical reductions in the amount of materials (and/or energy) required to yield goods and services in the economy.</i>
Sui et Rejeski (2002)	<i>The recent shifts, from books to bytes, from compact discs to MP3s, from snapshots to JPEGs, from check-books to clicks, are all seen as examples of this dematerialization process in which electrons are substituting for atoms, consequently leading to a putative reduction of material consumption.</i>
Mokhtarian (2002)	<i>Even though there is abundant evidence of dematerialization trends in single products and systems, it is not at all clear that this effect is not being counterbalanced by an equivalent increase in the number of products used.</i>
Takahashi et al. (2004)	<i>There are three potential effects: (1) substituting for physical traffic (e.g. videoconferences or e-learning), (2) optimizing traffic system and/or supply chain management (e.g. e-commerce), and (3) dematerialization through information distribution (e.g. a music distribution service).</i>
Bernardini et Galli (1993)	<i>[...] the reduction of raw material (energy and material) intensity of economic activities, as measured as the ratio of material (or energy) consumption in physical terms to gross domestic product (GDP) in deflated constant terms.</i>
Labys et Waddel (1989)	<i>Instead of a once and for all structural change, as implied by dematerialization, minerals demand experience phases in which older, transmaterialization suggests that lower quality materials linked to mature industries undergo periodic replacement by higher quality or technologically more appropriate materials.</i>
Erkman (2004)	<i>Telle est l'idée de base de la dématérialisation, qui consiste, en d'autres termes, à accroître la productivité des ressources.</i>

Tableau 1 - Différentes définitions de la dématérialisation observées dans la littérature.

Remarquons que la troisième de ces acceptions, valable uniquement pour les TIC, est une des facettes de la seconde, puisque son objectif est de permettre, à fonctionnalité égale, l'utilisation de moins de matériaux. A un niveau générique, nous pouvons donc *in fine* nous contenter de la distinction entre les deux premières acceptions de la dématérialisation¹⁰. Il est donc suffisant de distinguer les deux concepts suivants :

¹⁰ Nous reviendrons plus tard sur la virtualisation quand nous aborderons le rôle des TIC dans la dématérialisation, à la section 1.2.3 « Le rôle des TIC ».

- La *dématérialisation (absolue)* réfère à la diminution de la consommation en matériaux d'une économie.
- La *dématérialisation relative* réfère à une augmentation de la productivité des ressources, c'est-à-dire à une diminution du rapport entre quantité de matière et valeur ajoutée (qui peut se traduire en termes monétaires ou en termes d'utilité, de fonctionnalité). Notons que la dématérialisation relative n'a pour conséquence une dématérialisation absolue que sous la condition d'un volume de consommation *a maxima* constant : si les offres se dématérialisent mais que la demande augmente, il peut très bien en résulter une augmentation des flux totaux.

Van der Voet *et al.* (2004) soulignent avec justesse que « la dématérialisation n'est pas seulement une affaire de poids » : certes la *quantité* des flux est importante, mais leur *qualité* l'est tout autant. Ce que le mot « dématérialisation » désignerait maladroitement n'est pas seulement la recherche d'une diminution des flux matériels, mais également celle de leurs impacts sur l'environnement. Nous intégrons cette distinction dans la définition que nous adoptons dans le cadre de ce document :

- *Dématérialisation (absolue)*¹¹ : diminution de l'impact environnemental total d'une économie.
- *Dématérialisation relative* : augmentation de l'éco-efficience, c'est-à-dire augmentation du rapport entre valeur ajoutée et impact environnemental.

1.1.3. L'hypothèse EKC

Reste à savoir quelles sont les tendances : l'économie va-t-elle dans le sens d'une dématérialisation ? C'est à cette question que tente de répondre depuis les années 90 un débat qui se cristallise autour de ce qui est communément appelé « l'hypothèse EKC » (pour Environmental Kuznets Curve)¹². Celle-ci postule l'existence d'une trajectoire de développement économique montrant une relation en « U inversée » (figure 1) entre le revenu *per capita* sur un territoire et l'intensité de la dégradation environnementale qui y est provoquée.

Dans la phase préindustrielle d'une économie, les activités sont essentiellement de subsistance, dégageant des revenus très faibles et exerçant une pression faible sur l'environnement. Dans la phase d'industrialisation, la population croît et s'urbanise, l'agriculture s'intensifie, les activités industrielles se développent et exercent une pression accrue sur l'environnement. Les préoccupations individuelles portent alors plus sur l'assurance d'un revenu que sur celle d'un environnement de qualité. Dans une phase postindustrielle enfin, les conditions de vie matérielles et la gouvernance

¹¹ Par convention, dans ce document, à partir de cette définition, le terme « dématérialisation » employé seul désignera la dématérialisation absolue.

¹² Du nom de l'économiste Simon Kuznets qui a formulé en 1955 l'hypothèse d'une relation inversée entre le revenu *per capita* et les inégalités de revenu : dans un premier temps de développement de l'économie, les revenus augmentent avec les inégalités, mais dans un second temps, les inégalités cessent de croître puis déclinent alors que les revenus continuent d'augmenter. La courbe en « U inversé », appelée courbe de Kuznets, a donné par analogie son nom à la courbe environnementale de Kuznets.

s'améliorent, l'environnement devient une préoccupation, ce qui permet l'investissement d'une partie des revenus dans sa protection. (Dinda, 2004). L'existence de l'EKC est l'objet d'une recherche active car elle identifie la croissance économique comme une solution aux problèmes environnementaux, non plus seulement comme leur cause.



Figure 1 - Forme en "U inversée" de la courbe environnementale de Kuznets.

Un des arguments soutenant le découplage entre revenu et dégradation environnementale promu par l'hypothèse EKC est qu'à partir d'un stade d'industrialisation, les besoins en infrastructures déclinent, et les économies se tournent vers les services, dont on suppose que l'impact environnemental est moindre (Cleveland et Ruth, 1999). Se produit une « mutation spontanée » d'une industrie intensive en matériaux à une économie de services (Suh, 2006), une économie à l'industrie basée sur les connaissances (Dinda, 2004). Le débat autour de l'existence de l'EKC identifie donc la transition vers une économie de services et de la connaissance comme un facteur important de dématérialisation. C'est cet argument que nous nous proposons maintenant d'examiner.

1.2. Vers une économie de l'immatériel

Importante, la place des services dans l'économie est également croissante : ils représentaient déjà en 1970 52% de la valeur économique (mesurée) produite dans le monde ; ils en représentent aujourd'hui 72%. En France, même évolution : la part des services dans le PIB est passée de 57% à 79%, et ce secteur représente désormais plus de 75% de l'emploi¹³. Compte tenu du faible impact supposé des services, cette tendance est souvent présentée comme un des principaux espoirs pour concilier objectifs socio-économiques et considérations environnementales. L'idée floue, que la transition à une « économie de services », observable dans bien des pays, permettrait de réaliser la dématérialisation de l'économie. C'est ce que Heiskanen et Jalas (2000) appellent « l'hypothèse des services ».

Les technologies de l'information et de la communication sont porteuses du même espoir : celui d'une « société de l'information » délivrée des contraintes matérielles et

¹³ Données de la Banque Mondiale. Les dernières données disponibles sont représentatives de l'année 2009. World Databank, World Development Indicators (WDI) & Global Development Finance (GDF). <http://databank.worldbank.org/ddp/home.do>. Consulté le 2 juillet 2012.

environnementales, où l'information remplacerait les ressources matérielles en tant que facteur de production (Heiskanen et Jalas, 2000), où le logiciel prendrait la place qu'occupait précédemment la machine-outil : celle-ci était une machine à produire des machines, celui-là est une connaissance productrice de connaissance (De Bandt, 2004). Ce concept renvoie à un idéal de société « transparente et autorégulée » (Tsoukas, 1997; Heinonen *et al.*, 2001), « ubiquitaire » (Nakamura *et al.*, 2006), où la disponibilité accrue d'information permettrait à tout un chacun de prendre des décisions éclairées et responsables, permettant de régler la complexité de problèmes sociaux, économiques et environnementaux (Mulvihill et Milan, 2007). La société de l'information serait ainsi le parangon de la société dématérialisée.

« Economie des services » et « société de l'information » sont intimement liées et forment deux volets de ce que nous pourrions appeler plus généralement « l'économie de l'immatériel », c'est-à-dire une économie dont la croissance repose en premier lieu sur le capital immatériel (savoir, nouvelles idées, contacts, organisation, etc.) et dont une grande part du produit est elle-même immatérielle (Lévy et Jouyet, 2006). Nous décrivons ici quelles sont les dynamiques des services et des TIC en faveur de l'émergence de ce type d'économie.

1.2.1. Qu'est-ce qu'un service ?

Une image couramment utilisée pour définir un service est : « tout ce qui peut être vendu mais qui ne peut pas vous tomber sur les pieds à la livraison » (Quinn 1992, cité par Rifkin, 2005, p. 112). Cette définition humoristique illustre deux caractéristiques importantes des services : 1) il ne s'agit pas d'objets physiques 2) ils sont définis en creux, par exclusion de tout ce qui n'est ni primaire ni secondaire. Est un service toute activité qui ne peut être considérée comme une exploitation des ressources naturelles ou une transformation de matières issues du secteur primaire (De Bandt, 2004; Vargo et Lusch, 2004). Le terme « service » désigne ainsi une catégorie « fourre-tout », et réfère à des réalités fort différentes, des plus ancrées dans le matériel – comme le transport aérien –, aux plus éthérées – comme les services de proximité relationnels (Gadrey, 2008). Cette définition en creux, si elle permet de définir une frontière, n'a donc pas de capacité analytique ; elle ne caractérise pas les services et n'en montre pas la cohérence interne.

De fait, il y a beaucoup de manières de définir un service. Nous relevons ici trois caractères principaux, les plus souvent (implicitement ou explicitement) invoqués par les définitions disponibles dans la littérature et exposées par le tableau 2. Le premier caractère qui peut être soulevé est que les services sont des *activités*. Ceci permet d'effectuer une distinction efficace entre produit et services pour des éléments difficiles à classer. Par exemple, une œuvre musicale est-elle un produit ou un service ? Selon cette définition, nous pouvons dire que la production de l'œuvre ou sa diffusion, s'agissant d'activités, sont des services. Un CD reproduisant cette même œuvre est quant à lui un produit, car il s'agit d'un objet. Cette définition permet également de classer toute production d'information comme service. Un second caractère est que ces activités sont réalisées au bénéfice d'un client. *Pour le client*, pourrait-on dire – « pour » étant entendu comme « à la place de », c'est-à-dire de manière à épargner au client de réaliser ces activités par lui-même. Un troisième caractère est que ces activités ont pour but de *changer l'état* du client, en d'autres mots de le *satisfaire*. Ce

dernier caractère entérine l'immatérialité d'un service, non défini comme un objet mais comme un changement d'état.

Source	Définition d'un service
Vargo et Lusch (2004)	<i>[...] application of specialized competences (knowledge and skills) through deeds, processes, and performances for the benefit of another entity or the entity itself.</i>
Baines et al. (2007)	<i>[...] an activity (work) done for others with an economic value and often done on a commercial basis.</i>
De Bandt (2004)	<i>[...] un certain nombre d'activités consistant à modifier l'état d'une personne ou d'un bien.</i>
Heiskanen et Jalas (2000)	<i>[...] economic activities which replace the customer's own labour with activities conducted by the service provider, either personally, automatically, or in advance through planning and design.</i>
Maussang-Détaille (2008)	<i>[...] une activité provoquée par un fournisseur afin de changer l'état existant d'un receveur à un état qu'il désire.</i>
Arai et Shimomura (2004)	<i>[...] an activity that changes the state of a service receiver.</i>

Tableau 2 - Différentes définitions d'un service observées dans la littérature.

En fonction des besoins d'analyse et des types de services à considérer, une caractérisation plus fine est possible. Il n'est pas dans l'objectif de ce document d'en donner une cartographie complète, mais nous pouvons cependant en soulever quelques aspects. Un service peut par exemple être coproduit par le fournisseur et le client. Vargo et Lusch (2004) soulignent que la distinction entre production et utilisation, concept issu d'une logique industrielle, est superflue dans le cadre des services. Ils considèrent l'utilisation comme faisant partie du processus de production du service fourni par un produit. Dans le cadre des services, l'utilisation est conjointe entre client et fournisseur, et prend place dans un rapport de coproduction du service. Arai et Shimomura (2004) distinguent quant à eux dans le processus de changement d'état du client, d'une part le contenu, directement responsable du changement d'état, et d'autre part le canal, moyen de transmission et de contrôle du contenu. En accord avec cette distinction, Vargo et Lusch (2004) considèrent que les contenus en eux-mêmes ne sont pas porteurs de valeur : c'est seulement leur rencontre avec la subjectivité du client qui crée la valeur du service. Pour Rifkin (2005) enfin, il y a concomitance entre production et consommation : les services n'existent qu'au moment où ils sont fournis. Immatériels, ils ne peuvent être ni hérités, ni détenus.

1.2.2. Extension du domaine des services

Outre la part grandissante des services dans l'économie, nous assistons également à l'émergence d'une nouvelle tendance : un glissement de l'industrie vers les services, une conversion des industries manufacturières de la production de biens à la production de services¹⁴. Cette tendance est portée par le paradigme de Système Produit-Service (SPS), paradigme économique dont la logique est que « les clients n'achètent pas des produits ou des services, [... mais des] offres qui rendent des

¹⁴ En témoigne le glissement lexical observable depuis quelques années : de plus en plus d'entreprises ne vendent plus des « produits », mais des « solutions ». Par exemple, les fabricants d'imprimantes ne produisent plus des « imprimantes », mais des « solutions d'impression ».

services et créent de la valeur – la division traditionnelle entre les services et les produits est datée » (Gummesson 1995, cité par Vargo et Lusch, 2004, p. 2). Dans ce paradigme, le client paie pour utiliser une ressource, et non pour la posséder. La transaction économique ne porte plus sur un échange de propriété, mais sur la satisfaction d'un besoin, et les produits ne sont plus considérés que comme des « machines de production de services » (Heiskanen et Jalas, 2000), des facteurs de production.

Le potentiel des SPS à contribuer à la dématérialisation est soulevé par beaucoup d'auteurs – si bien que la définition la plus reprise des SPS contient une référence claire à l'environnement : « produits et services combinés dans un système d'une manière qui réduit l'impact environnemental » (Baines *et al.*, 2007, p. 3). D'une part ils « organisent » les marchés et permettent un partage et une utilisation plus intensive des produits. Moins de produits peuvent être utilisés pour remplir les mêmes fonctions, et les utilisateurs peuvent avoir accès à une variété de produits s'adaptant à leurs besoins changeants. D'autre part, les revenus des entreprises ne sont plus liés à la maximisation des ventes de matériels. Au contraire, les flux matériels intervenant dans l'opération des services deviennent un facteur de coût qu'il faut minimiser. Les opérateurs de services ont donc intérêt à utiliser des produits fiables et durables, et dont l'utilisation est peu coûteuse. Enfin, l'ensemble du cycle de vie des produits est maîtrisé par l'opérateur de service. Ce faisant, la gestion de la fin de vie des produits est facilitée, et des flux bouclés de matériels sont envisageables (Heiskanen *et al.*, 2000). Dans ce paradigme, les entreprises sont moins productrices de produits que « gestionnaires de flotte », et le chiffre d'affaire n'est plus lié à la consommation de ressources, mais c'est au contraire l'économie de ressources qui devient la première source de revenu (Heiskanen et Jalas, 2000) : l'efficacité environnementale devient structurelle. Cependant, comme le soulèvent Tukker et Tischner (2006), ces avantages n'en restent cependant pas moins à l'état de potentiel et ne peuvent être considérés comme acquis en raison de la diversité des cas que les SPS recouvrent.

De manière plus générale, Rifkin (2005) confirme la tendance portée par l'émergence du concept de SPS en observant un glissement du rapport du consommateur à l'objet de sa consommation : la notion de propriété laisse place à la notion d'accès. Nous nous dirigerions ainsi vers une « société de l'accès », de « l'expérience », dans laquelle le rapport acheteur/fournisseur glisse d'un simple échange de propriété, à une relation de service, où ce qui importe est la satisfaction plus que la possession. La notion même de marché, la théorie de l'échange, se voit bousculée par l'émergence de cette société de services : il ne s'agit plus d'une relation ponctuelle et impersonnelle d'échange de propriété entre deux parties mais une *coproduction* du service par le fournisseur et le client au travers d'un processus *continu*, abolissant la distinction traditionnelle entre production et consommation (De Bandt, 2004; Vargo et Lusch, 2004; Rifkin, 2005).

1.2.3. Le rôle des TIC

Les TIC ont provoqué et continuent à modeler une véritable révolution industrielle : elles jouent aujourd'hui le rôle que d'autres grandes innovations technologiques ont joué avant elles dans l'histoire, telle la machine à vapeur, l'électricité, le télégraphe : elles sont un moteur, un « lubrifiant » de la croissance. Une grande part de la croissance économique récente peut leur être attribuée, en raison de leur capacité à

permettre une meilleure organisation et une utilisation plus efficace des ressources (Plepys, 2002). Le secteur des TIC lui-même est le plus dynamique et celui qui connaît actuellement la plus forte croissance (Faucheux et Nicolaï, 2011). La force des TIC leur vient notamment du fait que ce sont des technologies génériques : elles ne sont pas limitées à un domaine spécifique de l'économie mais sont applicables à toute activité (De Bandt, 2004). Elles investissent peu à peu les activités professionnelles comme personnelles, nos rapports les plus formels comme les plus intimes. En quelques mots, « elles changent le monde dans lequel nous vivons » (Loerincik, 2006, p. 1).

Plus précisément, les TIC peuvent contribuer à la dématérialisation en jouant deux rôles : stimuler la production immatérielle et permettre une diminution des impacts de la production matérielle.

1.2.3.1. Dynamiser la production informationnelle

Premier rôle des TIC dans le cadre de la dématérialisation : elles ont provoqué une autre dynamique d'extension de la sphère des services que celle évoquée précédemment, à savoir le développement de la production informationnelle.

Peaucelle (1986) désigne par « industries informationnelles » les activités dont les produits sont de l'information. On retrouvera dans cette catégorie les industries audiovisuelles, culturelles et artistiques, la publicité, mais aussi l'éducation et l'informatique. Cette définition est donc encore très large. « Information » est un mot-valise, qui peut très bien référer au journal télévisé ou à l'état d'un bit dans un semi-conducteur (Lafrance, 2010). Il s'agit d'un mot générique pouvant tour à tour signifier « donnée », « connaissance », « communication » ou « média » (Mulvihill et Milan, 2007). Peaucelle (1986) fait cependant la distinction entre les informations qui sont liées à une décision et celles qui ne le sont pas, les informations constituant des facteurs de production et celles constituant des biens de consommation. Les informations permettant à une entreprise de s'organiser sont par exemple dans la première catégorie. Les informations à valeur culturelles ou récréatives sont dans la seconde.

Dans la lignée de cette distinction, De Bandt définit les services informationnels, sous-ensemble des activités informationnelles, comme des « activités dans lesquelles il s'agit essentiellement de produire des connaissances (nouvelles) en réponse à des questions ». Dans cette acception, l'information est générée afin de suivre un but ; elle est opérationnelle, téléologique. La question « est toujours celle d'un acteur en situation. Il doit prendre des décisions et il veut par conséquent le faire en connaissance de cause » (De Bandt, 2004, p. 111-112). L'auteur distingue trois catégories de problèmes en fonction des connaissances qu'elles appellent : les connaissances simples (dont les réponses existent déjà), les connaissances problème (dont on sait comment trouver la réponse), et les connaissances complexes (dont il n'est pas certain qu'une réponse puisse être trouvée). Si les technologies de l'information peuvent contribuer à générer l'ensemble de ces connaissances, elles ne peuvent vraiment automatiser que la génération des connaissances simples, les autres nécessitant intervention humaine.

D'une manière générale, les TIC, en permettant de manipuler plus facilement l'information, sont naturellement un moteur de l'évolution des activités informationnelles. La capacité à traiter l'information est le facteur limitant de ce secteur. La croissance formidable des capacités computationnelles des TIC élimine les barrières à la satisfaction des besoins informationnels. Secteur informationnel et TIC sont donc intimement liés.

1.2.3.2. Minimiser l'impact environnemental

Second rôle des TIC dans le cadre de la dématérialisation : elles permettent d'optimiser l'utilisation de ressources et ainsi de diminuer l'impact environnemental des activités dans lesquelles elles sont impliquées. Heiskanen *et al.* (2000) identifient deux moyens par lesquels les TIC peuvent ainsi tenir ce rôle :

- D'une part les TIC permettent d'améliorer la performance d'opérations existantes. Les informations qu'elles peuvent traiter permettent de gérer de hauts niveaux de complexité. Elles peuvent être intégrés à une large gamme de services permettant d'optimiser autant d'activités préexistantes, dans des domaines tels que la santé, le transport, l'habitat ou les commerces (Nakamura *et al.*, 2006). Un exemple en est la détection de personnes dans un bâtiment afin d'optimiser l'utilisation de l'énergie pour l'éclairage (Dubberley *et al.*, 2004).
- D'autre part, l'usage des TIC peut se substituer à l'usage d'autres technologies ou à l'opération d'autres activités. C'est ce que nous avons identifié plus haut par les termes « virtualisation » et « substitution informationnelle », ce que Weber *et al.* (2010) identifient par l'expression « moving bits instead of atoms ». Ainsi l'e-book pourra se substituer au livre papier (Hischier et Reichart, 2003), le commerce électronique au commerce conventionnel en magasin (Weber *et al.*, 2009), l'écoute de musique en ligne au supports matériels (Weber *et al.*, 2010), l'e-learning aux enseignements en salle de cours (Takahashi *et al.*, 2005), la téléconférence aux réunions en présence physique ou encore le télétravail au travail en bureaux d'entreprise (Malmodin *et al.*, 2010a).

Ainsi, les TIC permettent la création de services au sein desquels nous pouvons distinguer les *services d'optimisation* (dont le but est de diminuer l'impact environnemental d'un domaine d'application) et les *services virtualisés*¹⁵ (dont le but est de réaliser par voie électronique ce qui peut être réalisé par ailleurs à travers un processus physique). La différence entre ces deux catégories tient au mécanisme par lequel des impacts sont évités : dans le premier cas, il s'agit d'une optimisation, dans le second cas, il s'agit d'une substitution par quelque chose dont on attend qu'il ait moins d'impact.

¹⁵ Le lecteur nous excusera l'usage du néologisme « virtualisé », ce mot traduisant efficacement et avec économie la particularité de ces services que nous souhaitons soulever. Nous aurions pu utiliser le mot « virtuel », mais il ne traduit pas le fait que ces services sont le résultat d'un processus de substitution d'un service conventionnel par un service virtuel, c'est-à-dire visant à rendre virtuel un service qui ne l'était pas. Ce mot pourrait ainsi inclure d'autres services que nous ne souhaitons pas désigner ici.

1.3. Economie de l'immatériel, économie immatérielle ?

Si les produits immatériels représentent une part croissante de l'économie, est-ce à dire que l'économie elle-même se dématérialise ? Autrement dit, la production de services, d'informations, est-elle elle-même immatérielle ? Les réponses à cette question, permettraient de conclure si l'idée d'une économie dégagée de ses entraves environnementales tient de l'optimisme technologique ou si nous sommes bien face à une réelle tendance à la dématérialisation. Ceci nous amène plus précisément aux questions suivantes :

- La production d'immatériel génère-t-elle moins d'impacts que la production de produits?
 - = Quelles sont les implications environnementales de la production des services?
 - = Quelles sont les implications environnementales de la production et de l'utilisation d'équipements électroniques, facteurs de production d'information ?
- En quelle mesure la part des services dans l'économie peut-elle augmenter?
 - = Les activités immatérielles remplacent-elles les activités matérielles ?
 - = Les TIC permettent-elles de minimiser le volume global des impacts ?

1.3.1. De la matérialité des services

Un service est-il immatériel ? En principe, un service peut effectivement être *immédiat*, c'est-à-dire produit par l'action commune de *sujets*, sans participation d'*objets*, la production du service se faisant par un échange de signifiants visuels et/ou gestuels entre le fournisseur de service et son client. Un soutien psychologique ou l'apprentissage d'une langue ne nécessite en théorie qu'un échange de gestes et de mots, c'est-à-dire d'actes vécus, subjectifs, et non de médias, d'entités objectives. En pratique, les services font cependant appel à des objets pour soutenir leur action. Ainsi le psychologue recevra son patient dans son cabinet, et le professeur de langues donnera son cours dans une salle de classe disposant de certaines conditions de confort (atmosphère chauffée et éclairée, présence de tables et de chaises, etc.). En pratique donc, tout service est supporté par une « infrastructure de produits, de matériaux et d'énergie » (Heiskanen et Jalas, 2000). Bien que par définition immatériel, un service n'en est pas moins consubstantiel à l'opération d'une infrastructure, bien matérielle.

Les données permettant d'évaluer l'impact environnemental de cet ancrage matériel sont cependant rares. Le manque d'intérêt qu'ont suscité les impacts des services tient certainement au fait qu'ils paraissent faibles comparés à ceux de l'industrie, qui eux sont visibles et concentrés (Rosenblum *et al.*, 2000). La répartition des émissions de gaz à effet de serre par secteur économique donne une mesure intéressante de cette disparité. Par unité de valeur ajoutée, les émissions du secteur tertiaire sont en moyenne de deux ordres de grandeur inférieures à celles du secteur primaire, et un d'ordre inférieures à celles du secteur secondaire (Suh, 2006). En France, alors que les

services représentent 79% du PIB¹⁶, ils ne représentent que 8% des émissions de gaz à effet de serre (Cf. figure 2). Ces mesures sont certes partielles car elles ne rendent compte que d'un impact environnemental parmi d'autres, mais donnent une indication du faible impact du secteur tertiaire.

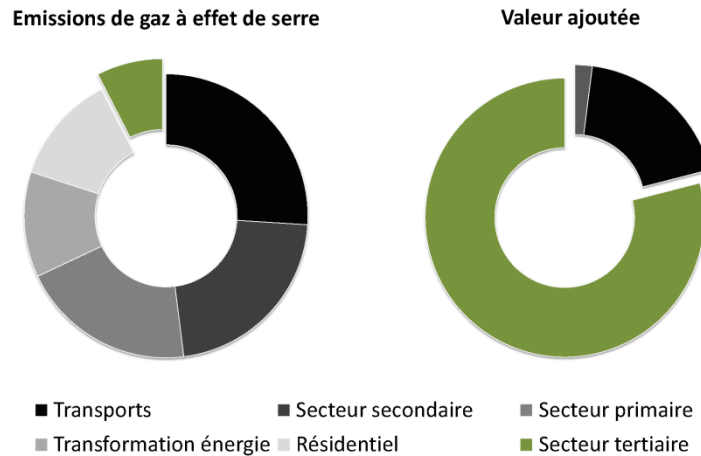


Figure 2 - Contributions des secteurs économiques français aux émissions de gaz à effet de serre¹⁷ et à la création de valeur ajoutée¹⁸.

Certains auteurs soulignent cependant que ces mesures ne sont représentatives que de l'opération des services ; elles oublient la production de l'infrastructure matérielle qui permet cette opération (Rosenblum *et al.*, 2000; Junnila, 2006; Gadrey, 2008; Gaidajis et Angelakoglou, 2011). A travers l'usage d'éléments matériels, les services font indirectement intervenir des activités de transformation matérielles disséminées dans leur chaîne d'approvisionnement, réalisées dans des lieux et temps différents. C'est justement parce qu'ils sont dispersés que les impacts de ces activités productives ont tendance à être oubliés. Ne sont généralement comptés que les impacts de l'opération des espaces de la relation client (par exemple le chauffage des bâtiments), bien qu'ils ne représentent qu'une fraction minoritaire des impacts des services.

En opposition à cette vision partielle des impacts des services, Suh (2006) représente le secteur tertiaire comme une interface entre le consommateur et les secteurs secondaire et primaire. L'auteur représente ce concept avec le schéma présenté en figure 3. Cette vision est également représentée sous une autre forme par Clift et Wright (2000) en figure 4. D'une part la chaîne d'approvisionnement fait intervenir une suite d'activités aux impacts environnementaux directs décroissants et aux valeurs ajoutées croissantes. D'autre part ces valeurs se cumulent au long de la chaîne. Cette vision présente donc les services comme générateurs d'une forte valeur ajoutée, mais également d'un fort impact. Les activités du secteur primaire dégagent quant à elles une valeur ajoutée et des impacts plus faibles, et le rapport entre leurs impacts et leur valeur ajoutée est plus élevé que dans le cas des services.

¹⁶ Données de la Banque Mondiale. *Ibid.*

¹⁷ Données représentatives de l'année 2010. Source : CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique) (2012).

¹⁸ Données représentatives de l'année 2009. Source : Banque Mondiale. *Ibid.*

Ainsi, malgré le fait que les émissions directes des services soient en moyenne faibles, il n'est pas juste de considérer que leurs émissions totales le sont également. Une grande part de leurs impacts est déplacée de l'acte de service vers les produits sur lesquels cet acte repose. La forte « rentabilité environnementale » des services n'est rendue possible que parce que d'autres activités moins rentables sont effectuées en amont.

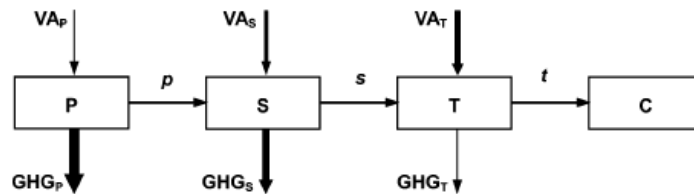


Figure 3 - Les services : interfaces entre les secteurs primaires et secondaires et le consommateur. (VA_x : valeur ajoutée, GHG_x : gaz à effet de serre, P : secteur primaire, S : secteur secondaire, T : secteur tertiaire, C : consommateur, p : output du secteur primaire, s : output du secteur secondaire, t : output du secteur tertiaire). Source : Suh (2006).

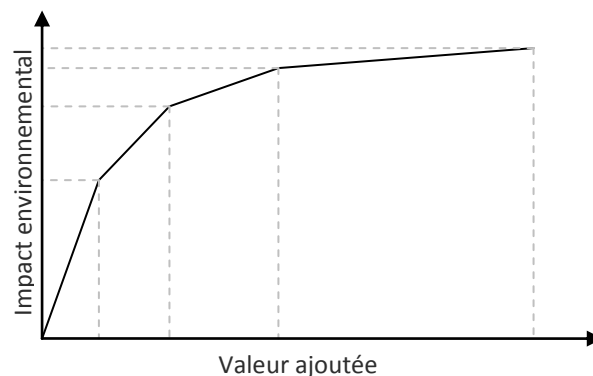


Figure 4 - Accumulation de l'impact environnemental et de la valeur ajoutée au long de la chaîne de valeur. D'après Clift et Wright (2000).

Il semble donc que l'idée d'une immatérialité des services soit le résultat d'une vision limitée à leur *opération*, ne prenant pas en compte l'ensemble des activités indirectement nécessaires à leur réalisation. Nous touchons ici à la différence qui sépare, dans le domaine de l'analyse environnementale, l'approche « site » de l'approche « cycle de vie ». La première considère les impacts générés au sein d'un périmètre défini par une organisation (p. ex. une entreprise, une localité). La seconde considère l'ensemble des impacts générés par les activités entrant dans le cadre de la réalisation d'une finalité, ensemble d'activités que l'on appelle *cycle de vie*. L'approche site considère un service comme une activité réalisée par une entreprise donnée. Elle ne comptabilise que les impacts directement générés par cette dernière, c'est-à-dire par l'opération du service. L'approche cycle de vie considère quant à elle un service comme une finalité, et comptabilise les impacts générés sur l'ensemble de son cycle de vie. Ce cycle de vie contient effectivement l'opération du service, mais également l'ensemble des activités lui étant liées : les activités qu'il requiert en amont (p. ex. production de matériels par exemple) et celles qu'il engendre en aval (p. ex. traitement des déchets).

Ce que les données macroéconomiques présentées plus haut mesurent, c'est que les entreprises de service génèrent effectivement peu d'impacts, et, par déduction, qu'il en est de même de l'opération des services. Ceci ne revient cependant pas à dire que les services ont peu d'impact, une telle assertion ne pouvant être soutenue que par une analyse selon une démarche cycle de vie. Les conclusions tirées de ces données ne sont donc pas en accord avec ce qu'elles permettent de conclure.

Déterminer si la transition vers une économie de services est un facteur de dématérialisation nécessite donc d'adopter une démarche permettant de rendre compte de l'ensemble des activités nécessaires à leur réalisation, et ne peut donc se satisfaire d'une approche site. Seule une approche cycle de vie peut contribuer à ce débat.

1.3.2. Le poids des octets

Le haut niveau de miniaturisation des équipements électroniques conjugué à leurs grandes capacités de traitement de l'information laissent à penser que l'impact des services basés sur leur utilisation est faible. Les implications environnementales de la fabrication, de l'usage et de la mise au rebut de ces équipements semblent cependant loin d'être négligeables, si bien que la production microélectronique est tenue par certains auteurs comme la plus polluante des industries (Erkman, 2004; Flipo et Gossart, 2008).

Ainsi, selon Williams *et al.* (2002), les capacités computationnelles des semi-conducteurs leur est conférée par un très haut niveau de pureté et d'organisation de la matière ; en d'autres termes son très faible niveau d'entropie. L'obtention d'un tel degré d'organisation requiert la mobilisation de grandes quantités de matière et d'énergie. Pour produire un circuit intégré de type mémoire de 2 grammes¹⁹, il serait nécessaire de mobiliser 72g de substances chimiques diverses, 700g de diazote, 1200g de sources énergétiques fossiles, et 32 litres d'eau. Les matériaux secondaires utilisés pour cette production représentent ainsi plus de 630 fois le poids du produit final²⁰. De plus, les procédés de fabrication requièrent en entrée des matériaux et substances de très grande pureté (plus de 99,999% pour l'ammoniac, par exemple). Leur obtention nécessite de grandes quantités de matière et d'énergie : celle d'un kilogramme de silicium pur à 99,9999% nécessite le traitement de 160kg de silicium brut et 2MWh²¹. De la même manière que pour un semi conducteur, la fabrication d'un PC nécessiterait dix fois plus de matériaux secondaires que son propre poids (Kuehr et Williams, 2004, cités par Souchon Foll, 2008, p. 38). Tout ceci semble contredire l'adage « lighter is greener », traduisant l'idée selon laquelle plus un produit est léger, moindre est son impact environnemental. C'est également ce que semblent contredire Gutowski *et al.*

¹⁹ DRAM d'une capacité de 32MB, 2,7cm² de packaging époxy, 1,2 cm² de substrat silicium, wafers de 200-mm.

²⁰ Ne sont comptés dans ce chiffre que les matériaux secondaires non recyclés en sortie du procédé de fabrication, c'est-à-dire les 1200g de sources énergétiques fossiles et les 72g de substances chimiques diverses.

²¹ La production des substances de grande pureté n'est pas prise en compte dans l'étude de Williams *et al.*, sauf justement celle du silicium. Les données sur la purification des autres substances n'étaient pas disponibles aux auteurs. Leur prise en compte pourrait « alourdir » les résultats que nous citons ici.

(2006), qui observent que plus les procédés de production tendent à manipuler de petites quantités de matière, plus ils consomment de grandes quantités d'énergie.

Au-delà des quantités, ce sont également les qualités qui posent problème. L'industrie microélectronique nécessite l'utilisation de matériaux (notamment des métaux du groupe des « terres rares ») dont l'extraction alimente des tensions politiques et environnementales de certains pays (Fabre et Winkler, 2010). Elle utilise également de nombreuses substances dangereuses, dont certaines ont vu leur utilisation limitée par la récente réglementation RoHS²² (Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne, 2003a)²³. Une fois obsolètes, ces équipements alimentent le flux des DEEE²⁴ dont la toxicité a été à l'origine d'une réglementation spécifique visant à en organiser la collecte et le traitement (Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne, 2003b). En moyenne et chaque année, un européen met au rebut 25kg de ces équipements. Ce volume est en croissance de 3 à 5% par an, ce qui fait des DEEE le flux de déchets à la plus forte croissance. Une partie de ces déchets se trouve exportée vers des pays en voie de développement où, malgré leur toxicité, ils sont traités à l'aide de procédés rudimentaires (tels l'incinération à l'air libre) par des « chiffonniers des temps modernes » dans le but de récupérer certains métaux, et « finissent » dans des décharges sauvages (PNUE, 2005).

A une échelle plus large, les flux matériels permettant de fabriquer et maintenir les infrastructures de télécommunications sont par conséquent significatifs. Selon Federico *et al.* (2001) l'utilisation annuelle d'un téléphone portable nécessiterait (afin de produire et opérer tous les équipements nécessaires) la mobilisation de 134kg de matière ; l'envoi d'un SMS, 65g ; une minute de communication, 196g. Les réseaux de télécommunications français représentent 1,5% de la demande énergétique nationale, soit 5,9TWh/an, dont 3,1 pour les datacenters et 2,8 pour le réseau en lui-même (Souchon Foll, 2008). La consommation de l'ensemble des infrastructures et équipements électroniques de communication, de médias et de loisirs, représente 3% des émissions de gaz à effet de serre et 7% de l'usage d'électricité, au niveau global (Malmodin *et al.*, 2010b)²⁵.

La vision d'un traitement de l'information au-delà des lois de la thermodynamique ne semble donc être qu'un rêve : aussi sophistiquées que soient les technologies, le traitement de l'information ne peut se faire qu'au prix d'une augmentation de l'entropie (Sui et Rejeski, 2002). Comme l'a fait Suh (2006) pour les services, Williams *et al.* (2002) notent que, plus qu'une dématérialisation relative, les TIC engendreraient une « matérialisation secondaire », un découplage entre la masse du produit final et celle des matériaux secondaires participant à sa fabrication. La part des flux mobilisés

²² Pour « Restriction of the use of certain Hazardous Substances in electrical and electronic equipment ».

²³ Nommément : plomb, mercure, cadmium, chrome hexavalent, polybromobiphényles et polybromodiphényléthers.

²⁴ Pour Déchets d'Équipements Électrique et Electronique. Attention cette catégorie ne comprend pas que les équipements de traitement de l'information, mais aussi l'électroménager (et notamment les « produits blancs » : réfrigérateurs, lave vaisselle etc.), les jouets et outils électroniques, etc.

²⁵ Ces chiffres seraient également valables au niveau français, si l'on en croit les études effectuées par IDATE Consulting and Research et Boston Consulting Group, rapportées par le Monde Informatique le 15 janvier 2010 dans l'article : « La consommation électrique des TIC va baisser d'ici 2012 en France ».

par la production microélectronique se retrouvant *in fine* dans ses produits est faible, et la masse du produit n'a plus de mesure commune avec l'impact environnemental de sa production. Plus qu'une perte de matérialité, il s'agirait donc plus de son déplacement en amont de la chaîne d'approvisionnement.

1.3.3. Une substitution incomplète

Comme une illustration de ce qui vient d'être dit, De Bandt (2004) remarque que les modes de production informationnels ne remplacent pas *stricto sensu* les modes de production industriels : la valeur ajoutée se déplace de la production matérielle à la production informationnelle, mais les deux types de production continuent à coexister. Plus largement, nous avons défini un service comme une activité réalisée pour le compte d'un client, par opposition à une activité qu'une personne peut réaliser pour lui-même. C'est ce que Illich (1975) nomme, dans le cadre de la consommation des ménages, les secteurs *autonomes* et *hétéronomes*, c'est-à-dire les activités qu'une personne réalise pour lui-même ou satisfait grâce à un appel au marché. Rifkin (2005) observe qu'une part toujours plus grande des activités humaines entre dans le cadre des rapports marchands : tout d'abord concentrés sur l'alimentation, ensuite sur les biens, ces derniers absorbent progressivement les activités non matérielles, telles que la production culturelle. C'est en prônant une satisfaction systématique des besoins dans le secteur hétéronome (Nørgård, 2006) que la logique économique dominante contribue également à la progression des services. Cette progression du secteur immatériel semble moins se substituer aux marchés préexistants qu'y apporter de nouveaux objets.

De retour dans le domaine plus restreint des TIC, l'expérience montre dans l'exemple du « paperless office », que la substitution ne s'est jamais réalisée : la consommation de papier a continué à croître après l'introduction des TIC. Ainsi, la consommation de papier aurait plus que doublé au Royaume-Uni entre 1984 et 1995 (Mokhtarian, 2002) et aurait augmenté de 33% entre 1985 et 1999 aux Etats-Unis (Sui et Rejeski, 2002). La production mondiale devrait encore doubler d'ici 2050 (Schneider *et al.*, 2001). L'espoir de diminuer la consommation de papier grâce à l'utilisation des TIC ne s'est pas réalisé. Au contraire, l'impression et la copie s'en sont trouvées facilitées – notamment de contenus provenant d'internet : « une immense source pour de nombreux travaux d'impression » (Heinonen *et al.*, 2001).

Dans le cas des déplacements et des télécommunications, Mokhtarian (2002) montre que, contrairement à ce qui est espéré, le phénomène de substitution est minoritaire. En lieu et place d'une relation de substitution a au contraire lieu une stimulation réciproque. L'utilisation croissante des télécommunications multiplie les opportunités de déplacement en augmentant les réseaux de connaissances. Elle permet également de réaliser des activités qui n'auraient pas été réalisées physiquement. Par exemple, l'on pourra suivre en ligne un cours réalisé par une personne éloignée, cours que l'on n'aurait pas suivi s'il avait fallu se déplacer. Enfin, plus on se déplace, plus l'utilisation des moyens de communication se justifie. Ainsi, comme le présente la figure 5, la part des télécom augmente par rapport aux déplacements, mais dans l'absolu, les deux croissent. De Gournay résume très bien ceci : la télécommunication « ne pallie pas la nécessité des déplacements, elle en est l'intelligence » (De Gournay, 2002, p. 352).

L'introduction d'un service virtuel constituant une alternative à un service physique préexistant crée un effet de substitution du second par le premier, mais ce n'est donc qu'un des effets envisageables.

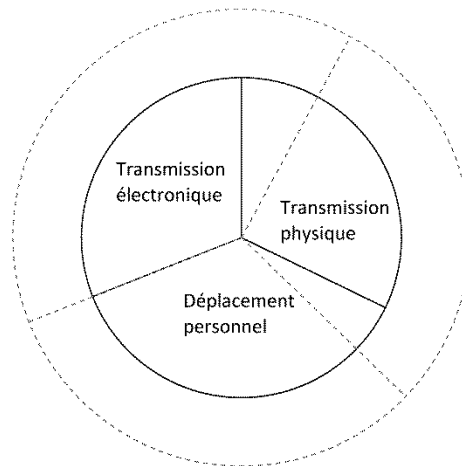


Figure 5 - Evolution de la part des déplacements personnels et de la transmission d'information, d'après Mokhtarian (2002).

1.3.4. Optimisation et effet rebond

Enfin, les optimisations que permettent de réaliser les TIC se voient réduites par les très discutés « effets rebonds ». Cette expression, originaire de l'économie du secteur énergétique, également connue sous le nom de « paradoxe de Jevons »²⁶ ou de « postulat de Khazzoom-Brookes »²⁷, désigne le phénomène selon lequel les améliorations technologiques amenant à l'augmentation de la productivité de l'énergie ont pour effet paradoxal une augmentation de la consommation d'énergie (Greening *et al.*, 2000). Dans le domaine de l'écologie industrielle, ce concept, pris dans un sens plus large et plus difficile à saisir, correspond à la réponse systémique et contreproductive à une mesure visant à réduire un impact environnemental (Hertwich, 2005). Schneider *et al.* le définissent quant à eux plus simplement comme « une augmentation de la consommation liée à la réduction des limites à l'utilisation d'une technologie » (Schneider *et al.*, 2001, p. 1).

L'expression « effet rebond » paraît ramener à l'idée d'un phénomène involontaire, contraire aux objectifs initiaux recherchés par la démarche d'optimisation. Or il désigne au contraire une conséquence naturelle dans un système économique tourné vers la croissance, où toute augmentation de productivité d'une ressource la rend plus profitable, où l'objectif de tout gain de productivité est de sauver des ressources pour les investir par ailleurs. La rareté des ressources nécessaires à une activité économique peut être en ce sens rapprochée du concept de « facteur limitant » utilisé en biologie, autrement nommé « loi de Liebig », qui veut que la croissance d'une plante est limitée

²⁶ Du nom de l'économiste William Stanley Jevons qui a observé ce phénomène pour la consommation de charbon.

²⁷ Du nom des deux économistes Daniel Khazzoom et Leonard Brookes qui ont postulé cette relation pour la consommation énergétique en général.

par le premier nutriment venant à manquer. Lorsque le nutriment est apporté, la croissance reprend – réaction naturelle d’un système tourné vers la croissance à l’augmentation de la disponibilité de son facteur limitant. Les ressources libérées par les gains de productivité sont utilisées pour nourrir l’appétit d’une économie en quête de croissance. Le non-réinvestissement de la ressource libérée signifierait une économie en décroissance, *a minima* stagnante. Une économie en croissance implique l’effet rebond (Heiskanen *et al.*, 2000).

Ce phénomène est particulièrement discuté dans le domaine des TIC, en raison de la capacité de ces technologies à être utilisées à des fins d’optimisation et à offrir de nouveaux services. Nous l’avons déjà soulevé plus haut : devenues le facteur limitant de nombreuses activités, les TIC ont permis l’augmentation de la productivité, ont ouvert de nouveaux champs d’investissement économique, et une large part de la croissance économique peut être attribuée à leur introduction. Un exemple concret de stimulation de l’économie par les TIC est l’e-commerce, qui, plus qu’un moyen potentiellement écologique de distribution des produits, est avant tout un moyen de faciliter l’acte d’achat (Plepys, 2002). Un autre exemple nous est donné par Faist Emmenegger *et al.* (2006), qui, comparant l’impact environnemental d’un réseau GSM²⁸ (2G) et UMTS²⁹ (3G), notent que l’efficacité environnementale du second est meilleure que celle du premier, mais aussi que les possibilités fonctionnelles de l’UMTS font que le recours à ce service devient plus fréquent. Cette augmentation dans l’usage vient contrebalancer le gain en efficacité, si bien que, même si l’impact à fonctionnalité équivalente est meilleur, l’impact global du service est supérieur. Le même constat est fait par Souchon Foll (2008) concernant les réseaux français de téléphonie fixe et mobile.

Bien que l’effet rebond soit l’objet d’une recherche active, sa magnitude reste difficile à estimer. Il semble cependant qu’il ne soit pas de nature à remettre en cause les démarches d’augmentation de l’efficacité environnementale des activités (Greening *et al.*, 2000; Hertwich, 2005). Quoi qu’il en soit, il s’agit d’un facteur non négligeable à prendre en compte dans les réflexions sur les aptitudes des TIC à mener à la dématérialisation. D’où l’assertion de Gadrey (2008), pour qui « la thèse [...] qui assimile la réduction de la consommation de matières par unité de PIB à une dématérialisation de l’économie est erronée ». Schneider illustre ceci avec humour et justesse à travers l’exemple de la communication : « l’impact généré dans la situation présente est bien inférieur à ce qu’il serait si tous nos messages étaient transportés par des chevaux, mais ceci n’aurait jamais eu lieu » (Schneider *et al.*, 2001, p. 3).

1.4. Des réponses mitigées

Cette revue montre la complexité de la relation entre TIC, services et dématérialisation. D’une part, si les services sont effectivement immatériels, ils sont néanmoins supportés par des infrastructures matérielles. Dans le cas des services supportés par les TIC, celles-ci sont loin d’être bénignes pour l’environnement. De plus,

²⁸ Global System for Mobile communication. Norme de téléphonie mobile dite de seconde génération.

²⁹ Universal Mobile Telecommunications System. Norme de téléphonie mobile dite de troisième génération, succède à la norme GSM.

les effets de substitution attendus par ces services ne se réalisent pas nécessairement, et on assiste plus à un ajout qu'à une substitution. Enfin, les services permis par les TIC ont un large potentiel d'effet rebond. Autant de phénomènes permettant de douter du potentiel des services et des TIC à dématérialiser l'économie.

1.4.1. Dématérialisation ou transmatérialisation ?

Nous l'avons vu, le secteur tertiaire (hors transport) est effectivement le moins polluant des secteurs économiques. Nous pourrions en déduire que les économies lui faisant une large part sont également les moins polluantes. Mais cette déduction n'est pas conforme à l'observation : les économies les plus tertiariées sont aussi les plus polluantes, en témoigne la figure 6 présentant les émissions de CO₂ par habitant de 28 pays.

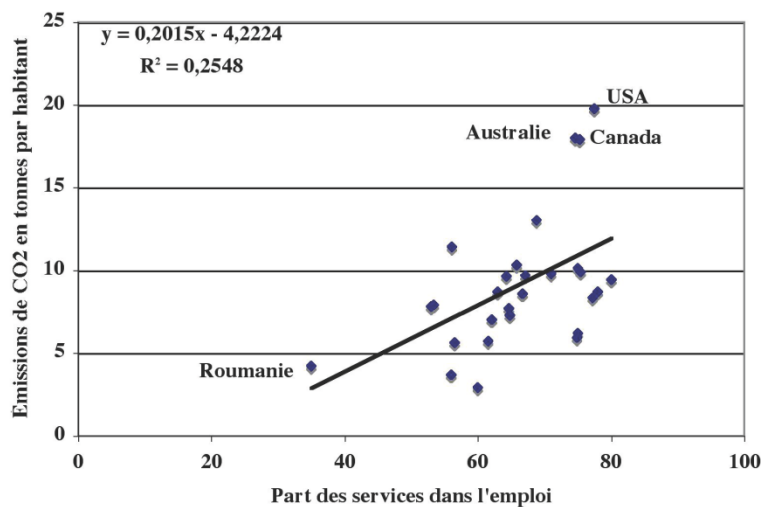


Figure 6 - Emissions de CO₂ par habitant (2003-2004) dans 28 pays de l'OCDE (Gadrey, 2008).

Ceci n'empêche pas que l'on puisse observer des effets de dématérialisation relative ou absolue à l'échelle d'un territoire. Ainsi, les tendances françaises semblent encourageantes : les émissions de gaz à effet de serre ont diminué en France de 11% dans les 20 dernières années, notamment grâce au déclin de la contribution de l'industrie³⁰, laissant entrevoir une action positive de la transition à une société de services. Il n'y a cependant pas aujourd'hui de consensus sur le fait que les économies se dématérialisent, que la valeur ajoutée se découple de l'utilisation de matière. Cette tendance existe pour certains secteurs, mais ne semble pas être aisément généralisable (Cleveland et Ruth, 1999). La courbe environnementale de Kuznets, quant à elle, reste une spéculation théorique, dont la confirmation empirique n'a pu être apportée que pour certains polluants atmosphériques locaux (p. ex. SO₂), et qui ne semble pas tenir pour bien d'autres polluants (p. ex. CO₂, qualité de l'eau,

³⁰ CITEPA (2012). Le potentiel de réchauffement climatique de l'ensemble des activités françaises était en 1991 de 532 Mt CO₂ eq., il était de 473 Mt CO₂ eq. en 2010. La contribution de l'industrie était de 157 Mt CO₂ eq. en 1991 et de 111 Mt CO₂ eq. en 2010.

production de déchets) (Dinda, 2004). L'existence du phénomène de dématérialisation semble donc plus tenir de l'optimisme technologique que de l'observation empirique.

Certains auteurs défendent l'idée d'une « transmatérialisation », processus par lequel les industries s'adaptent aux nouveaux besoins des sociétés en remplaçant des matériaux datés par de nouveaux, technologiquement plus avancés. Les matériaux suivraient effectivement une courbe d'intensité d'utilisation en forme de cloche, mais ces courbes se seraient pas simultanées, et au contraire se succèderaient et se remplaceraient dans le temps, formant une série de « vagues » coïncidant avec les avancées technologiques (Labys et Waddell, 1989).

D'autres auteurs considèrent que, plus que diminuer leur empreinte environnementale, les pays riches en donnent l'illusion par le biais d'un déplacement de pollution ; ce qu'Anderson et Lindroth (2001) désignent par « rich country illusion effect ». Les entreprises des pays de l'OCDE se délestent de plus en plus des activités manufacturières, de moins en moins cruciales dans la création de valeur économique, et se concentrent sur les étapes faisant intervenir des activités immatérielles (recherche, marketing, publicité, etc.) (Lévy et Jouyet, 2006). Ces pays délaissent les secteurs polluants tels que l'extraction des matières premières et l'industrie lourde, et en importent les produits des pays moins riches. Ils se spécialisent dans les activités à faible impact direct, préservant ainsi leur environnement local, et exportent les dommages environnementaux correspondants à leurs besoins en produits industriels (Dinda, 2004). Sans compter les imports/exports, le bilan environnemental de ces pays semble faible, mais c'est oublier qu'une partie des dommages environnementaux causés dans les pays pauvres le sont directement pour satisfaire les besoins des pays riches. Se concentrer sur les impacts domestiques mène donc à de mauvaises conclusions (Schütz *et al.*, 2004). C'est d'ailleurs ce qu'a retenu le Joint Research Center de la Commission Européenne (2010a) lors de la création d'indicateurs visant à mesurer un éventuel découplage entre la création de valeur et l'impact de l'économie européenne. Ces indicateurs ne comptent pas les impacts générés sur le sol européen, mais ceux dont l'Europe est responsable. Ils prennent donc en compte les imports et les exports afin de mettre en évidence un éventuel déplacement du fardeau écologique.

1.4.2. Les apports décevants des TIC

De retour dans un périmètre d'analyse plus restreint, examinons la question des rapports entre TIC et dématérialisation, dont nous avons soulevé plus tôt la complexité. Cette question est l'objet d'un débat animé dans la littérature depuis plus de dix ans, et semble mobiliser de nombreux auteurs – en témoigne par exemple la publication récente d'une édition spéciale du *Journal of Industrial Ecology* sur ce thème³¹. Nombreuses sont les études à avoir entrepris de mesurer conjointement les avantages et inconvénients des TIC, afin de déterminer si, oui ou non, ils participent à un mouvement de dématérialisation. Ces études couvrent un éventail de périmètres allant du simple cas d'application au secteur des TIC dans son ensemble. Parmi les

³¹ *Journal of Industrial Ecology*, Special Issue: Environmental Applications of Information & Communication Technology, Volume 14, Issue 5, pp. 685–862, October 2010.

études les plus ambitieuses, notons la contribution de Köhler et Erdman (2004) qui utilisent une méthode d'analyse de scénarios, de Matsumoto *et al.* (2005) et leur approche économique par un modèle d'équilibre général calculable (Computable General Equilibrium), ou encore de Hilty *et al.* (2006) qui utilisent une méthode de simulation de systèmes complexes (System Dynamics).

Les études se concentrant sur les impacts environnementaux d'une application des TIC en particulier sont nombreuses. Elles portent cependant quasiment exclusivement sur les services virtualisés, et très peu les services d'optimisation³². Les résultats de l'ensemble de ces études sont mitigés, sensibles aux scénarios d'usage, difficilement généralisables. Ils permettent ainsi difficilement de conclure si ces services génèrent ou non moins d'impacts qu'ils n'en évitent.

Si les TIC sont un réel moteur pour l'économie, leur apport quant à la dématérialisation ne fait donc pas consensus. Il semble difficile de démontrer que les services virtualisés engendrent moins d'impacts que leurs pendants conventionnels. Le phénomène de substitution semble même être remis en cause, tout comme les bienfaits des optimisations sont remis en cause par les effets rebonds. Un seul consensus semble émerger : la question est complexe et les TIC ne doivent pas être considérés comme porteurs par nature d'avancées environnementales (Sui et Rejeski, 2002; Yi et Thomas, 2007). La dématérialisation par les TIC reste donc une potentialité. Seule certitude empirique : la croissance des flux d'information n'a pas provoqué la décroissance des flux matériels (Heiskanen *et al.*, 2000; Gadrey, 2008; Souchon Foll, 2008) et l'intérêt « écologique » des TIC dans l'absolu reste à démontrer.

2. Positionnement de la thèse

Nous proposons d'apporter notre contribution au débat sur la capacité des services et des TIC à mener à une dématérialisation en examinant le potentiel de dématérialisation relative d'un cas particulier de services basés sur les TIC. Nous avons identifié plus haut deux types de services basés sur les TIC permettant de diminuer l'impact environnemental d'une activité préexistante : les services d'optimisation et les services virtualisés. Les études ayant examiné leurs impacts souffrent de trois insuffisances majeures :

- Premièrement, ces études se sont quasiment exclusivement concentrées sur les services virtualisés – objets phares de la dématérialisation par les TIC, et par conséquent objets de beaucoup d'attention – au détriment des services d'optimisation.
- Deuxièmement, malgré le fait que les résultats de ces études semblent défier les tentatives de généralisation, aucune initiative à notre connaissance n'a été entreprise afin de définir une méthode permettant de générer des résultats comparables, et par là-même d'en trouver le dénominateur commun.

³² Nous donnons dans les sections 2.3 et 2.4 du chapitre 2 une liste de ces études que nous examinons sous un angle méthodologique. Sur 18 études ainsi référencées, 15 concernent un service de virtualisation, 3 un service d'optimisation.

- Troisièmement, les questions auxquelles ont tenté de répondre ces études sont celles de la *pertinence environnementale* des services : à fonctionnalité égale, un service virtualisé génère-t-il moins d'impacts que son pendant conventionnel ? En d'autres termes, ce service génère-t-il moins d'impacts qu'il ne permet d'en éviter ? Ces études sont en ce sens tournées vers l'analyse, et non vers l'action : elles ne s'intéressent pas directement aux moyens permettant de réduire l'impact environnemental de ces services.

Le travail présenté par cette thèse se positionne dans le contexte ainsi dessiné sur les trois points suivants :

- Son objet d'étude : nous nous attacherons à explorer le domaine encore peu investi des services d'optimisation, et plus exactement les services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs.
- Sa démarche : nous concentrerons nos efforts sur l'aspect méthodologique de l'étude des services d'optimisation, dans le but de proposer des moyens de générer des résultats comparables entre cas d'application.
- Son double objectif descriptif et téléologique : nous examinerons ces services dans le but de déterminer leur pertinence environnementale, mais également d'identifier les moyens d'action permettant de minimiser leurs impacts.

Nous formulons ainsi la problématique de la présente thèse :

Développer une base méthodologique permettant d'évaluer les impacts des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs, afin 1) de donner les moyens d'évaluer leur pertinence environnementale, et ainsi contribuer au débat sur la contribution des TIC à la dématérialisation 2) mais également d'en identifier les aspects environnementaux les plus problématiques et de formuler des préconisations en vue de leur éco-conception.

Afin de préciser cette problématique, nous présentons en premier lieu la discipline au sein de laquelle nous nous plaçons – l'éco-conception. Nous présentons ensuite le positionnement méthodologique que nous adopterons pour traiter notre problématique. Enfin, nous présenterons en détail notre objet d'étude – les services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs.

2.1. L'éco-conception comme réponse

Il est généralement considéré que la pression de l'Homme sur son environnement dépend de trois facteurs démographique, socioéconomique et environnemental : le volume de la population, sa demande d'une qualité de vie tributaire d'une certaine activité économique, et l'efficacité environnementale de cette activité (Graedel et Allenby, 1995, cités par Hauschild *et al.*, 2004; Calwell, 2010). Dans un contexte de croissance de la population et d'accession d'une plus grande partie de la population au désir d'une vie rythmée par la consommation, le dernier facteur – l'efficacité environnementale, autrement dit la capacité du système économique à transformer les ressources naturelles en bien-être – émerge comme un facteur clef du développement durable (Vezzoli et Manzini, 2008). L'activité de conception, en tant

qu'interface entre l'expression d'un besoin et la consommation du produit qui le satisfait, a sur cette question un rôle important à jouer (Tyl, 2011).

2.1.1. Définir l'éco-conception

L'intégration de considérations environnementales dans la conception est usuellement référée par le terme « éco-conception ». Si ce terme désigne littéralement et de manière univoque la pratique d'une conception prenant en compte l'environnement comme critère de décision, les approches qu'il recouvre n'en sont pas moins diverses (Janin, 2000). Celles-ci divergent notamment dans leurs périmètres d'étude, couvrant un large spectre allant d'un simple aspect environnemental d'un produit à des écosystèmes de produits (Bras, 1997). Elles se distinguent également par leurs ambitions, la profondeur de leur remise en question du rapport entre besoin et solution technique. Vezzoli et Manzini (2008) – comme Charter et Chick (1997) ou Brezet (1997) avant eux – distinguent à ce titre quatre niveaux d'éco-conception, détaillés ici par ordre de potentiel croissant :

- La re-conception de systèmes existants avec un but d'optimisation environnementale : considérer une solution technique déjà conçue et répondant à un besoin fonctionnel donné, et tenter de modifier les caractéristiques techniques liées avec son impact.
- La conception de nouveaux produits et services : considérer un besoin fonctionnel donné et développer une solution technique y répondant, solution pouvant être radicalement différente de celles préalablement conçues.
- La conception de nouveaux systèmes de produit : considérer le besoin fonctionnel comme une variable de conception, et s'attacher à concevoir des solutions intéressantes d'un point de vue social et environnemental.
- Créer de nouveaux scénarios de « style de vie durable » : développer des activités capables de promouvoir de nouveaux critères de valorisation sociaux et ainsi modifier la structure économique de la satisfaction des besoins.

Au-delà de ces différences, ces démarches ont en commun d'avoir pour objectif de diminuer l'impact environnemental des systèmes qu'elles entreprennent de concevoir. De manière plus large, l'éco-conception peut se définir comme la maximisation du rapport entre la fonction socialement utile rendue par un système et son impact environnemental, cette définition appuyant sur la dimension *fonctionnelle* de l'éco-conception. Pour être pleinement efficace, une démarche d'éco-conception doit être *globale* et *multicritère* (Le Pochat, 2005). D'une part elle doit intégrer l'ensemble du cycle de vie du système, c'est-à-dire l'ensemble des activités anthropiques nécessaires à la réalisation de la fonction recherchée. D'autre part, elle doit considérer l'ensemble des effets de ces activités sur l'environnement (par exemple : toxicité, gaz à effet de serre, eutrophisation, épuisement des ressources naturelles). Enfin, la considération de l'impact environnemental en conception doit suivre une démarche de *conception intégrée*, où l'environnement est considéré comme un des critères de décision, au même titre que le coût, la qualité, etc. (Luttropp et Lagerstedt, 2006).

L'attention portée au produit, à sa fonction et à son cycle de vie distinguent l'éco-conception du management environnemental, dont l'approche des problématiques environnementales est géographique. Enfin, l'éco-conception est une discipline

méthodologique, et se distingue ainsi du développement de technologies dites « propres ».

2.1.2. L'éco-conception en pratique

Reste à savoir comment définir l'impact environnemental et comment le réduire. Deux démarches d'éco-conception peuvent à ce titre être distinguées : 1) les démarches de résolution de problèmes – dans ce cas, l'identification des problèmes précède l'initiative 2) et les démarches systématiques (proactives, pourrait-on dire), devant elles-mêmes identifier leurs axes de travail – dans ce cas, l'initiative précède l'identification des problèmes. Dans le premier cas, la question posée est : « comment faire ? ». Dans le second cas cette question est précédée d'une autre question : « quel problème traiter ? ».

2.1.2.1. Quel problème traiter ?

Hauschild *et al.* (2004) différencient les démarches d'éco-conception intuitives des approches systématiques. Dans le premier cas, la définition des problèmes est provoquée par des contraintes extérieures comme la réglementation ou l'opinion publique. Le critère d'impact environnemental à réduire est ici clair, car il est l'objet du problème soulevé. Un exemple est le flux de déchets généré par les véhicules automobiles en fin de vie, à l'origine de la directive européenne sur les véhicules hors d'usage (VHU) (Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne, 2000). Cette directive a pour but de diminuer le volume et l'impact du flux des VHU en promouvant la mise en place d'une filière de récupération de ces déchets, la diminution de l'utilisation de substances dangereuses et la conception de véhicules pouvant être recyclés. Dans le cas d'une approche systématique, il est en revanche nécessaire d'analyser les impacts du produit et d'en identifier les plus significatifs. C'est ici le rôle de l'analyse environnementale, discipline dont nous offrons un aperçu en annexe 1 de ce document.

2.1.2.2. Comment faire ?

Efficacité énergétique, recyclage, remanufacturing, gestion des substances toxiques, systèmes produit-service, etc. : nombreuses sont les stratégies envisageables permettant de réduire l'impact d'un produit ou service. Chacune de ces stratégies constitue en elle-même un domaine de recherche – voir par exemple à Grenoble, pour ne citer qu'eux, Bonvoisin *et al.* (2010) pour l'efficacité énergétique, Mathieux *et al.* (2008a) pour le recyclage, Zwolinski *et al.* (2006) pour le remanufacturing, Lemagnen (2011) pour la gestion des substances toxiques et Maussang-Détaille (2008) pour les systèmes produit-service. Il n'existe pas de liste finie de stratégies permettant de diminuer l'impact environnemental d'un produit, mais plus un ensemble de principes dont la déclinaison dépend du système considéré. Certains auteurs fournissent cependant un état de l'art à travers des listes extensives (à défaut d'exhaustives) et détaillées de stratégies environnementales – tels Vezzoli et Manzini (2008), Telenko *et al.* (2008), Lofthouse (2006) ou encore Wimmer et Züst (2003). La figure 7 présente une liste restreinte inspirée de ces sources, où les stratégies sont classées par phase du cycle de vie.



Figure 7 - Stratégies d'éco-conception, synthèse personnelle d'après Wimmer et Züst (2003), Lofthouse (2006), Telenko *et al.* (2008), Vezzoli et Manzini (2008).

Suivons à titre d'illustration le premier axe proposé par cette liste, pour lequel il s'agit de minimiser le recours aux matières premières. Une première stratégie peut être de réutiliser des composants récupérés sur des produits en fin de vie et remis à neuf. L'utilisation des ressources mobilisées pour leur production peut alors être prolongée pour éviter de mobiliser de nouvelles ressources. Une seconde option réside dans le choix des matériaux : privilégier ceux dont la production génère peu d'impact, préférer les matériaux recyclés ou issus de ressources renouvelables ou abondantes, éviter ceux qui contiennent des substances toxiques. Une autre stratégie est d'utiliser la plus faible quantité de matériaux possible. Enfin, augmenter l'intensité d'utilisation et la durée de vie d'un produit permet d'augmenter la fonctionnalité délivrée par le système en gardant constante la quantité de ressources mobilisées.

2.2. Positionnement méthodologique

L'éco-conception peut être supportée par des outils³³ pouvant, conformément à la distinction que nous avons déjà faite, être considérés selon deux dimensions : selon

³³ Par souci d'alléger le texte, nous pourrions utiliser dans ce document le terme « outil » pour désigner « méthode et outils ». Les concepts de méthode et d'outil sont assurément différents – le dictionnaire Larousse donne de ces deux mots les définitions suivantes : « méthode : manière de mener, selon une

qu'ils permettent l'analyse des impacts environnementaux d'un système – et ainsi de répondre à la question « quel problème traiter ? » – ou qu'ils permettent aux équipes de conception d'améliorer la performance environnementale d'un système en cours de conception – et ainsi de répondre à la question « comment faire ? » (Janin, 2000). Différents dans leurs objectifs, ces outils se distinguent également par leurs contextes d'application. Les outils d'amélioration des performances environnementales sont tournés vers l'action : ils sont développés pour être utilisables en conception, et ne demandent qu'une faible connaissance des notions environnementales. L'évaluation environnementale est en revanche une tâche demandant une certaine expertise. La conception des outils d'analyse est marquée par cette exigence d'expertise, ce qui les rend difficilement intégrables en conception, notamment dans les PME (Le Pochat, 2005). En revanche, ces outils, se concentrant sur l'acquisition de connaissances, permettent d'alimenter la création d'outils pragmatiques utilisables en conception (Leroy, 2009).

Le travail présenté ici s'inscrit dans une démarche systématique d'identification de leviers d'action utilisables en conception. Il s'agit d'un travail exploratoire d'expertise environnementale visant à découvrir les liens existant entre les impacts environnementaux d'un système et ses paramètres de conception. Notre guide méthodologique sera d'utiliser au mieux des outils d'analyse environnementale afin de découvrir ces liens et de les livrer sous une forme simple, ne nécessitant aucune expertise environnementale, et par conséquent utilisable en conception.

Parmi les méthodes d'analyse existantes, l'analyse de cycle de vie (ACV) est la méthode permettant la profondeur d'analyse des impacts environnementaux la plus poussée, et la hiérarchisation des problèmes environnementaux la plus fiable³⁴. Elle se prête particulièrement bien à l'exploration des impacts environnementaux et à la génération d'outils d'amélioration utilisables en conception (Leroy, 2009). Elle permet de générer des connaissances quant aux liens existant entre un produit et l'environnement, et ainsi d'identifier des caractéristiques produit comme indicateurs d'impact environnemental (Millet *et al.*, 2007). Réaliser une ACV détaillée sur un représentant d'une catégorie homogène de produits permet par exemple de déterminer, en amont de la conception, l'ensemble de ses caractéristiques en lien avec ses impacts environnementaux. Ces caractéristiques peuvent être ensuite utilisées en conception comme indicateurs environnementaux. C'est par ailleurs cette démarche qui est utilisée dans la définition des critères pour les écolabels (Bonvoisin *et al.*, 2009), ainsi que pour la définition des exigences de la directive EuP (voir par exemple à ce titre Bio Intelligence Service et Fraunhofer IZM (2008)).

Différents types d'outils d'amélioration ont quant à eux vu le jour : normes, listes, guides, logiciels et outils organisationnels (Janin, 2000). Une grande partie de ces outils, bien qu'adoptant des formes et des fonctionnalités différentes, se basent sur des listes de préconisations de conception, autrement appelées en anglais *guidelines*.

démarche raisonnée, une action, un travail, une activité », « outil : élément d'une activité qui n'en est qu'un moyen, un instrument ». Cependant, nous classerons les méthodes dans la classe des outils, et pourrons donc utiliser le mot « outil » pour signifier indifféremment méthode ou outil.

³⁴ Pour la discussion de ce point, le lecteur pourra se reporter à l'annexe 1.

Les préconisations de conception sont des « indications permettant d'orienter un processus de décision vers un objectif » (Vezzoli et Sciamia, 2006). Cette forme d'outil est très utilisée en conception, que ce soit dans un objectif environnemental ou pour d'autres visées (Luttrupp et Lagerstedt, 2006). Les préconisations de conception permettent d'une part de visualiser l'espace des possibles et d'autre part de guider l'action. Outre leur simplicité, elles ont l'avantage d'être adaptables aux contextes dans lesquels elles sont utilisées : s'agissant simplement d'idées, elles peuvent être généralisées ou spécifiées au besoin. Ainsi, elles peuvent être utilisées dans les premières comme dans les dernières phases du processus de conception, et leur mise en œuvre s'adapte au niveau de connaissance de leurs utilisateurs (Bonvoisin *et al.*, 2010).

Certaines listes de préconisations peuvent être génériques, c'est-à-dire que leur validité ne se limite pas à une catégorie de produits donnée, comme les « dix règles d'or » de Luttrupp et Lagerstedt (2006), ou les 67 règles collectées et classées en 6 grands principes par Telenko *et al.* (2008). Mais elles peuvent également être spécifiées en fonction de l'objet à concevoir et de la priorisation de ses impacts environnementaux. Ainsi Dahlström (1999), Vezzoli et Sciamia (2006), Telenko *et al.* (2009) proposent de sélectionner des préconisations de conception au vu des aspects environnementaux significatifs du produit, ces derniers étant déterminés à l'aide d'une ACV.

C'est cette approche que nous implémenterons au long de cette étude : nous nous attacherons à générer, à l'aide de l'ACV, des préconisations de conception spécifiques à notre objet d'étude.

2.3. Présentation de l'objet d'étude

Un service d'optimisation basé sur un réseau de capteurs est un service informationnel au sens de De Bandt (2004), c'est-à-dire une activité productrice de connaissances opérationnelles, destinées à entrer dans un processus de décision. Un tel service permet de générer, à l'aide de capteurs intégrés en réseau sans fil, des informations sur un système dans le but d'en optimiser le fonctionnement. Les services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs permettent ainsi potentiellement de diminuer l'impact environnemental des systèmes auxquels ils sont appliqués.

Un réseau de capteurs (wireless sensor networks, en anglais) est un ensemble d'équipements microélectroniques dotés de capacités sensorielles et intégrés dans un système afin d'en extraire de l'information. Ces équipements génèrent de l'information au travers de la surveillance des manifestations locales d'un phénomène caractéristique du système étudié, c'est-à-dire « quelque chose connaissable par perception sensorielle » (Akyildiz *et al.*, 2002), comme le bruit, la température ou la pression. Ces données locales sont, à l'aide d'un réseau sans fil, collectées et concentrées vers une unité centrale de traitement, où elles sont intégrées en une information opérationnelle. Nous présentons ici l'éventail des applications de ces systèmes (qui dépassent largement le cadre des services d'optimisation) et détaillons ensuite leur composition.

2.3.1. Applications

Les réseaux de capteurs peuvent être mis en œuvre dans de nombreux domaines tels que la défense, la prévention des risques naturels, la santé, ou l'exploration de terrains dangereux (Yick *et al.*, 2008). De nombreuses applications sont par exemple entrevues dans le domaine émergent de la télémédecine, que ce soit pour le maintien à domicile des personnes âgées en dépendance (Le *et al.*, 2007), la prévention des risques spécifiques aux nourrissons ou le suivi de santé à domicile (Baker *et al.*, 2007). D'autres applications sont spécifiquement développées à des fins environnementales, permettant d'étudier des milieux naturels, notamment en vue de les protéger ou de s'en protéger. Ainsi ils permettent de surveiller le milieu d'une espèce animale en danger (Biagioni et Bridges, 2002) de suivre des espèces migratrices (Zhang *et al.*, 2004), ou encore de surveiller l'activité d'un volcan (Werner-Allen *et al.*, 2006).

D'autres applications permettent de surveiller des processus anthropiques afin de les optimiser, dans des domaines aussi divers que la gestion des services urbains, l'agriculture, le bâtiment ou la production industrielle. Ainsi, des réseaux de capteurs peuvent être impliqués dans des démarches d'optimisation de la collecte de déchets (Rovetta *et al.*, 2009; Lelah *et al.*, 2011), de la distribution d'eau ou d'énergie (Bouzin, 2008; Watson *et al.*, 2009), de l'usage d'engrais (Beucker *et al.*, 2008), de l'irrigation (Suri *et al.*, 2006), de l'éclairage dans les bâtiments (Dubberley *et al.*, 2004), ou encore de la consommation énergétique des systèmes de production (Krishnamurthy *et al.*, 2005; Johnstone *et al.*, 2007).

Les réseaux de capteurs, en tant que sous ensemble des TIC, font partie de ces technologies dont il est attendu qu'elles mènent vers une meilleure connaissance et par conséquent une meilleure gestion de la complexité des sociétés (Tsoukas, 1997; Mulvihill et Milan, 2007). De par leur capacité à, entre autres, supporter des démarches d'optimisation des systèmes urbains (Watson *et al.*, 2009; Lelah *et al.*, 2010) ou à surveiller la qualité des milieux (Ramanathan *et al.*, 2006), les réseaux de capteurs sont considérés comme une technologie permettant d'aller vers une société plus durable.

Nous questionnons dans cette thèse la pertinence de cette assertion en étudiant leur impact environnemental. Nous verrons que, comme tout service informationnel, les services basés sur les réseaux de capteurs engendrent des impacts directs et indirects qui doivent être mis en balance – tâche que nous nous proposons d'aborder.

2.3.2. Caractérisation des équipements de réseaux de capteurs

La diversité des domaines d'application des réseaux de capteurs a mené au développement d'un large éventail de technologies (Yick *et al.*, 2008). Leur point commun est d'être composé d'équipements communiquant les uns avec les autres via ondes électromagnétiques. Selon les applications, les dimensions de ces équipements peuvent varier de quelques centimètres (Dubberley *et al.*, 2004) quelques dizaines de centimètres (Biagioni et Bridges, 2002) ; leur nombre peut varier de quelques unités (Loerincik, 2006) à plusieurs milliers (Suri *et al.*, 2006) voire millions (Akyildiz *et al.*, 2002), et leur présence peut nécessiter ou non un camouflage (Biagioni et Bridges, 2002). Quoi qu'il en soit, chacun de ces équipements est au moins doté d'une unité de

provision d'énergie, de traitement de l'information, et de communication. De manière optionnelle, ils peuvent également être dotés d'une unité de capture d'information, d'action physique, et/ou de communication avec un autre réseau. En fonction de ces caractéristiques, ils peuvent séparément ou cumulativement jouer les rôles de :

- capteur, qui génère des données sur son environnement local ;
- actionneur, qui exerce une action physique sur son environnement local ;
- répéteur, qui relaie les informations sur leur chemin d'un point du réseau à un autre ;
- concentrateur, qui concentre les données générées par le réseau et les transmet à une unité centrale de traitement.

Les réseaux de capteurs sans fil impliquent également l'utilisation d'autres équipements afin de gérer l'intégration, la transformation et la transmission des données à l'adresse de l'utilisateur final. Ainsi, des serveurs de supervision et d'application peuvent être utilisés afin de gérer le réseau sans fil et offrir une interface de services. Les données peuvent être envoyées du réseau sans fil à ces serveurs via un réseau GPRS ou IP, sollicitant ainsi une infrastructure de télécommunications. Enfin, des terminaux utilisateurs (PC, téléphone portable, ou autres) permettent aux utilisateurs finaux de recevoir les informations ainsi générées. La figure 8 ci-après présente un exemple d'architecture de réseau de capteurs faisant intervenir l'ensemble des équipements évoqués.

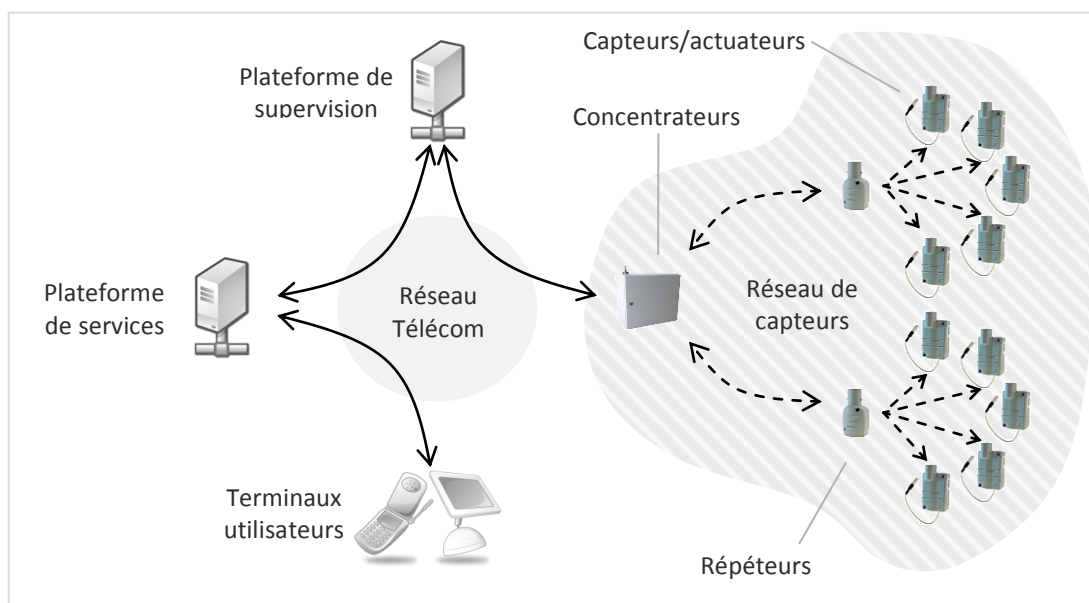


Figure 8 - Exemple d'architecture d'un réseau de capteurs (les traits pointillés représentent des connexions sans fil et les traits pleins des connexions IP ou GPRS).

Malgré la miniaturisation croissante de ces technologies, leur développement rapide, leurs coûts décroissants, le nombre de leurs applications ainsi que le nombre d'équipements nécessaires à chacune d'elles laisse envisager d'importants flux de production. Au vu des impacts de la production microélectronique, ceci ne se fera pas sans conséquence environnementale. De plus, pour certaines applications en milieux difficiles, les déploiements sont envisagés dans une optique « deploy and forget » (Mathúna *et al.*, 2008), c'est-à-dire qu'aucune récolte n'est prévue pour la fin de

l'exploitation du réseau, impliquant ainsi de laisser dans leur environnement des volumes significatifs de déchets pourtant étiquetés comme potentiellement dangereux en fin de vie par la Commission Européenne (Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne, 2003b). Il y a donc un intérêt particulier à s'intéresser aux impacts environnementaux de ces technologies.

3. Conclusions

Au cours des dernières décennies, la prise de conscience d'un environnement menacé par les activités humaines a fait émerger la nécessité de remettre en question le déséquilibre, marqué depuis la révolution industrielle, entre l'activité économique, ses bénéfices sociaux et sa nécessaire exploitation de l'environnement. Il s'agit de conditionner l'activité économique à la création de valeur sociale et à une dégradation minimale de l'environnement – son moyen de subsistance. Dans ce contexte est né le concept de dématérialisation : découplage entre création de valeur économique et dégradation de l'environnement. Autrement dit, produire de la valeur en minimisant l'impact des flux de matière et d'énergie mobilisés à cette fin.

Certaines tendances économiques ont cristallisé l'espoir en l'existence d'un processus naturel de dématérialisation de l'économie. Ainsi la part toujours plus importante que prend le secteur des services dans les économies riches, au sein desquelles la notion de consommation se restructure : elle renvoyait à un échange de propriété d'un produit, son utilisation et sa destruction, elle renvoie aujourd'hui à l'usage d'une ressource dont est acheté l'accès. Egalement le développement des technologies de l'information et de la communication qui stimule les industries informationnelles et permet une gestion plus économique des activités. Ces évolutions ont fait émerger l'idée d'une « société de l'immatériel » délivrée de la contrainte environnementale.

Les observations peinent cependant à mesurer le découplage tant attendu. Les sociétés où les services constituent une part importante de l'économie sont également les plus polluantes. Au-delà du fait que la provision d'un service est effectivement immatérielle, elle s'appuie sur une infrastructure matérielle. Ainsi, les services ne peuvent ajouter à l'économie une surcouche d'activité qu'à la faveur d'activités de production matérielle. Le secteur tertiaire ne se substituerait donc pas aux secteurs primaires et secondaires, mais serait en quelque sorte l'interface entre ces deux secteurs et le consommateur. D'un autre côté, les économies permises par les TIC ne semblent pas être réalisées au bénéfice d'une moindre pression sur l'environnement, mais au contraire à celui d'une plus grande activité. L'intérêt environnemental des TIC, beaucoup discuté, reste à démontrer.

Nous identifions des manques dans les approches abordées par les études contribuant au débat sur les impacts environnementaux des TIC. D'une part celles-ci s'intéressent beaucoup à la virtualisation et moins à l'optimisation. Leurs résultats sont, à défaut d'être généralisables, difficilement comparables car très dépendants de leurs objets. Enfin, elles sont essentiellement réalisées à des fins de mesure de l'impact plus que d'éco-conception.

Nous nous distinguons de ces études en nous intéressant aux services d'optimisation – plus précisément aux services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs. Nous

nous distinguons également par nos objectifs : nous ne nous contenterons pas de questionner la pertinence environnementale de ces services, mais chercherons également à y contribuer via leur éco-conception. Nous poursuivrons cet objectif en adoptant une démarche méthodologique, afin de générer – et donner les moyens de générer – des résultats reproductibles et comparables. Nous nous attacherons ainsi à déterminer une méthode d’analyse et d’éco-conception des impacts des services d’optimisation basés sur les réseaux de capteurs. Nous tacherons ainsi de déterminer comment utiliser l’analyse de cycle de vie afin de générer des préconisations en vue de l’éco-conception de ces services.

Dans le chapitre suivant, nous rechercherons dans la littérature les éléments nous permettant de définir une méthode pour l’analyse de notre objet d’étude. Afin d’identifier les points auxquels cette méthode doit porter attention, ce chapitre examinera les contributions récentes dans le domaine de l’éco-conception et de l’analyse environnementale des produits électriques et électroniques, des infrastructures de communication, des services virtualisés et des réseaux de capteurs. Le chapitre 3 sera consacré à nos propositions méthodologiques et le chapitre 4 à leur application à un cas d’étude.

Chapitre 2 – Analyse environnementale et éco-conception des technologies de l’information – un état de l’art

L’approche que nous avons choisie consiste à générer, à l’aide de l’analyse de cycle de vie (ACV), des préconisations de conception spécifiques aux services d’optimisation basés sur les réseaux de capteurs. Afin de cibler les éléments à apporter sur cette question, nous présenterons un état de l’art de la littérature relative à l’éco-conception dans le domaine des TIC.

Dans un premier temps, nous examinerons les outils d’éco-conception spécifiquement applicables au domaine des TIC. Nous nous attacherons ensuite à identifier les points d’achoppement rencontrés par la réalisation d’analyses de cycle de vie dans ce domaine. Plus précisément, nous examinerons sous un angle méthodologique quatre sous-domaines en lien avec notre objet d’étude : les produits électriques et électroniques, les infrastructures de télécommunications, les services virtualisés et les réseaux de capteurs. L’examen critique des ACV réalisées dans ces domaines nous permettra de soulever les points méthodologiques demandant un effort de recherche. Cet état de l’art fera écho à la critique méthodologique générale de l’ACV que nous avons réalisé, qui est présentée en annexe 1.

1. Eco-conception dans le domaine des TIC

L’éco-conception n’est pas un sujet nouveau pour les fabricants d’équipements électriques et électroniques. Ces dernières années ont par exemple vu la naissance et la propagation du concept de « Green IT », défini comme l’étude et la pratique d’une conception, d’une fabrication, d’une utilisation et d’un traitement en fin de vie des équipements électroniques et des systèmes de communication impliquant un minimum d’impact sur l’environnement (Murugesan, 2008)³⁵. Ce concept est porteur de beaucoup de promesses qui, même si elles peinent à rencontrer la réalité, ont le mérite d’être clairement formulées par les acteurs du secteur eux-mêmes. Que ce soit le résultat d’une tendance naturelle ou le résultat de ce type de démarches, l’efficacité environnementale de la plupart des catégories de produits électriques et électroniques aurait, selon Aoe (2007), augmenté entre les années 90 et les années 2000³⁶, donnant

³⁵ Définie comme une approche cycle de vie, le Green IT fait surtout preuve de beaucoup d’égard à l’encontre de la consommation d’énergie. Une autre limite est son approche en termes d’efficacité environnementale : l’objectif étant d’augmenter le rapport entre performance computationnelle et consommation d’énergie. Ceci pouvant se réaliser soit par une diminution de l’impact à performance constante, soit par une augmentation de la performance à impact constant, cette dernière option semblant être plus fréquemment choisie et ne pouvant être garante d’un impact global moindre.

³⁶ L’efficacité environnementale d’un écran CRT aurait par exemple été doublée, celle d’un sèche linge augmentée de moitié, celle d’un fax multipliée par un ordre de grandeur. Ces résultats sont cependant soumis à caution. L’auteur a comparé, pour 19 types de produits, l’efficacité environnementale de deux

ainsi des produits ayant de meilleures fonctionnalités relativement à leurs impacts environnementaux. Même si ces résultats portent sur des produits électroménagers, il est à espérer que les produits micro-électroniques ont connu une évolution similaire. Quoi qu'il en soit, il semble que le sujet ait assez mobilisé l'attention depuis quelques années pour voir la naissance de régulations, de normes et de labels donnant un cadre clair en faveur d'une éco-conception minimale des produits électroniques.

Cette section présente la littérature relative à l'éco-conception dans le domaine des technologies de l'information et de la communication. Nous distinguerons quatre types de contributions : les textes normatifs, les initiatives visant à générer des outils d'analyse simplifiés à partir de l'ACV, les outils d'amélioration et les méthodes d'intégration des problématiques environnementales en conception.

1.1. Réglementations, normes, labels, guides

La réglementation relative aux impacts des équipements électriques et électroniques, comprenant les équipements des TIC, est relativement riche. Citons par exemple la directive européenne RoHS – visant à limiter l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les EEE, la directive DEEE – visant à rendre obligatoire des taux minimaux de recyclabilité, de récupération et de traitement en fin de vie, et les directives EuP et ErP – établissant des critères d'éco-conception minimaux pour une large catégorie d'équipements électriques et électroniques (Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne, 2003a, 2003b, 2005, 2009).

Pour ce qui est des normes, citons la norme internationale ECMA-341 relative à l'éco-conception des produits des technologies de l'information et de la communication (ECMA International, 2008). Plus qu'une norme, elle constitue véritablement un guide, car elle donne des préconisations de conception sans fixer de seuil. Ces préconisations portent sur : le choix et la quantité des matériaux, l'efficacité énergétique, l'utilisation de consommables (dont batteries), les émissions chimiques et sonores, la durée de vie des produits, le devenir en fin de vie, le contenu en substances dangereuses et l'emballage.

Pour ce qui est des labels, citons les étasuniens Energy Star³⁷ et EPEAT³⁸, basés sur la norme IEEE 1680-2006 (Institute of Electrical and Electronics Engineers, 2006). Tandis que le premier est exclusivement porté sur l'efficacité énergétique, le second édicte des exigences supplémentaires en matière de réduction des substances dangereuses,

produits mis sur le marché à environ dix ans d'intervalle. L'efficacité environnementale y est définie comme le rapport entre une quantité de fonction et une quantité d'impact environnemental. Deux critères environnementaux sont pris en compte : l'émission de gaz à effet de serre et le poids du produit. Les facteurs d'émission de gaz à effet de serre proviennent de la base de données japonaise JEMAI v1.01, dont on peut douter qu'elle prend bien en compte la phase de pré-production pour les raisons que nous avons évoquées à la section 2.1 Equipements électroniques (notamment : complexité des flux de pré-production, utilisation de procédés non conventionnels, faible représentativité technologique et temporelle des bases de données). De plus, un seul couple de produits est analysé pour la plupart des types de produit, interdisant ainsi toute généralisation des résultats.

³⁷ <http://www.energystar.gov/>.

³⁸ <http://www.epeat.net/>.

de sélection des matériaux, de valorisation en fin de vie, de longévité et d'emballage. De plus, il exige de la part du producteur la mise en place d'un système de management environnemental d'une gestion de la fin de vie de ses produits. En dépit de leur origine, ces labels sont devenus des standards internationaux.

Enfin, notons le guide d'éco-conception des logiciels de Philippot *et al.* (2012), listant des stratégies permettant de diminuer l'impact environnemental de l'utilisation des systèmes d'information par le biais de la programmation. Il y a en effet deux manières de diminuer l'impact de l'opération d'un équipement électronique : diminuer la consommation du hardware pour une tâche donnée, et diminuer la sollicitation du hardware par le software (Domingo *et al.*, 2011). C'est à cette deuxième voie que ce guide s'intéresse, en présentant des conseils techniques et méthodologiques permettant de générer un code-source efficace, donc peu consommateur, et ainsi d'éviter de produire ce que leurs auteurs appellent des « obésiciels ». Malgré sa structuration insuffisante, ce guide reste intéressant car il s'agit à notre connaissance de la première tentative de définir une démarche d'éco-conception de produits non matériels.

1.2. Outils simplifiés d'évaluation

Suivant la démarche de création d'outils d'amélioration à partir de l'analyse environnementale, certains auteurs ont cherché à déterminer des indicateurs permettant d'estimer le poids environnemental d'un produit au cours de sa conception. Les exigences pour de tels indicateurs sont : être aisément compréhensibles par les concepteurs, simples à calculer, et basés sur des données leur étant accessibles. Les caractéristiques techniques du produit sont en ce sens de bonnes candidates. Ainsi Singhal *et al.* (2004) ont déterminé les caractéristiques des téléphones portables qui sont corrélées avec leurs impacts environnementaux. Le projet EPIC-ICT (EPIC-ICT, 2006) adopte la même démarche en définissant un ensemble de cinq indicateurs pour les PC et les téléphones portables. Joyce *et al.* (2010) également, proposent d'approximer l'impact d'une carte électronique par une fonction linéaire de sa surface et du nombre de ses couches, ainsi que du nombre de pattes des circuits intégrés qu'elle embarque.

Les caractéristiques produit soulevées par ces études, utilisées comme indicateurs d'impact, sont présentées par le tableau 3. Les caractéristiques les plus partagées sont la quantité de métaux précieux (soulevée par les cinq études), la surface des cartes électroniques (soulevée par quatre des cinq études) et la consommation électrique à l'usage (soulevée par trois des cinq études).

Une grande part des caractéristiques n'est cependant pas partagée, comme dans le cas du téléphone portable, où 3 caractéristiques seulement sont partagées, sur les 10 identifiées par les deux études. Une partie de ces différences peut être expliquée par les méthodes utilisées, une étude faisant appel à une analyse réglementaire, l'autre non. La quantité de substances toxiques est ainsi considérée par l'une et non par l'autre. D'autres différences peuvent être expliquées par le niveau de détail désiré de ces indicateurs. Par exemple, une étude se contente d'évoquer la surface des cartes électroniques, alors que l'autre y ajoute la surface des circuits intégrés y étant disposés. Cette information permet de préciser la première, mais est également plus

difficile à obtenir. D'autres différences sont plus difficilement explicables à la lecture de ces études, notamment en raison du manque de détails. Un exemple en est l'absence de réflexion sur la batterie dans une de ces deux études.

	Téléphone portable (Singhal <i>et al.</i> , 2004)	PC (EPIC-ICT, 2006)	Téléphone portable (EPIC-ICT, 2006)	Carte électronique (Joyce <i>et al.</i> , 2010)
Quantité de métaux précieux	•	•	•	
Surface des cartes électroniques	•	•	•	•
Surface des circuits intégrés	•			
Quantité de substances toxiques	•			
Surface des écrans LCD	•			
Quantité de brasure	•			
Nombre de composants	•			
Consommation d'énergie en phase d'usage	•	•	•	
Masse des parties mécaniques		•		
Consommation d'énergie à l'assemblage			•	
Taille des batteries			•	
Nombre de pattes de l'ensemble de circuits intégrés				•

Tableau 3 - Caractéristiques produit utilisées comme proxy d'impact environnemental de conception.

1.3. Outils de résolution de problème

Parallèlement existent des outils plus spécifiques, permettant d'améliorer la performance environnementale d'un produit au regard d'un aspect environnemental défini par ailleurs. Ainsi Evrard *et al.* (2012) proposent une méthode permettant d'intégrer à la conception des produits électriques et électroniques la problématique de leur consommation énergétique. Cette méthode est pilotée par un indicateur qui est une estimation de consommation énergétique du produit sur l'ensemble de sa phase d'utilisation. Cet indicateur peut être estimé dès les premières phases du processus de conception, et avec un raffinement croissant au cours des phases suivantes (Domingo *et al.*, 2011). Sa manipulation permet d'identifier des voies d'amélioration pouvant être approfondies grâce à une liste de guidelines donnant des moyens d'action concrets (Bonvoisin *et al.*, 2010). Mathieux *et al.* (2008b) proposent quant à eux d'intégrer à la conception de ces produits la problématique du traitement en fin de vie. Ils définissent des indicateurs traduisant le niveau de recyclabilité d'un équipement électrique ou électronique : le pourcentage (par rapport à la masse du produit) des pièces pouvant être recyclées ou réutilisées, celui des pièces pouvant être valorisées énergétiquement, et celui des déchets résiduels. Ils fournissent également une liste de 44 guidelines permettant d'intégrer la problématique du recyclage en conception (Mathieux *et al.*, 2008a)³⁹.

³⁹ La liste de ces guidelines est disponible dans l'outil en ligne implémentant cette méthode : ReSICLED (Recovery Strategy Index for End-of-life conscious Design, beta version), <https://resicled-dev.g-scop.grenoble-inp.fr/ReSICLED-0.1/guidelineDescription/seeGuidelines>. Consulté le 06/08/2012.

1.4. Méthodes d'éco-conception

Certains auteurs ont proposé des méthodes d'éco-conception systématique pour les produits électriques et électroniques. Ces propositions ont pour but d'établir des guides méthodologiques afin d'intégrer les problématiques environnementales dans la conception, et dépassent ainsi notre cadre d'analyse. Cependant, elles préconisent l'utilisation d'outils. Ainsi Yung *et al.* (2011), Gurauskienė et Varžinskas (2006), ainsi que De Langhe *et al.* (1998), proposent d'utiliser l'ACV afin d'établir un diagnostic du produit. Pour ce qui est de la résolution des problèmes ainsi identifiés, les deux premiers se basent sur la « roue des stratégies d'éco-design » de van Hemel et Brezet, qui consiste en une liste de 8 stratégies déclinées en 33 principes d'éco-conception (van Hemel et Cramer, 2002). Le troisième, quant à lui, reste évasif sur ce point.

2. Analyse environnementale des TIC

Nous présentons ici un examen de la littérature relative à l'analyse environnementale des TIC, ceci sous un angle méthodologique afin d'identifier les difficultés particulières qu'elle peut rencontrer. Nous examinerons tout d'abord le secteur des TIC en général en distinguant trois types de contributions, définies selon les systèmes qu'elles étudient : équipements électroniques, infrastructures de télécommunications et services virtualisés. Nous examinerons par la suite les réseaux de capteurs, qui se situent au carrefour de ces trois domaines : ce sont des infrastructures d'équipements électroniques, dont l'objectif est, à l'instar des services virtualisés, d'alimenter un processus de dématérialisation.

2.1. Equipements électroniques

Les produits électroniques sont des assemblages de nombreux composants hétérogènes, étant eux-mêmes issus de combinaisons de nombreux procédés. Un simple téléphone de bureau peut par exemple contenir 247 composants et faire intervenir 145 opérations différentes (Andrae *et al.*, 2005). Il existe plus de 100 types de composants électroniques différents, chacun étant décliné en plusieurs grades (Ueno *et al.*, 1999). La fabrication d'un semi-conducteur (transistors de 50nm) peut elle-même faire intervenir plus de 200 étapes de production (Plepys, 2004). Celle d'un wafer de 300mm/45nm peut faire intervenir plus de 350 étapes (dont 220 différentes) et 170 substances différentes (Baudry *et al.*, 2012).

L'analyse environnementale d'un semi-conducteur, à cause de l'étendue et de la complexité du périmètre à prendre en compte, est en elle-même un challenge, et nécessite des innovations méthodologiques afin de réduire des coûts d'analyse inenvisageables (Krishnan *et al.*, 2004; Boyd *et al.*, 2006; Baudry *et al.*, 2012). Le fait que la production microélectronique utilise des intrants non conventionnels en constitue l'une des raisons principales. Elle fait par exemple intervenir des substances à des grades ultra-purs nécessitant la purification d'un grand volume de matières premières à l'aide de procédés dont les exigences énergétiques peuvent largement dépasser ceux des procédés de fabrication à des grades plus usuels, mais qui restent pour autant encore peu explorés (Plepys, 2004). Il est à ce titre intéressant de constater que les produits finaux ne représentent plus dans ce secteur qu'une très

faible part des flux mis en jeu dans la production, ceux-ci pouvant dépasser de plusieurs ordres de grandeur les flux de produits finalement utilisés (Williams *et al.*, 2002; De Grave *et al.*, 2006). Un exemple emblématique en est le silicium, dont la production pour l'électronique nécessite 160 fois plus d'énergie que la production à un grade standard (Williams *et al.*, 2002). La production microélectronique requiert de plus des environnements de production à hauts niveaux de pureté, mobilisant des quantités importantes d'énergie (Krishnan *et al.*, 2008) dont l'allocation aux produits pose des problèmes méthodologiques (Baudry *et al.*, 2012).

Les équipements électroniques sont donc des assemblages complexes de composants dont la fabrication fait intervenir de nombreux procédés. Leur analyse requiert donc des quantités importantes de données. De plus, outre le nombre important de flux à modéliser, c'est également le nombre d'intervenants dans la chaîne de valeur qui pose problème, les opérations étant disséminées dans un tissu dense de fournisseurs, ne réalisant chacun qu'une petite partie de l'ensemble (Scharnhorst, 2006), et pris dans un contexte très concurrentiel favorisant peu l'échange de données. L'analyse environnementale d'équipements électroniques ne peut donc faire l'économie de l'utilisation de données pouvant rendre compte de la diversité des composants existants et de la complexité des chaînes de valeurs dont ils sont issus. Deux écoles tentent de répondre à cette question : la « Process-Based Life Cycle Assessment » (P-LCA) et l'« Input/Output based Life Cycle Assessment » (IO-LCA)⁴⁰.

2.1.1. Analyses par P-LCA

Historiquement, les premiers éléments à avoir été renseignés dans les bases de données environnementales sont des matériaux et des procédés de base dont la variabilité technologique peu importante permet avec une faible erreur de recourir à des données génériques. La prise en compte de composants dans ces bases de données est plus récente et, par conséquent, plus restreinte, moins mature. Dans le domaine microélectronique, la génération de ces données se heurte au grand nombre des composants et à la complexité de leur analyse environnementale. De plus, la production microélectronique est soumise à des cycles technologiques rapides, si bien que les données disponibles sont rapidement obsolètes (Schischke et Griese, 2004; Baudry *et al.*, 2012). Les évolutions technologiques ont donc débouché sur un large panel de composants et de technologies qui peinent à être représentés dans les bases de données environnementales (Krishnan *et al.*, 2004; Andrae et Andersen, 2011).

Le tableau 4 expose le nombre de composants électroniques représentés dans les principales bases de données. L'exemple de la baseecoinvent est parlant : alors qu'un grand nombre de technologies de circuits intégrés sont disponibles, la base de donnéesecoinvent n'en compte que deux modèles génériques (circuit intégré de type logique ou de type mémoire). Les bases de données EIME et Gabi sont quant à elles plus représentatives de la diversité des composants existants, mais pas nécessairement des dernières technologies. A l'extrême, certaines bases ne contiennent aucune donnée sur des composants électroniques.

⁴⁰ Pour une description de ces méthodes, de leurs divergences et de leurs avantages comparatifs, voir l'annexe 1, section 3.2 « Inventaire ».

Enfin, les bases de données existantes peuvent offrir des possibilités de paramétrage qui ne tiennent pas toujours compte des critères les plus pertinents. Par exemple, il est généralement supposé dans les logiciels d'ACV que l'impact d'un procédé est proportionnel à la masse de la pièce à réaliser. Or, pour certains procédés, le poids du produit influe moins sur l'impact environnemental que le débit de production (Bonvoisin et Thiede, 2012). Un autre exemple en est le paramétrage de l'impact de la production des circuits intégrés par leur poids, paramètre étant moins influent que la surface de la plaque de silicium qu'ils contiennent (Andrae et Andersen, 2010).

Base de données	Nombre de composants électroniques représentés ⁴¹	Producteur / Commanditaire
EIME Database V10 (2009) ⁴²	160	Bureau Veritas (FR)
Gabi Database 2006 ⁴³	128	PE International (DE)
Ecoinvent V2.2 (2010) ⁴⁴	33	ecoinvent Centre (CH)
MEEuP ⁴⁵	12	European Commission (EU)
Buwal ⁴⁶	0	Swiss Packaging Institute (CH)
US LCI ⁴⁷	0	National Renewable energy Laboratory (US)

Tableau 4 - Nombre de composants électroniques représentés dans les bases de données existantes.

De fait, la maturité des bases de données est encore faible. Ces dernières ne se basent pas toutes sur les mêmes choix méthodologiques – notamment en ce qui concerne l'étendue du périmètre d'étude – leurs données pouvant ainsi montrer des différences significatives pour un même flux de référence (Andrae et Andersen, 2010).

2.1.2. Analyses par IOLCA

L'application de la méthode P-LCA requiert d'importantes quantités de données, dont nous venons de discuter la faible disponibilité. Malgré l'assise dont bénéficie cette méthode dans la communauté scientifique, où elle est reconnue comme la méthode la plus précise d'analyse des impacts environnementaux, son applicabilité semble donc se limiter aux produits simples (Millet *et al.*, 2007). L'analyse de produits issus de l'industrie microélectronique, nécessitant l'inclusion de l'ensemble des activités en amont de la chaîne de valeur – par ailleurs en évolution rapide – requiert des efforts de collecte sans aucune mesure avec les bénéfices attendus d'une telle étude. La réalisation d'analyses de cycle de vie peut donc passer en pratique par la définition d'un périmètre d'étude réaliste, à travers des règles de coupures qui peuvent être

⁴¹ Le calcul du nombre de composants électroniques représentés dans ces bases de données ne tient pas compte de la redondance de certains composants électroniques. Par exemple, le type de composants 'résistance' peut faire l'objet de plusieurs entrées, selon ses différentes déclinaisons. Le chiffre indiqué ne mesure donc que de manière très indirecte la couverture des types de composants et la précision de la représentativité technologique de ces entrées.

⁴² <http://www.ecoinvent.ch/>, consulté le 3 mai 2012.

⁴³ Electronics Extention Database.

http://documentation.gabi-software.com/2_externalDataProvider.html, consulté le 3 mai 2012.

⁴⁴ http://www.codde.fr/files/EIME_LCI_database_V11.0_LIST_OF_CONTENT.xls, consulté le 3 mai 2012.

⁴⁵ (Kemna *et al.*, 2005).

⁴⁶ http://documentation.gabi-software.com/2_externalDataProvider.html, consulté le 3 mai 2012.

⁴⁷ <https://www.lcacommons.gov/nrel/search>, consulté le 3 mai 2012.

jugées arbitraires, et mener à négliger une part significative des impacts (Reap *et al.*, 2008). L'IO-LCA répond à ce problème en permettant de rendre compte de l'ensemble des flux amont, sans avoir à définir de règle de coupure et à mener une collecte de données pharaonique.

Krishnan (2004) propose ainsi d'utiliser une méthode hybride P-LCA et IO-LCA (tiered hybrid analysis) pour analyser l'impact de la production de semi-conducteurs. Toutes les activités internes et les activités amont dont l'impact environnemental est présumé spécifique ou important sont décrites avec des données P-LCA. Celles-ci permettent d'atteindre une meilleure précision que les données IO-LCA, mais sont plus coûteuses à recueillir. En revanche, les activités amont considérées comme standard, pour lesquelles un haut degré de précision n'est pas nécessaire, sont décrites avec des données IO-LCA, dont le coût de récolte est plus léger. Williams (2004) propose une méthode similaire pour l'analyse d'un PC, où les données P-LCA non disponibles sont comblées par des données IO-LCA, la différence méthodologique résidant dans le fait que la répartition entre les données P-LCA et IO-LCA n'est pas motivée par le rang fournisseur mais par l'existence ou non de données P-LCA. Loerincik (2006) utilise également une méthode similaire afin d'analyser un service de téléconférence. L'auteur propose d'utiliser l'IO-LCA afin d'inclure dans le périmètre d'étude les activités annexes telles que le marketing, la R&D, la maintenance et les télécommunications, ainsi que les effets rebonds – activités qui ne sont généralement pas pris en compte dans les études P-LCA.

Malheureusement, ce que l'IO-LCA gagne en exhaustivité et en rapidité par rapport à la P-LCA, elle le perd en précision et en spécificité au vu des limites propres à cette méthode. De plus, des tables d'input/output et les données environnementales correspondantes sont disponibles pour peu de territoires, si bien que le problème de disponibilité des données discuté pour la P-LCA est également valable pour l'IO-LCA. De plus, les tables existantes sont peu détaillées, leurs sections représentant sous de mêmes chiffres des réalités bien différentes.

2.1.3. Robustesse des résultats

Outre le choix d'une base de données, la réalisation d'une analyse environnementale nécessite de faire un certain nombre de choix méthodologiques, notamment en ce qui concerne les frontières du système, l'allocation, la durée de vie des équipements ou les scénarii d'utilisation. La conséquence en est une certaine inconstance des résultats d'ACV de produits électroniques, pouvant mener à des conclusions contradictoires. La figure 9 témoigne de cette variabilité en présentant une comparaison de quatre ACV de PC portables. Si ces résultats sont tous du même ordre de grandeur, ils diffèrent tout de même du simple au double, et, surtout, les phases du cycle de vie présentent des contributions différentes, identifiant des aspects environnementaux significatifs différents (Andrae et Andersen, 2010).

Ces arguments peuvent laisser penser que l'ACV ne pourrait pas être utilisée pour l'éco-conception, car elle ne permettrait pas d'identifier de manière reproductible les aspects environnementaux les plus significatifs. Yung *et al.* (2011), Gorauskienė et Varžinskas (2006) et De Langhe *et al.* (1998) proposent pourtant d'utiliser l'ACV dans l'activité de conception afin de définir des axes d'amélioration environnementale pour

les produits électriques et électroniques. Car l'ACV reste tout de même un outil puissant : en traçant un lien entre les impacts environnementaux d'un produit et ses différents composants, elle permet directement d'identifier des opportunités d'amélioration desquelles peuvent être dérivées des alternatives de conception (Yung *et al.*, 2011).

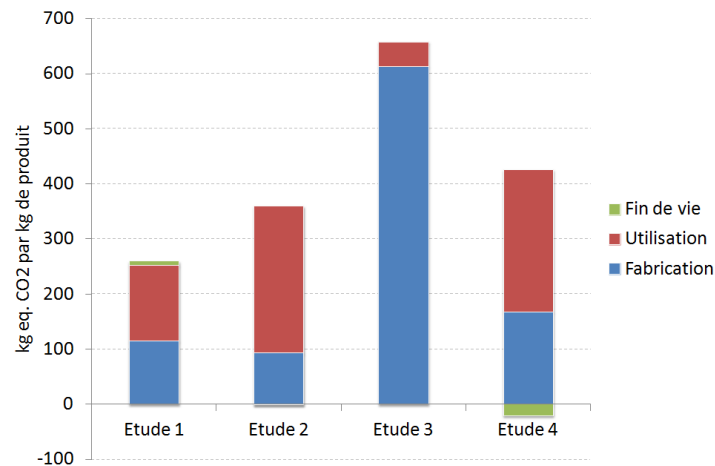


Figure 9 - Comparatif des résultats de quatre ACV de PC portables, d'après Andrae et Andersen (2010).

2.1.4. Enseignements

L'analyse de cycle de vie d'équipements électroniques fait donc face à des difficultés importantes de collecte des données d'inventaire. Les équipements électroniques sont des produits complexes, leur production fait intervenir de nombreux acteurs, évolue rapidement, et met en œuvre des procédés non conventionnels dont les implications environnementales restent peu explorées. La tenue de bases de données environnementales pour la réalisation d'analyses P-LCA est donc une tâche particulièrement coûteuse, et les données nécessaires à la réalisation de bilans environnementaux précis restent rares. Les analyses IO-LCA font également face à ces problèmes, leurs données d'entrées étant peu disponibles. De plus, la complexité de ces produits exige des praticiens de faire des choix de modélisation qui introduit une part de subjectivité. Il en résulte que la constance des résultats n'est pas exactement à la hauteur de l'objectif de scientificité de l'ACV. La question restant donc ouverte de savoir si les opportunités d'amélioration qu'elle identifie sont réellement les plus pertinentes. Des efforts sont donc nécessaires afin de fiabiliser ces résultats. Parmi eux la nécessité d'un meilleur partage des données environnementales sur l'électronique (Köhler *et al.*, 2004), de mettre à jour des bases de données environnementales de composants électroniques, mais également d'adopter des pratiques normalisées et transparentes, de la part des praticiens et des développeurs de bases de données.

2.2. Infrastructures de télécommunications

Les analyses environnementales d'infrastructures de télécommunications peuvent être distinguées des études que nous avons évoquées précédemment pour plusieurs raisons. Une première est l'échelle de leur objet. Une seconde est qu'elles n'analysent pas une entité stable dans le temps mais un système vivant et susceptible d'évolution. La définition d'un système industriel complexe proposée par Cluzel *et al.* rend bien

compte des caractéristiques des infrastructures de télécommunication nous incitant à les considérer différemment : « *un système à grande échelle (en termes de sous-systèmes, composants, de masse et d'usage de ressources), dont le cycle de vie est difficile à prédire, dont les sous-systèmes peuvent avoir différents cycles de vie et dates d'obsolescence, un système en interaction forte avec son environnement et supervisé par des décisions humaines* » (Cluzel *et al.*, 2012, p. 112). Voyons dans cette section comment ces objets sont traités par l'analyse environnementale.

2.2.1. Corpus

Nous présentons ici ces contributions, classées par type de communication (thèses, articles de journal, communication en conférence, et rapport), afin de rendre compte du niveau de détail publié.

2.2.1.1. Thèses

Souchon Foll (2008) a examiné la consommation énergétique des réseaux de télécommunication opérés par France Télécom Orange. Selon cette étude, tous opérateurs et services confondus, les réseaux fixes, mobiles et internet, représentent 1,5% de la demande énergétique nationale, soit 5,9TWh/an, dont respectivement 3,1 et 2,8 pour les datacenters et pour les équipements de réseau. En fonction des services proposés par ces réseaux, les consommations par abonné et par an varient entre 9kWh pour le service de téléphonie fixe à 158kWh pour le service de transmission audiovisuelle par internet. Selon le service considéré, la part de la consommation énergétique des terminaux utilisateurs et du réseau peut varier. Dans ce cas de la téléphonie mobile, où la contrainte « naturelle » de conception d'équipements terminaux mobiles et autonomes a conduit à l'utilisation d'équipements très peu consommateurs, la part revenant aux terminaux est négligeable. Dans le cas de l'audiovisuel sur IP, les équipements terminaux sont *a contrario* prépondérants. Enfin le service de téléphonie mobile semble être moins consommateur que le service de téléphonie fixe, ce qui s'explique par la différence d'âge entre les équipements et l'augmentation de l'efficacité énergétique des équipements. Cependant le service mobile est associé au service data, et la somme de leurs consommations dépasse celle du service de téléphonie fixe.

Loerincik (2006), à une échelle plus modeste, a réalisé une ACV par tiered hybrid analysis des impacts d'un réseau informatique d'université. Ses conclusions sont que les PC, en raison de leur grand nombre, sont les principaux contributeurs aux impacts de ces réseaux, et en particulier leur phase d'utilisation en raison de leur consommation énergétique. Sont également à évoquer au rang des éléments les plus contributeurs les routeurs et les services (*p. ex.* software, maintenance, télécommunications).

2.2.1.2. Articles de journaux

Malmodin *et al.* (2010b) ont analysé la consommation électrique et les émissions de gaz à effet de serre des télécommunications au sens large (téléphonie fixe et mobile, internet et audiovisuel) à l'échelle mondiale, en prenant en compte les infrastructures

et les équipements utilisateurs. Ce secteur serait responsable de 3% des émissions mondiales de gaz à effet de serre et 10,1% de la consommation d'électricité.

Faist Emmenegger *et al.* (2006), ont réalisé une P-LCA comparative multicritère des services de téléphonie UMTS et GSM suisses. Pour ces deux technologies, les impacts sont en premier lieu dus aux téléphones portables – plus précisément à leur phase de fabrication, en raison notamment de leur courte durée d'opération. Viennent ensuite les antennes relais, en raison de leur consommation énergétique, pour une grande part relative à leur refroidissement. Les deux technologies sont comparées par les auteurs sous l'angle de deux unités fonctionnelles : le transfert d'un gigaoctet de données et la communication annuelle d'un abonné moyen.

Scharnhorst *et al.* (2006) ont effectué une étude similaire sur différentes évolutions des réseaux mobiles GSM et UMTS suisses, en ne considérant cette fois-ci que les équipements de réseau. La majorité des impacts de la technologie UMTS est relative à la phase d'opération, notamment en raison de la consommation énergétique des antennes relais (*NodeB*). En contraste, la majorité des impacts de la technologie GSM est relative à la phase de production et de fin de vie des antennes relais (*base station*). Les autres équipements du réseau (*core network components*) ne participent que de manière marginale aux impacts. Par quantité de données échangées, le réseau UMTS semble plus impactant que le GSM, ceci en raison des surdimensionnements imposés par les licences d'exploitation de réseaux 3G.

2.2.1.3. Communications en conférences

Federico *et al.* (2001) ont réalisé une analyse MIPS⁴⁸ du réseau mobile de télécommunications (GSM) italien. D'après cette étude, 134 kg de matière sont mises en jeu par la mise sur le réseau d'un téléphone portable pendant un an, 196g par minute de communication et 65g par SMS – les contributions relatives des équipements de réseau et des équipements individuels (le téléphone, son chargeur, manuel et emballage) étant comparables.

Parmi les études multicritères, notons l'analyse par P-LCA de Blazek *et al.* (1999) des réseaux de télécommunication fixes et mobiles de deux villes de pays différents. Selon leurs résultats, très partiellement présentés, les réseaux fixes seraient, par appel, moins consommateurs que les réseaux mobiles. Le principal contributeur à la consommation d'énergie des réseaux mobiles serait les antennes relais, tandis que celui des réseaux fixes serait les services administratifs. Selon leurs résultats toujours, la moitié de la consommation énergétique des réseaux serait due aux périphériques utilisateurs. Enfin, les impacts des réseaux des deux villes présentent de grandes différences en raison des mix énergétiques.

Notons enfin la communication de Malmodin *et al.* (2001) sur l'analyse P-LCA d'un réseau mobile 3G, dont les résultats n'ont malheureusement pas à notre connaissance été publiés. Cette étude revendique adopter une approche site, c'est-à-dire que l'infrastructure n'est pas considérée comme un système délivrant une fonction, mais

⁴⁸ Pour une description de la méthode MIPS, voir annexe 1, section 4.1 « Approche monocritère : MIPS ».

comme un système productif. Les intrants et extrants du système sont ainsi comptabilisés, mais ne sont pas alloués en référence à une fonction. Les auteurs ont adopté cette approche car, selon eux, l'approche cycle de vie ne permettant pas de prendre en compte certaines activités telles que la recherche et développement ou la consommation énergétique des bâtiments, car elles sont difficiles à allouer aux produits. En adoptant une approche site, ce problème d'allocation disparaît. Malgré l'absence de résultats quantifiés, les auteurs supputent qu'une grande partie des impacts seront générés par les antennes relais. Cet article reprend et augmente les travaux communiqués par Weidman et Lundberg (2000).

2.2.1.4. Rapports

Taylor et Koomey (2008), ayant réalisé une étude similaire pour les réseaux étasuniens, estiment à 44TWh leur consommation totale, ce qui représente 610Wh par gigaoctet de données transporté. Harada et Miyamoto (2003) ont réalisé une étude des émissions de gaz à effet de serre des réseaux japonais de télécommunication mobile. Les principaux contributeurs sont les antennes relais, en raison de leur consommation d'énergie en usage, et les téléphones mobiles, en raison de leur phase de fabrication.

Notons également l'étude par Ecobilan S.A. (2008) d'un réseau de fibres optiques permettant de connecter à internet les ménages d'une ville. Selon cette étude, la phase de déploiement du réseau serait responsable en moyenne de 80% des impacts du réseau sur toutes les catégories d'impact considérées, en raison des travaux de génie civil nécessaires à l'implantation des câbles.

2.2.2. Critique méthodologique

Certains auteurs, comme par exemple Scharnhorst *et al.* (2006), soulignent que les infrastructures de télécommunications sont des systèmes complexes et que la modélisation qui en est faite est souvent trop simple et non exhaustive. Cependant, aucun auteur n'identifie clairement de problèmes méthodologiques inhérents à la complexité des systèmes à étudier en ACV. Si certains auteurs prennent l'ACV comme pertinente surtout pour les produits simples (Millet *et al.*, 2007), l'application de cette méthode à des systèmes complexes n'a à ce jour et à notre connaissance pas suscité la définition de méthodes spécifiquement appropriées.

Observons toutefois que les analyses citées plus haut ont la particularité de se situer à la frontière entre une approche site et une approche fonctionnelle : elles utilisent une méthode type ACV, mais appliquée à une infrastructure de production. Si l'étude de Malmodin *et al.* (2001) revendique l'adoption de cette approche, les autres études ne mentionnent pas cette question. Or, nous observons que l'adoption de cette approche a en pratique des conséquences sur la possibilité d'utiliser ces résultats dans un objectif d'éco-conception, notamment à travers la définition du cycle de vie du système étudié et le choix de l'unité fonctionnelle.

2.2.2.1. Définition du cycle de vie de système

Bien que les analyses présentées ci-dessus revendiquent la prise en compte de l'ensemble du cycle de vie des infrastructures qu'elles examinent, Scharnhorst (2006)

observe qu'elles souffrent de lacunes quant à la définition de ces systèmes et de leurs cycles de vie. Cet auteur est d'ailleurs le seul à formaliser clairement les phases du cycle de vie de l'infrastructure qu'il examine. Toutefois, en élargissant la recherche à d'autres types d'infrastructures, il est possible de trouver des études qui en formalisent clairement le cycle de vie. Le tableau 5 présente et compare les cycles de vie définis par quatre de ces études. Elles s'accordent pour définir clairement une phase d'opération et une phase de démantèlement. Elles diffèrent en revanche sur la présentation des phases précédant l'opération. Ces divergences peuvent cependant être comprises comme différentes manières de détailler une phase de déploiement.

Etude	Phases du cycle de vie (de gauche à droite)			
Scharnhorst <i>et al.</i> (2006) Réseaux 2 et 3G	-	Production et installation	Opération et maintenance	Dépose et traitement en fin de vie
Graedel et Saxton (2002) Installation télécom	Préparation du site	Installation du site	Opération du site et provision du service	Clôture du service
Harrison <i>et al.</i> (2010) Réseau électrique	Fabrication des éléments de l'infrastructure	Construction de l'infrastructure	Opération de l'infrastructure	Dépose et traitement en fin de vie
Cluzel <i>et al.</i> (2012) Sous-ensemble d'usine	Fabrication des éléments de l'infrastructure	Transport et installation des éléments sur site	Utilisation de l'infrastructure	Fin de vie, traitement en fin de vie, réutilisation de certains éléments

Tableau 5 - Quelques définitions de cycle de vie d'infrastructure observées dans la littérature.

La manière dont sont pris en compte les impacts de la (pré-)production des équipements n'est généralement pas claire. Les formats de publication sont dans bien des cas trop courts pour laisser la place à une présentation de leurs données d'entrée, et la modélisation des impacts des équipements est généralement omise. De plus, la dynamique d'intervention des équipements dans l'infrastructure n'est pas décrite : les réseaux sont présentés comme étant installés en une fois pour constituer un tout homogène et statique qui peut alors être opéré sans nécessiter de nouvel apport matériel. L'étude de la phase d'opération ne considère ainsi que la consommation de l'énergie nécessaire aux opérations, en oubliant que pour les grandes infrastructures, cette phase est une phase de maintenance autant que d'opération, et nécessite donc des routines constantes de maintenance et de rénovation (Harrison *et al.*, 2010). La fin de vie des équipements peut également être comptabilisée, mais sans qu'il soit pourtant explicité quand elle intervient dans la vie du réseau. L'apport des opérations d'installation et de dépose des équipements est également généralement oublié.

Les phases de vie du réseau sont donc peu décrites. Les frontières du système, définissant ce qui est pris en compte dans l'étude de ces phases et ce qui ne l'est pas, ne sont pas toujours clarifiées, rendant ainsi difficile l'interprétation des résultats. Malgré le fait que la notion de cycle de vie soit au cœur de l'analyse environnementale, comme indiqué par la norme ISO 14040, cette notion semble être oubliée lors de l'analyse d'infrastructures. Afin d'assurer la transparence des résultats

et ainsi donner toutes les clefs de leur interprétation, la description du système et de son cycle de vie doit donc faire l'objet d'une attention particulière.

2.2.2.2. Unité fonctionnelle

Une autre conséquence du fait que ces études sont orientées site est qu'elles ne font pas le lien entre les impacts des infrastructures et les caractéristiques des services qu'elles supportent ; les performances fonctionnelles ne sont donc pas discutées. Ceci transparaît notamment dans la définition de leurs unités fonctionnelles. Ainsi, Faist Emmenegger *et al.* (2006), Scharnhorst *et al.* (2006) et Federico *et al.* (2001) analysent l'impact des réseaux de télécommunications en référence à une quantité fixée arbitrairement de données échangées (un gigaoctet, une minute de communication ou un SMS) et/ou en référence à un abonné pendant un an. D'autres ne considèrent tout simplement pas d'unité fonctionnelle, comme Malmodin (2010b). Quand une unité fonctionnelle est donnée, il s'agit donc de calculer l'impact environnemental d'une communication ou d'un abonnement à un service de communication.

Or, si rapporter les impacts de l'infrastructure à ces unités fonctionnelles permet de se faire une idée de l'ordre de grandeur des impacts de l'usage des télécommunications, elles n'en sont pas moins fausses et ne disent rien de la performance des infrastructures. Coliano et Hufschmid (2008) et Souchon Foll (2008) ont démontré à l'aide de mesures, que la consommation des équipements de réseaux de télécommunications est pour une grande part constante, et n'est que marginalement affectée par le trafic. La consommation des serveurs est également due pour une part importante à une puissance de fonctionnement fixe et indépendante de la charge (Dufrene, 2011). En revanche, comme le soulignent Faist Emmenegger *et al.* (2006), si l'énergie consommée par le réseau n'est pas proportionnelle aux volumes de données échangées, le dimensionnement du réseau, lui, en dépend. Le nombre d'équipements de réseau, et par conséquent leur consommation énergétique cumulée, dépend du produit du nombre d'utilisateurs et du volume moyen de données transférées par un utilisateur. Ainsi, la fonction d'un réseau de télécommunications serait moins de « transférer une certaine quantité de données » que d'« offrir la possibilité à chaque utilisateur de transférer un certain volume de données annuel n'importe où n'importe quand » ; son impact serait moins lié à la réalisation d'un transfert qu'à la potentialité de sa réalisation à toute heure et à tout endroit. C'est la définition que Malmodin *et al.* (2001) retiennent d'un réseau mobile : « la possibilité de communiquer [...] n'importe quand, n'importe où ».

L'allocation des impacts par quantité de données échangées ne traduit donc pas les fonctionnalités qui sont attendues de l'infrastructure, et ne permet pas de faire le lien entre fonctions et impacts environnementaux. Or, dans une optique d'éco-conception, ce lien est précisément une information essentielle. L'utilité des résultats d'une analyse environnementale d'un système fonctionnel se mesure à sa capacité à identifier des liens entre, d'une part les impacts environnementaux et les caractéristiques techniques du système qui les engendrent, et d'autre part entre ces caractéristiques et les fonctions qu'elles permettent. C'est parce que l'on sait que telle fonction nécessite la mise en place de telle technique ayant tel impact, que l'on est en mesure de nourrir une réflexion sur la manière la plus économique de réaliser la fonction

que l'on désire. L'identification des liens entre fonctions, caractéristiques techniques et impacts environnementaux doit donc faire l'objet d'une attention particulière.

Ainsi, ce qui est généralement analysé dans ces études n'est pas la fourniture du service, mais l'infrastructure qui le permet. Nous retrouvons ce même biais que dans l'étude de Gaidajis et Angelakoglou (2011) qui ont étudié l'impact de l'usage d'un bâtiment dans un but académique. Si l'ambition est de déterminer l'impact du service (l'enseignement, en l'occurrence), n'est finalement analysé que son substrat matériel (le bâtiment), sans vraiment le rattacher à son sens fonctionnel. Ainsi s'impose la question « comment optimiser cette infrastructure ? », face à la question « comment optimiser un service afin qu'il requière une sollicitation optimale d'infrastructures ? ».

2.2.3. Enseignements

Les auteurs ayant appliqué l'analyse environnementale aux infrastructures de télécommunications n'ont pas relevé de problèmes méthodologiques nouveaux. Cependant, cette revue nous apprend qu'il est nécessaire, afin d'être en mesure d'utiliser les résultats d'une ACV d'infrastructure dans une optique éco-conception, de veiller à ne pas dégrader les concepts méthodologiques définis par l'ISO 14040. Les études actuelles se cantonnent à pointer les aspects environnementaux significatifs des infrastructures sans pouvoir pointer leurs sources fonctionnelles. Elles manquent ainsi d'identifier les caractéristiques de conception ayant une influence sur les impacts, et d'apporter des informations adéquates aux démarches d'éco-conception. Également, elles considèrent les impacts des réseaux comme la somme des impacts des équipements qui les composent, présentant plus un instantané de réseau qu'un cycle de vie de réseau, allant ainsi à l'encontre de ce qui fait la spécificité de ces systèmes : leur évolution permanente.

Afin de permettre une démarche d'éco-conception, il semble donc nécessaire de porter une attention particulière à la définition du système et de son cycle de vie, de même qu'à l'identification des liens entre les impacts environnementaux, les caractéristiques techniques et les fonctions de l'objet d'étude.

2.3. Services virtualisés

Dans le cadre du débat sur la dématérialisation, de nombreuses études se sont intéressées aux impacts des services virtualisés, la question étant de savoir si ceux-ci sont ou non effectivement moins importants que ceux de leurs alternatives conventionnelles.

2.3.1. Corpus

Le tableau 6 ci-après présente quelques exemples représentatifs de ces services, accompagnés de références d'études sur leurs implications environnementales. Pour chacune d'entre elles sont présentés la méthode d'analyse utilisée et les indicateurs avec lesquels les résultats sont exprimés.

Service	Etudes	Méthodes	Indicateurs
<i>e-commerce</i> Remplacer un achat en magasin par un achat en ligne suivi d'une livraison à domicile	Sivaraman <i>et al.</i> (2007) Weber <i>et al.</i> (2009) Caudill <i>et al.</i> (2000) Miyamoto <i>et al.</i> (2001) Gay <i>et al.</i> (2005)	THA P-LCA P-LCA P-LCA IO-LCA	multi-substances énergie et CO ₂ énergie et CO ₂ CO ₂ multi-substances
<i>e-paper</i> Remplacer la lecture sur papier par la lecture sur format informatique (ordinateur ou e-book)	Gard et Keoleian (2002) Toffel et Horvath (2004) Hischier et Reichart (2003) Moberg <i>et al.</i> (2010)	P-LCA THA P-LCA P-LCA	énergie multi-substances indicateur unique agrégé multi-indicateurs
<i>e-learning</i> Remplacer un cours en salle par un cours en ligne	Takahashi <i>et al.</i> (2005)	P-LCA	CO ₂
<i>téléchargement de musique</i> Remplacer l'achat d'un CD par le téléchargement de musique à un format informatique	Weber <i>et al.</i> (2010)	P-LCA	CO ₂
<i>visioconférence</i> Remplacer le déplacement des participants à une réunion par un échange audiovisuel	Takahashi <i>et al.</i> (2004) Malmodin <i>et al.</i> (2010a) Loerincik (2006) Toffel et Horvath (2004)	P-LCA P-LCA THA THA	CO ₂ CO ₂ multi-indicateurs multicritère
<i>récolte de données</i> Remplacer une récolte de données manuelle (impliquant des déplacements) par une récolte automatisée par des capteurs.	Bouzin (2008)	P-LCA	multi-indicateurs

Tableau 6 - Exemples de services présentant un potentiel de dématérialisation. P-LCA : process based life cycle assessment. IO-LCA : input/output life cycle assessment. THA : tiered hybrid analysis. « Multi-substances » signifie que les résultats sont donnés en termes de volumes de substances. « Multi-indicateurs » signifie que les résultats sont donnés en termes d'indicateurs d'impact environnemental.

2.3.2. Critique méthodologique

Comme pour l'analyse environnementale d'infrastructures, les auteurs d'analyses de services virtualisés ne font pas état de problèmes méthodologiques majeurs. Malmodin *et al.* (2010a) ont par exemple proposé une méthode d'ACV comparative de services conventionnels et virtualisés - qui entérine une méthode informellement utilisée par la communauté - sans identifier d'élément méthodologique problématique. Nous soulevons cependant ici quatre questions que ces analyses posent : leur dépendance aux scénarios, l'influence des critères d'évaluation, la comparabilité des fonctions des alternatives virtualisées et conventionnelles, et enfin la question ontologique des impacts « positifs ».

2.3.2.1. Influence des scénarios

Les résultats des études présentées plus haut sont pour la plupart mitigés, car très sensibles aux scénarios dont ils sont issus. Par exemple, Sivaraman *et al.* (2007) comparent deux services de location de DVD : un service en magasin et un service de livraison en ligne. Leurs résultats sont globalement favorables à l'alternative en ligne,

mais la différence est majoritairement due, non pas à une meilleure chaîne logistique, mais à une différence de conditionnement. Dans le cas de la vente en magasin, l'emballage du DVD est remplacé par un emballage spécial pour la location, ce qui fait que deux emballages sont comptés pour ce cas contre un seul dans le cas du service en ligne. Weber *et al.* (2009) ont de leur côté comparé l'achat en ligne ou en magasin d'une carte mémoire. Leur étude penche également en faveur de l'alternative en ligne, mais ce résultat ne tient que sous l'hypothèse que le client rejoint le magasin en voiture. Gard et Keoleian (2002) quant à eux, ne peuvent conclure dans leur étude comparative du livre et du e-book. Aucune de ces deux alternative n'est meilleure pour l'ensemble des scénarios considérés, pour lesquels les auteurs font varier certains paramètres comme le nombre de lectures, les transports utilisés, une éventuelle impression du e-book, etc. Enfin, la comparaison du journal papier et du journal électronique par Hirsch et Reichart (2003) dépend grandement du mix énergétique, du nombre de lecteurs du journal papier et du temps de lecture du journal électronique.

La différence d'impacts entre les services virtualisés et leur pendant conventionnel semble donc souvent tenir aux scénarios sur lesquels se basent les études, dont les paramètres sont dans la réalité très mouvants. Ceux-ci sont par ailleurs plus organisationnels et comportementaux que techniques, portant ainsi à dire que l'avantage environnemental n'est pas strictement porté par les technologies mais plutôt par leurs usages. Il est donc difficile de conclure quant à l'apport des TIC à une éventuelle dématérialisation de l'économie, les résultats de ces études étant à la fois peu robustes et très spécifiques à leurs objets (Abukhader et Jönson, 2004; Yi et Thomas, 2007).

2.3.2.2. Influence des critères d'évaluation

Une partie significative de ces études n'évalue l'impact des services virtualisés qu'au regard d'un seul critère (le plus souvent énergie et/ou CO₂), et n'en offrent donc qu'une représentation partielle susceptible de biaiser les interprétations. L'influence du choix des critères sur les résultats peut être constatée au travers de l'étude de Lelah *et al.* (2011) sur l'optimisation d'un service de collecte de déchets de verre. Le service optimisé nécessite l'utilisation de 60% de moins d'énergie que le service non optimisé, et rejette 80% de moins de gaz à effet de serre. En revanche, cette comparaison est inversée sur cinq autres indicateurs, comme l'utilisation de ressources naturelles ou la production de déchets dangereux.

Ce résultat semble typique des services ayant un potentiel de dématérialisation où l'on remplace un processus physique utilisant de l'énergie par une production et une utilisation d'électronique : il s'agit en quelque sorte de remplacer un système fortement utilisateur d'énergie à l'utilisation (par exemple le transport) par un autre fortement utilisateur de ressources rares à la production (de l'équipement électronique). Dufrene (2011) observe ainsi, dans le cas d'un serveur, que différents impacts environnementaux peuvent être dominés par différentes phases du cycle de vie : alors que les impacts corrélés avec l'utilisation d'énergie sont dominés par la phase d'usage, le critère *raw material depletion* est spécifiquement affecté par la phase de production.

L'évaluation de services virtualisés au travers d'un seul indicateur corrélé avec l'utilisation d'énergie s'avère donc insuffisante. Une vision monocritère serait de nature à faire oublier les impacts de la production au bénéfice de ceux de l'opération, puisque ces premiers s'avèrent ne pas être significatifs au regard du critère de jugement. L'évaluation des services virtualisés doit être faite au travers d'indicateurs pouvant rendre compte de l'impact des matériels mis en jeu, sans quoi ces évaluations ne sauraient être que des confirmations de la pertinence de ces services pour la phase d'usage.

2.3.2.3. Comparabilité de systèmes aux fonctions différentes

Un des problèmes rencontrés par l'étude des services ayant un potentiel de dématérialisation est qu'elle met en jeu une comparaison de deux alternatives dont les fonctions ne sont pas strictement équivalentes. Nous avons rappelé plus haut le consensus de la communauté scientifique quant au fait que la comparaison de deux systèmes par l'analyse de cycle de vie ne pouvait se faire qu'à égalité de fonctions. Or, dans certains cas, la virtualisation change du tout au tout le rapport au service. Un exemple parlant est donné par le cas de la télérelève des compteurs d'eau de l'agglomération grenobloise étudiée par Bouzin (2008). L'étude compare une relève « manuelle » (déplacement d'un agent une fois par an), à une télérelève (capteur installé sur le compteur et transit des informations par un réseau sans fil urbain). L'étude montre que, si l'on compare la fonction « obtenir un relevé annuel », la relève manuelle a sans conteste moins d'impacts environnementaux. Cependant, la télérelève permet une fréquence de relevé plus importante sans frais supplémentaires, pouvant offrir un suivi personnalisé de la consommation d'eau et une détection des fuites.

Hischier et Reichart (2003) soulèvent également ce point dans le cas de la virtualisation du journal par l'e-paper. Ils remarquent par exemple qu'un journal papier ne peut être acheté qu'en entier, ce qui n'est pas le cas de son pendant électronique, qui peut être « feuilleté » par articles, la lecture d'un article ne nécessitant pas le téléchargement des autres. Une autre différence vient de la possibilité offerte par les journaux électroniques de renvoyer à d'autres médias par le biais d'hyperliens, si bien que la notion même de journal en tant qu'unité disparaît au profit d'une notion d'interface entre médias. Quelle est alors la fonction de référence : l'accès à un article donné ou à un bouquet d'articles constituant un tout ? Les auteurs montrent que les résultats sont, suivant ces deux références fonctionnelles, alternativement en faveur de la solution papier ou de la solution électronique.

A travers la virtualisation, ce sont les usages qui changent, ainsi que les fonctions que l'on attend des produits et des services. Nous sommes face à des innovations de rupture. Il est ainsi difficile de trouver une référence de comparaison entre le service conventionnel et son pendant virtualisé. Différents produits peuvent de plus induire différentes réponses de consommation, et raisonner à fonctionnalité constante ne permet pas de prendre en compte les dynamiques de la consommation (Schneider *et al.*, 2001). L'unité fonctionnelle définie comme « quantité de service délivré par le système considéré » échoue dans son rôle de point de comparaison, et ne permet pas de simplifier le processus décisionnel. Ainsi l'unité fonctionnelle doit-elle dans ce

contexte être considérée plus comme une variable que comme une constante, comme (Hischier et Reichart, 2003) le proposent.

2.3.2.4. Impacts positifs/évités

La capacité des services virtualisés à participer à la dématérialisation est couramment représentée par le terme d'impact « positif »⁴⁹. Cette expression renvoie confusément à l'existence d'une influence positive de l'information sur l'environnement, sans qu'il n'existe pour autant de définition claire de ce que l'adjectif « positif » peut signifier pour un impact environnemental. Pour éviter tout jugement de valeur ou confusion, nous rappelons que ce qui est appelé impact positif d'une information est en réalité une augmentation de l'efficacité environnementale entre deux versions d'un même système fonctionnel. Ainsi, dans le cas de la virtualisation, il s'agit de mettre en concurrence deux systèmes fournissant la même fonction, en espérant que le système virtualisé ait moins d'impacts que le système conventionnel. Les deux systèmes en comparaison n'existent pas simultanément, et l'on compare les impacts d'un système avec ceux d'un autre système qui pourrait le remplacer. Cette différence ne constitue pas un impact en tant que tel, mais un évitement d'impact, ce que Souchon Foll appelle un « effet de substitution » (Souchon Foll, 2008).

Notons également que ces impacts évités ne peuvent être considérés comme tels que sous l'hypothèse d'une substitution effective du service conventionnel par le service virtualisé. Or cette substitution peut s'avérer être incomplète, entraînant un chevauchement de l'usage du service conventionnel et du service virtualisé, voire une stimulation réciproque des deux usages, une complémentarité (Mokhtarian, 2002). Le service virtualisé peut également être utilisé là où aucun usage ne préexistait. Les différences fonctionnelles entre services conventionnels et virtualisés peuvent ici jouer un rôle : les deux systèmes ne remplissant pas exactement les mêmes fonctions, les deux peuvent être utilisés à tour de rôle ; l'un n'exclut pas l'autre. La différence d'impact dépend donc des deux technologies de service, mais également de la hauteur de leur substitution. Il serait donc abusif de la présenter comme étant uniquement due au service virtualisé, et donc de la faire apparaître comme une valeur négative dans le bilan des impacts du service virtualisé.

Dans les faits, ces études n'allouent effectivement pas d'impacts positifs aux services virtualisés, mais fournissent des comparaisons entre services conventionnels et virtualisés. En revanche, les différences d'impact entre ces deux versions sont généralement interprétées comme étant des impacts positifs. Cette interprétation n'est pas valable car elle fait l'amalgame entre l'analyse comparative de deux systèmes et l'analyse du processus de substitution de l'un par l'autre. Autant il est possible d'affecter une réduction d'impacts au *processus de substitution*, autant il n'est pas possible d'affecter cette réduction à l'un des deux systèmes. Cette distinction entre comparaison de deux systèmes et analyse d'un processus de substitution touche à la différence entre ACV attributionnelle et ACV conséquentielle. L'ACV attributionnelle a pour but de décrire les flux physiques entrants et sortants d'un système. L'ACV

⁴⁹ On en trouvera l'illustration chez Berkhout et Hertin (2001), Matsumoto et al. (2005), Hilty et al. (2006), Loerincik (2006), Malmodin et al. (2010b), pour ne citer que ces exemples.

conséquentielle a quant à elle pour but de décrire les changements intervenant dans ces flux physiques suite à une prise de décision (Ekvall et Weidema, 2004). L'ACV attributionnelle permet seulement d'effectuer une comparaison entre deux systèmes concurrents. L'ACV conséquentielle permet en revanche d'analyser le processus de substitution de l'un par l'autre, son cadre d'analyse étant plus large et intégrant notamment des réflexions économiques sur la substituabilité de ces systèmes. Les évitements d'impacts ne peuvent donc apparaître que dans le cadre d'ACV conséquentielle, et non dans le cadre d'ACV attributionnelle telles que celles présentées ici. Une attention particulière doit donc être portée à la formulation de conclusions en cohérence avec les résultats que les méthodes utilisées peuvent donner.

2.3.3. Enseignements

La revue de la littérature nous montre que la question des implications environnementales des services virtualisés soulève majoritairement des problèmes d'ordre organisationnel et comportemental – comme la gestion de la chaîne logistique ou les habitudes de consommation⁵⁰. Cette question semble donc moins porter sur la conception des systèmes technologiques que sur leurs usages et leurs combinaisons avec les autres techniques. Les TIC impliquent de plus une redéfinition des usages dans les domaines où elles s'appliquent. La question est moins de comparer deux solutions techniques pour un même besoin que de comparer deux systèmes de fonctionnement. Nous sommes donc devant des problématiques de conception de Systèmes Produit-Service (SPS) plus que de conception de produit, d'infrastructure ou de service. Ceci appelle à considérer dans la conception de ces services, non seulement les outils technologiques, mais également le réseau de leurs parties prenantes (Maussang-Détaille, 2008). Ceci fait dire à Faucheux et Nicolai (2011) que les applications des TIC sont des « innovations collectives », c'est-à-dire mettant en jeu des parties prenantes variées et des facteurs internes et externes qui influencent leur implémentation. Notre revue semble indiquer que, pour aller dans le sens d'un progrès environnemental, leur développement doit s'appuyer sur des considérations organisationnelles, comportementales et institutionnelles, comprenant et allant au-delà des considérations techniques. Il en résulte une tension entre, d'une part une vision microéconomique, mesurant uniquement l'offre à l'aune d'une 'efficacité environnementale' figée dans un scénario d'usage, et d'autre part une vision macroéconomique, pouvant rendre compte des dynamiques animant offre et demande, telles que les effets rebonds. Ces deux points de vue ont leurs logiques propres, et il est tout à fait possible qu'il se produise une discordance entre les opportunités d'optimisation locale (micro) et l'impact global des économies (macro). (Berkhout et Hertin, 2001; Mokhtarian, 2002; Sui et Rejeski, 2002; Abukhader, 2008).

Se pose alors la question de la pertinence de l'ACV pour rendre compte des implications de la virtualisation. De fait, en tant que simple « règle de calcul », l'ACV ne peut rendre compte par elle-même d'aucune dynamique, sans que ses données d'entrée ne les intègrent en elles-mêmes. L'approche fonctionnelle de l'analyse

⁵⁰ Ce constat est également effectué par Plepys (2002).

environnementale adopte le point de vue de l'offre technique de service, et ne prend pas en compte les dynamiques de la demande. Elle ne permet donc pas de juger de la pertinence environnementale des services virtualisés. Mais cette insuffisance est sans doute le résultat d'une question trop ambitieuse. Si l'approche fonctionnelle est trop partielle pour répondre à la question « les TIC permettent-ils une certaine dématérialisation ? », sans doute peut-elle répondre à la question « comment concevoir les services afin qu'ils contribuent effectivement à la dématérialisation, afin que la virtualisation se solde effectivement par une diminution d'impact environnemental de la fonction désirée » ? Insuffisance n'est donc pas inutilité : et dans ce cas, quels peuvent être les apports de l'analyse environnementale dans le développement de services contribuant à la dématérialisation ?

Ceci questionne également la pertinence de l'éco-conception pour contribuer au développement de services participant effectivement à une dématérialisation. Le niveau organisationnel de cette problématique questionne la capacité des parties prenantes à orienter individuellement ce développement. Quelles marges de manœuvre ont les entreprises qui développent ces services ? Devant l'inexistence de la littérature sur l'éco-conception des services basés sur les TIC, se pose la question du positionnement de cette discipline dans le cadre de la dématérialisation. Que signifie éco-concevoir un service d'optimisation ou un service virtualisé ?

2.4. Analyses de réseaux de capteurs

La problématique environnementale est peu présente dans la littérature relative aux réseaux de capteurs. Lorsqu'elle l'est, c'est au travers de leurs bénéfices prévus ou existants, c'est-à-dire au travers de ce que nous avons appelé les impacts indirects. La question des impacts directs reste peu traitée, et les exemples d'analyses environnementales de réseaux de capteurs sont rares : seules quatre études présentées ci-après s'étant attelées à cette tâche. Parmi ces quatre réseaux étudiés, trois s'inscrivent dans un service d'optimisation, le dernier s'inscrivant dans un service de virtualisation.

2.4.1. Corpus

Dubberley *et al.* (2004) ont analysé un système de gestion de l'éclairage intérieur basé sur des capteurs de présence humaine. Le système gère de manière autonome l'éclairage des bâtiments en fonction de la présence ou non de personnel, permettant ainsi d'économiser de l'électricité. Selon les résultats de l'étude, l'impact du système sur un an d'exploitation est, selon les 9 catégories d'impact étudiées, de 18 à 344 fois moindre que les économies qu'il permet de faire sur cette même période. Cependant, la présentation des données d'entrée de l'étude est très sommaire et ne permet pas une analyse critique.

Nous l'avons vu plus haut, Lelah *et al.* (2011) ont analysé les impacts d'un système d'optimisation de la collecte de déchets de verre. Le système étudié permet de connaître en temps réel l'état de remplissage des points d'apport volontaire de déchets de verre, et permet ainsi d'optimiser les tournées de collectes en évitant de relever les points d'apport vides. Les résultats de cette étude sont plus mitigés : si le système est intéressant au vu des indicateurs fortement corrélés avec le volume de

carburant utilisé pour la collecte – comme les indicateurs de réchauffement climatique, de toxicité de l’air, ou d’épuisement des ressources énergétiques, il ne l’est pas au vu des impacts typiques de la production de produits électroniques – comme la toxicité de l’eau, l’épuisement des ressources en matières premières ou la production de déchets dangereux.

Nous avons également soulevé plus haut l’étude de Bouzin (2008) qui compare deux techniques de relève des compteurs d’eau : la relève manuelle (déplacement d’un employé une fois par an) et la « télérelève » grâce à un réseau de capteurs. L’étude montre que, à fonction égale, les impacts de la télérelève sont d’un ordre de grandeur plus élevés que ceux de la relève manuelle. En revanche, la télérelève a un intérêt supplémentaire : elle permet de surveiller le réseau et donc d’en détecter les fuites. Cependant, les fuites évitées ne compensent pas pour autant les impacts du réseau.

Enfin, Loerincik (2006) a réalisé l’analyse par tiered hybrid analysis d’un système de monitoring visant à optimiser des services urbains. Il ne s’agit pas à proprement parler de réseau de capteurs sans fil, mais d’un nombre restreint de stations d’acquisition (PC) dont les données sont centralisées sur un serveur via le réseau câblé de la ville. Quoi qu’il en soit, les résultats de l’étude sont encourageants : d’un point de vue environnemental comme économique, le système de télésurveillance semble bénéfique, et ses impacts environnementaux sont inférieurs d’un facteur 2 à 5,5 à ses bénéfiques. Cependant, les indicateurs utilisés ne permettent pas de bien mesurer les impacts de l’infrastructure mise en œuvre (consommation d’énergie primaire non renouvelable, émissions de CO₂ et NO₂). Les plus grands contributeurs aux impacts sont la recherche et développement et l’installation du réseau câble TV (utilisé partiellement par le service), les équipements électroniques ne représentant qu’une part marginale des impacts. Ce résultat semble être grandement dû à la méthode utilisée, basée sur les montants des dépenses réalisées.

2.4.2. Critique méthodologique

Au regard des méthodes d’analyses environnementales telles que l’ACV, qui considère un rapport linéaire entre les flux physiques et les impacts environnementaux, l’impact environnemental d’un système est la somme de ceux de ses constituants. L’impact d’un réseau de capteurs correspond donc à la somme des impacts des équipements le composant. Or les réseaux sont généralement constitués d’équipements d’un ou d’un faible nombre de modèles. En simplifiant, on pourrait donc considérer que l’impact d’un réseau correspond à la somme des impacts de chaque modèle, pondérée par le nombre de leurs représentants. C’est le postulat que semblent adopter les études que nous venons de présenter, et que nous formalisons au travers de l’équation ci-après.

$$IE = \sum_{e \in \Omega_e} i_e = \sum_{t \in \Omega_t} n_t \cdot i_t \quad (1)$$

Où :

- IE est l’impact environnemental du réseau dans son ensemble ;
- Ω_e est l’ensemble des équipements du réseau ;
- i_e est l’impact de l’équipement e ;

- Ω_t est l'ensemble des types d'équipements du réseau ;
- n_t est le nombre d'équipements de type t ;
- i_t est l'impact d'un équipement de type t .

Deux problèmes s'opposent cependant à cette modélisation :

- La durée de vie des équipements peut être différente de celle du réseau, et questionne la détermination du nombre d'équipements nécessaires à l'opération d'un réseau sur une période donnée.
- La durée de vie de chaque équipement est fortement conditionnée par son contexte, tous les équipements d'une même catégorie n'ayant donc pas le même impact.

La consommation énergétique des équipements est une problématique cruciale dans le domaine des réseaux de capteurs sans fil, car elle limite les fonctionnalités et la durée de vie des équipements (Akyildiz *et al.*, 2002; Suri *et al.*, 2006; Mathúna *et al.*, 2008; Yick *et al.*, 2008). Ces réseaux sont généralement dédiés à la surveillance de phénomènes dans des milieux difficiles, et sont censés fonctionner sans intervention humaine ni infrastructure support. De manière à être entièrement autonomes, ces équipements sont donc alimentés par des batteries, dont le remplacement, quand il n'est pas impossible, est souvent prohibitif. Devant s'adapter à des environnements hostiles, les capteurs peuvent être conçus de manière à résister aux agressions de leur environnement (intempéries, chocs, vibrations, vandalisme, etc.), et sont par conséquent indémontables, rendant impossible la séparation des batteries. En conséquence, ces équipements sont dotés à la fabrication d'une quantité limitée d'énergie mettant en balance leurs performances et leur durée de vie : plus ils effectuent de tâches, plus leur vie est courte. Dans le cas où ces équipements sont essentiels au fonctionnement du service, il est alors nécessaire de les remplacer, ce qui suppose l'apport de nouvelles activités et de matériaux. Dans le cas où ils ne seraient pas remplacés, il faut tout de même compter sur une éventuelle dégradation du service.

Autre particularité : les équipements de réseau sont des objets communicants. Leur activité est, au moins partiellement, faite de réactions aux stimulations provenant de leur environnement. Cet environnement comprend les phénomènes qu'ils surveillent, les équipements avec lesquels ils peuvent entrer en interaction, ainsi que diverses perturbations environnementales (électromagnétiques notamment). Leur consommation énergétique et donc leur durée de vie sont conditionnées par leurs activités, et par conséquent par le système dans lequel ils s'intègrent et par la place qu'ils y occupent. De plus, par définition, l'environnement dans lequel se place un capteur n'est pas prévisible, car, dans le cas contraire, il ne serait pas nécessaire d'installer un capteur. Enfin, dans le cas de réseaux denses, la fréquence des interactions peut faire intervenir des phénomènes synergétiques complexes. Par conséquent, d'une part la durée de vie de chaque équipement est grandement liée à son environnement, mais d'autre part, sa détermination est complexe.

2.4.3. Enseignements

Comme pour les TIC en général, les impacts varient fortement entre les applications des réseaux de capteurs, la balance ne penchant pas toujours du côté des effets indirects. Le volume des études existantes semble encore insuffisant pour tirer des conclusions générales quant à la pertinence environnementale de ces technologies. De nouvelles analyses, sur ces cas d'application et sur d'autres, sont donc nécessaires afin de comprendre quels sont les paramètres de ces systèmes qui influent sur leur pertinence environnementale.

D'un autre côté, des améliorations méthodologiques sont nécessaires. Les quatre études présentées plus haut ne prennent pas en compte ni n'évoquent les dynamiques que nous avons identifiées, et considèrent les réseaux comme des entités homogènes stables dans le temps. Si cette simplification néglige nécessairement une part des impacts de la phase d'usage des réseaux, la question reste de savoir comment l'éviter. Autrement dit : comment rendre compte de la dynamique complexe des équipements dans le réseau ? La question porte plus sur la manière de modéliser le réseau que sur celle d'en calculer les impacts.

3. Conclusions

Cette revue de littérature montre que l'application de l'analyse environnementale aux TIC peut être améliorée par de nombreuses voies. L'éco-conception, quant à elle, semble dans le domaine être cantonnée à l'amélioration des équipements, aucune contribution n'ayant été trouvée sur l'éco-conception des infrastructures et services. En ce qui concerne les réseaux de capteurs, aucune méthode d'analyse n'a été formalisée, bien qu'une telle analyse soit concernée par certains problèmes méthodologiques que nous avons soulevés.

Nous nous attacherons donc à formaliser une méthode d'analyse et d'éco-conception dépassant un niveau de réflexion focalisé sur les seuls équipements. Nous nous intéresserons donc aussi bien aux équipements qu'à leur intégration dans une infrastructure et au service qu'ils contribuent à générer.

Nous avons vu que l'application de l'ACV aux équipements électroniques rencontre des problèmes de fiabilité. Des efforts sont à ce titre nécessaires quant au développement et à la maintenance de bases de données reflétant la diversité des composants existants, ainsi qu'à l'harmonisation des méthodes des praticiens et développeurs de bases de données. Il ne nous appartient pas ici de traiter ces problèmes qui dépassent nos capacités d'action. Nous nous contenterons d'avoir relevé la pertinence de ces problèmes dans le domaine des TIC, en appelant à de nouvelles recherches.

Nous avons vu que les analyses environnementales d'infrastructures de télécommunications ne définissent le cycle de vie de leurs objets d'étude que de manière sommaire, ne rendant ainsi pas compte de leur complexité. Elles ne font également pas le lien entre les impacts environnementaux et les caractéristiques fonctionnelles, ouvrant ainsi peu la voie à des initiatives d'éco-conception.

Nous nous attacherons donc à rechercher une manière de définir clairement le cycle de vie de l'infrastructure, et veillerons à lier impacts et fonctions.

L'analyse de l'application de l'ACV aux services virtualisés a renouvelé la nécessité de comparer les impacts au travers d'une analyse multicritère. Elle nous a également permis de nous poser la question du sens que peuvent avoir les impacts « positifs » que l'on attribue aux TIC, et dont nous avons montré qu'il s'agit d'impacts évités. Nous avons également soulevé la difficulté que recèle la comparaison d'un service conventionnel avec son pendant virtualisé, en raison des différences fonctionnelles qu'ils peuvent montrer. Enfin, nous avons mis en évidence la sensibilité de la pertinence environnementale des services virtualisés aux scénarios d'usage, sensibilité indiquant que la conception d'une solution technique n'est pas suffisante pour garantir un progrès environnemental, mais qu'il est au contraire nécessaire d'intégrer la question de l'usage dans la conception de ces technologies.

Nous nous attacherons donc à définir ce que nous appellerons « impacts indirects » dans le cadre des services informationnels, c'est-à-dire les impacts induits par l'utilisation de l'information, ainsi qu'à préciser les modalités de leur prise en compte et de leur interprétation.

Enfin, l'analyse des réseaux de capteurs nous a montré que les études actuelles ne rendaient pas compte de la complexité de ces infrastructures. D'une part elles font l'hypothèse que les cycles de vie des équipements sont concomitants, d'autre part elles ne prennent pas en compte les interactions des équipements et leur sensibilité au contexte dans lequel ils sont placés.

Nous nous attacherons donc à préciser les moyens de prendre en compte cette complexité, en proposant une méthode permettant d'analyser le comportement des équipements de réseaux.

Chapitre 3 – Méthode d’analyse environnementale et d’éco-conception des services d’optimisation basés sur des réseaux de capteurs

Les chapitres précédents nous ont montré que si la littérature existante sur les impacts des services est restreinte, celle portant sur les impacts des technologies de l’information et de la communication est quant à elle plus développée. Celle-ci s’intéresse essentiellement aux impacts des matériels électroniques et des infrastructures de télécommunication, et à la comparaison d’alternatives physiques et virtuelles d’un même service. Elle s’intéresse cependant plus aux matériels qu’aux services : sont analysées les infrastructures qui rendent les services plus que les services eux même. La question du lien entre impacts environnementaux et performances fonctionnelles, essentielle aux démarches d’éco-conception, est peu traitée. Cette littérature n’offre donc pas de cadre méthodologique précis pour améliorer les services ayant un potentiel de dématérialisation, a fortiori les services d’optimisation.

Ce chapitre présente les réponses que nous proposons d’apporter aux manques ainsi identifiés. Nous traitons la question de l’impact de l’information et formalisons un cadre générique pour l’analyse des services informationnels. Nous détaillons ensuite ce cadre pour le cas des services d’optimisation basés sur des réseaux de capteurs, services pour lesquels nous proposons une méthode intégrée d’analyse et d’éco-conception. Ceci nécessite au préalable de répondre aux problèmes inhérents à l’analyse environnementale des réseaux de capteurs soulevés par le chapitre précédent. Nous proposons à cette fin un modèle de représentation des impacts des réseaux de capteurs ainsi qu’une méthode permettant leur analyse. Nous présentons enfin l’implémentation de cette méthode au travers d’un outil de calcul d’impacts basé sur la simulation de réseau.

1. Impacts environnementaux d’un service informationnel

En dépit du statut de substance éthérée qui lui est généralement conféré, l’information n’est pas dénuée de toute implication environnementale. La contribution de référence de Berkhout et Hertin (2001) sur les impacts environnementaux des technologies de l’information et de la communication en est déjà une démonstration partielle. Ces auteurs distinguent trois ordres d’impacts : effets directs, indirects et structurels. Le premier ordre regroupe les impacts du cycle de vie des équipements informatiques (tels qu’introduits en section 1.3.2 du chapitre 1, « Le poids des octets »). Le deuxième ordre couvre les modifications d’impacts induites par l’application des TIC (par exemple : réduction d’impact due à l’augmentation de l’efficacité d’un processus). Le troisième ordre regroupe les effets structurels

qu'induisent l'introduction des TIC (par exemple : effets rebonds). En d'autres mots, le premier ordre regroupe les impacts des moyens de création de l'information, le deuxième et le troisième ordre regroupent quant à eux les impacts des conséquences de l'utilisation de l'information. Est donc inscrite en filigrane de cette classification des impacts des TIC une classification des impacts de l'information en elle-même : ceux de sa génération et de son utilisation.

Nous définissons dans cette section ce que nous entendons par l'impact d'une information. Ceci nous permettra par la suite de proposer une formulation des impacts environnementaux des services informationnels.

1.1. Les impacts d'une information

Nous discutons ici d'une classification des impacts de l'information semblable à celle donnée par Berkhout et Hertin (2001) dans le cadre des TIC, c'est-à-dire identifiant comme générateurs d'impacts d'une part les moyens de génération d'information, et d'autre part l'utilisation de cette information. Nous défendons ainsi que l'information a deux types d'impacts : les impacts directs – induits par leur génération ; les impacts indirects – induits par les conséquences de leur existence.

1.1.1. Impacts directs : la fabrication de l'information-objet

Le concept d'information est ambigu et renvoie conjointement à l'information-*objet*, c'est-à-dire l'exemplaire, le support pouvant être lu et interprété, et à l'information-*sujet*, le signifié immatériel, c'est-à-dire l'idée comprise et vécue par une personne. Notamment lorsqu'elle fait l'objet d'un commerce, quand il est nécessaire de la stocker, de la dupliquer, de la diffuser ou de la traiter, l'information est médiatisée. Elle nous est alors sensible au travers d'un support (Peaucelle, 1986), d'une composante physique, se substituant au geste et à la parole et constituant un *exemplaire* de l'information (pierre gravée, traces dans du sable, livre, mémoire électronique, etc.). Nous qualifierons dans le reste de ce document de « direct » les impacts engendrés par la génération d'information et de ses exemplaires.

1.1.2. Impacts indirects : l'usage de l'information-sujet

Outre l'impact de la fabrication de l'information en tant qu'objet, l'information en tant que sujet agit au travers des décisions prises à sa lueur, comme un modificateur des impacts d'autres activités. L'information sert en effet à décider (Peaucelle, 1986), et l'activité d'un système peut être modifiée par la connaissance d'information le concernant. Un consommateur peut ainsi être incité à modifier sa consommation de gaz après avoir pris connaissance de sa facture. Un site de production peut modifier ses activités suite à la prise de connaissance d'informations relatives à leurs rejets dans l'environnement.

Si l'information a bien une conséquence environnementale, il n'est cependant pas correct de parler d'impact environnemental de l'information. L'information-sujet est immatérielle, son utilisation n'est pas un processus physique nécessitant des intrants et émettant des sortants. L'information ne génère donc pas d'impact en elle-même. Cependant, l'information modifie l'impact du système sur lequel elle porte – système

que nous désignerons par *domaine d'application*. Les conséquences environnementales de l'information doivent donc être abordées par comparaison : elles sont définies par la différence d'impact environnemental du domaine d'application dans deux situations hypothétiques concurrentes, le cas où l'information est mise en œuvre et le cas où elle n'est pas mise en œuvre.

S'il y a bien un lien entre l'existence d'une information et la modification des impacts de son domaine d'application, il serait également incorrect d'y voir un rapport de cause à effet : l'information n'a de conséquences que parce qu'un acteur en prend connaissance, prend une décision et met en œuvre des actions répondant à cette décision. Le rapport entre l'information et l'impact environnemental de son application est donc médiat et contingent. Nous généralisons donc ici le propos de Loerincik (2006) pour qui les bénéfices environnementaux des TIC ne sont pas des conséquences directes de leur installation : ils sont le résultat de la mise en œuvre d'actions permises par la prise de connaissance des données que ces systèmes fournissent.

Ces spécificités font qu'il est nécessaire d'analyser les conséquences environnementales de l'information dans le cadre d'une ACV conséquentielle. En opposition à l'ACV attributionnelle, dont le but est de décrire les flux physiques entrant et sortant d'un système, l'ACV conséquentielle a pour but de décrire les changements intervenant dans ces flux physiques provoqués par une prise de décision (Ekvall et Weidema, 2004). Ce qui est manipulé dans une ACV conséquentielle ne sont donc pas des impacts, mais des différences d'impacts. L'utilisation de cette méthode permet d'évaluer l'impact des changements que la prise de décision rendue possible par l'information a provoqués dans le domaine d'application.

Par abus de langage et par confort, nous parlerons tout de même « d'impacts indirects » - par opposition aux impacts « directs » de la production de l'information – en gardant à l'esprit qu'il ne s'agit pas à proprement parler d'impacts, mais de différence d'impacts entre deux systèmes. Notons que dans le cas où les conséquences d'une information vont dans le sens d'une diminution de l'impact de son domaine d'application, la comparaison fait apparaître des flux « négatifs ». Ce chiffre négatif ne signifie en rien la génération d'impacts positifs sur l'environnement, mais simplement qu'un des deux systèmes génère moins d'impacts. Il s'agit d'évitement d'impacts.

1.1.3. Modèle d'impact d'une information

La définition des impacts directs et indirects de l'information nous permet de proposer un modèle d'impacts environnementaux de l'information. De même que « le gain [...] lié à l'emploi de l'information doit être diminué du coût des systèmes d'information mis en œuvre » (Peaucelle, 1986, p. 428), le calcul du coût environnemental d'une information doit faire apparaître conjointement l'investissement qu'il représente et les modifications qu'il apporte à son domaine d'application. En d'autres mots, doivent être comptés les impacts directs comme indirects. Nous proposons donc de formuler l'impact de l'information comme suit.

$$E = D + I \quad (2)$$

Où :

- E est l'impact environnemental de l'information, ou, à proprement parler : les changements d'impacts induits par la génération et l'utilisation de l'information ;
- D est l'impact direct de l'information ;
- I est son impact indirect, défini par la comparaison entre deux configurations hypothétiques et concurrentes du domaine d'application :

$$I = \Omega_1 - \Omega_0 \quad (3)$$

Où :

- Ω_0 est l'impact environnemental du domaine d'application dans le cas où l'information n'est pas mise en œuvre (et éventuellement n'existe pas) ;
- Ω_1 est l'impact environnemental du domaine d'application dans le cas où l'information existe et est mise en œuvre ;

Une valeur de I négative traduit le fait que l'information permet une réduction des impacts environnementaux de son domaine d'application : ceux-ci sont moins importants dans le cas où l'information est connue et mise en œuvre que dans le cas où l'information n'existe pas et n'est pas mise en œuvre. Un résultat positif traduit au contraire une augmentation de l'impact due à la mise en œuvre de l'information. Une valeur de E négative traduit quant à elle le fait que le système complet composé par la génération de l'information et sa mise en œuvre dans son domaine d'application est moins impactant que ce même domaine d'application sans l'existence de l'information. En d'autres termes :

$$E < 0 \Leftrightarrow I + \Omega_1 - \Omega_0 < 0 \Leftrightarrow I + \Omega_1 < \Omega_0 \quad (4)$$

Dans la pratique, nous préférons manipuler des chiffres qui représentent des impacts plutôt qu'une différence d'impacts. On s'attachera ainsi, plus qu'à calculer le terme E , à calculer séparément les deux termes de cette dernière inéquation ($I + \Omega_1$ et Ω_0), qui, eux, représentent des impacts. En d'autres termes, on s'attachera à rester dans un cadre d'ACV attributionnelle plutôt que conséquentielle, dont le cadre d'analyse est plus large et intègre notamment des réflexions économiques qui ne sauraient être traitées ici.

Notons que le besoin de comparer les impacts potentiels de deux versions du même domaine d'application assujettit l'analyse au besoin de disposer de scénarios hypothétiques, dont l'utilisation est source d'incertitudes (Pesonen *et al.*, 2000) et influencent beaucoup les résultats (Sivaraman *et al.*, 2007; Reap *et al.*, 2008). De plus, les problèmes intrinsèques aux méthodes d'analyse environnementale font qu'il peut être hasardeux d'en tirer des conclusions du type « le système A est moins impactant pour l'environnement que le système B » (Finnveden, 2000) sans recourir à des règles de comparabilité conservatrices telle que la « rule of thumb » donnée par Finnveden et

Lindfors (1998)⁵¹. Les conclusions tirées du signe de l'inégalité présenté ci-dessus doivent donc être formulées avec prudence.

1.2. Modèle d'impacts de service informationnel

Nous considérons ici les services informationnels au sens de De Bandt (2004) : activités productrices de connaissances opérationnelles, c'est-à-dire comblant un besoin informationnel et pouvant servir l'action⁵². Nous proposons en figure 10 un modèle descriptif de ces services. Nous appelons *domaine d'application* l'objet sur lequel les informations manipulées par le service portent. Les *données brutes* sont les informations accessibles à l'opérateur du service, et qui nécessitent capture, transformation et/ou transmission pour être accessibles et utiles au client. Ces données peuvent provenir ou non du domaine d'application. Nous appelons *infrastructure* l'ensemble matériel permettant de traiter ces informations. Nous appelons *information* le résultat de ce traitement – résultat qui constitue le produit commercial du service. L'information, une fois intégrée par le client, lui permet d'effectuer une *action* sur le domaine d'application. Le *service informationnel* est constitué par l'opération de l'infrastructure permettant de produire l'information.

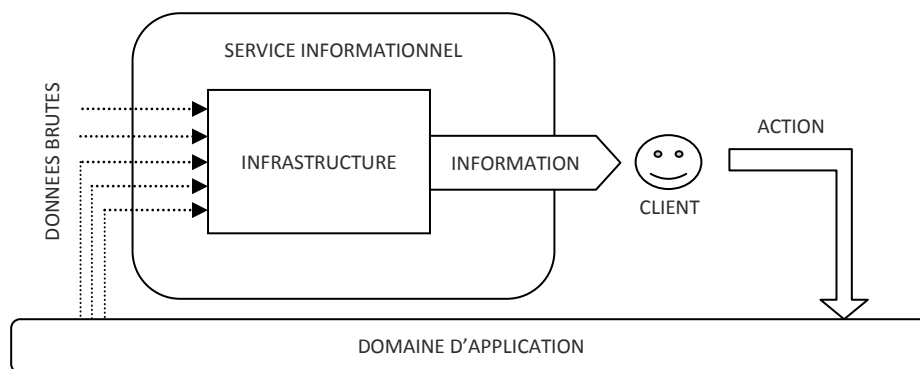


Figure 10 - Modèle descriptif d'un service informationnel.

D'une part les services informationnels sollicitent une infrastructure afin d'obtenir des données qu'ils pourront intégrer, générant ainsi des impacts directs. D'autre part ils produisent des informations qui pourront avoir une influence médiate sur leur domaine d'application, générant ainsi des impacts indirects. Les impacts des services informationnels correspondent donc aux impacts directs des données brutes qu'ils requièrent, et aux impacts indirects de l'information qu'ils produisent. L'équation 5 ci-après formule en termes mathématiques ce modèle d'impacts environnementaux.

⁵¹ Cette règle statue que les résultats de l'analyse de deux systèmes ne peuvent être considérés comme significativement différents que si ils diffèrent au minimum d'un certain facteur, allant de 2 à 100 en fonction des flux élémentaires utilisés.

⁵² Ne sont donc pas comprises dans cette définition les activités telles que les médias et l'éducation par exemple.

$$S = D_{data} + I_{info} \quad (5)$$

Où :

- S est l'impact du service informationnel, ou, à proprement parler : les changements d'impacts induits par l'utilisation du service informationnel ;
- D_{data} est l'impact direct des données brutes collectées par le service ;
- I_{info} est l'impact indirect de l'information générée par le service.

Afin de détailler plus avant cette formulation, nous pouvons dire que l'impact direct des données brutes est une fonction caractéristique de l'infrastructure qui collecte les données. Les variables de cette fonction sont les propriétés des données collectées, parmi lesquelles le volume des données transportées, la fiabilité ou la latence de leur transmission. De même, les impacts indirects de l'information sont fonction de la capacité de l'information à rendre possible une action sur le domaine d'application.

Nommons :

- D la fonction caractéristique de l'infrastructure de collecte qui à un lot de données associe l'impact de sa collecte ;
- I la fonction caractéristique qui à une information associe la différence d'impact qu'elle permet entre les deux versions du domaine d'application ;
- respectivement Φ_{data} et Φ_{info} l'ensemble des caractéristiques des données et de l'information ayant une influence sur les fonctions D ou I .

En détaillant l'équation 5 à l'aide de ces précisions, l'impact d'un service informationnel s'exprime ainsi :

$$S = D(\Phi_{data}) + I(\Phi_{info}) \quad (6)$$

Entreprendre une démarche d'éco-conception sur un service informationnel peut donc impliquer trois démarches conjointes :

- minimiser l'impact de la collecte d'un lot de données, autrement dit minimiser la fonction caractéristique D . Il s'agira ici d'éco-concevoir l'infrastructure de collecte des données.
- minimiser l'impact indirect d'une information opérationnelle, autrement dit la fonction I . Il s'agira ici de maximiser la différence entre les deux versions du domaine d'application si l'information générée permet de faire diminuer les impacts, ou de minimiser cette différence dans le cas où l'information engendre une augmentation des impacts. Il s'agit ici plus d'éco-utilisation, d'utilisation optimale de l'information générée par le service.
- déterminer les données et les informations dont les caractéristiques Φ_{data} et Φ_{info} minimisent les deux fonctions D et I . Il s'agira ici de définir les informations opérationnelles les plus pertinentes (c.-à-d. minimisant I) à partir d'un lot de données dont la collecte est peu impactante (c.-à-d. minimisant D). Il s'agit donc d'éco-concevoir l'information en elle-même.

2. Analyse environnementale de services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs

Nous proposons dans cette section une méthode d'analyse environnementale des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs. Ces services sont des services informationnels, et leurs impacts peuvent être décrits avec le modèle que nous venons de décrire. Dans un premier temps, nous nous intéresserons à leurs impacts directs à travers la proposition d'une méthode d'analyse des impacts des réseaux de capteurs basée sur un modèle de cycle de vie de réseau. Dans un second temps, nous aborderons leurs impacts indirects, plus difficiles à modéliser d'une manière générique à cause de la grande diversité des applications des réseaux de capteurs.

2.1. Impacts directs

Le calcul de l'impact direct des réseaux de capteurs doit compter avec le fait que, d'une part la durée de vie des équipements peut être différente de la durée d'exploitation du réseau, et d'autre part que cette durée de vie est dépendante de facteurs synergétiques intervenant dans le réseau. Il n'est pas possible de considérer le réseau comme un ensemble homogène d'équipements partageant la même temporalité. Ce type d'infrastructure sort donc du cadre traditionnel de la notion de cycle de vie, qui doit être revue au vue de ces spécificités. Dans cette section nous proposons de formaliser une méthode d'analyse environnementale de réseaux de capteurs basée sur un modèle de cycle de vie permettant de rendre compte du caractère dynamique de la matérialité des infrastructures.

2.1.1. Cycle de vie de réseaux de capteurs

L'influence de la consommation énergétique sur la durée de vie des équipements implique que le cycle de vie d'une telle infrastructure ne peut être représenté linéairement comme le cycle de vie d'un produit – généralement représenté comme une entité physique stable dans le temps, constituée lors de la fabrication, démantelée à sa fin de vie, et stable entre ces deux phases. La phase d'usage d'une infrastructure fait appel à de nombreuses activités de maintenance, de réparation et de remplacement de ses constituants, visant à entretenir le fonctionnement de l'ensemble. Le cycle de vie d'une infrastructure doit donc être vu comme une combinaison des cycles de vie de ses constituants plutôt que comme une entité monolithique.

2.1.1.1. Cycle de vie d'un système

Une illustration simple de ceci nous est donnée par le mythe du bateau de Thésée : « *D'après la légende grecque, rapportée par Plutarque, Thésée serait parti d'Athènes combattre le Minotaure. À son retour, vainqueur, son bateau fut préservé par les Athéniens : ils retiraient les planches usées et les remplaçaient - de sorte que le bateau resplendissait encore des siècles plus tard. Alors, deux points de vue s'opposèrent : les*

*uns disaient que ce bateau était le même, les autres que l'entretien en avait fait un tout autre bateau »*⁵³. En d'autres termes, il s'agit d'un système dont tous les éléments sont changés au fur et à mesure du temps, jusqu'à ce que, bien que fonctionnellement équivalent à ce qu'il était à sa construction initiale, il n'ait plus aucun matériau en commun avec ce qu'il était à sa mise en service.

Pour réaliser l'inventaire des flux de matières qui concourent au cycle de vie de ce système, il est insuffisant de considérer de quoi il est fait à un instant de sa vie, mais il est nécessaire de considérer la suite des matériaux qui l'ont constitué dans son histoire. Ainsi, à l'échelle du cycle de vie du système, une planche de la coque du bateau de Thésée n'est pas seulement un morceau de matière faisant partie d'une structure à un temps donné, mais la suite de ces morceaux qui se sont succédé pour remplir une certaine fonction structurelle. Le système est bien constitué d'un ensemble *d'éléments fonctionnels fixes*, mais qui peuvent être *matérialisés successivement par des objets physiques distincts*. Nous proposons ainsi de considérer un système comme étant un ensemble cohérent de fonctions matérialisées successivement par des objets physiques leur donnant corps.

Nous identifions donc ici deux temporalités distinctes mais cependant s'entremêlant : celle de la *fonction*, rythmée par la vie du système, et celle de l'*objet physique*. Ces deux temporalités définissent les deux dimensions de la vie d'un système ; ils possèdent chacun un cycle de vie leur étant propre. Ces cycles de vie se croisent en revanche dans leurs phases d'usage : la phase d'usage de l'objet physique occupe une part de celle de la fonction qu'il remplit dans le système.

2.1.1.2. Proposition d'un modèle de cycle de vie de réseau de capteurs

En appliquant ce raisonnement aux réseaux de capteurs, nous définissons ici le cycle de vie d'un réseau de capteurs comme la combinaison des cycles de vie des équipements lui donnant corps. Ainsi, nous différencions d'une part le cycle de vie de l'*équipement*, et de l'autre le cycle de vie de sa *fonction* dans le système, c'est-à-dire d'être un *nœud du réseau*. Alors que le cycle de vie du nœud de réseau partage la même chronologie que le réseau, le cycle de vie de l'équipement qui matérialise ce nœud en est indépendant.

Nous définissons le *cycle de vie des équipements* comme étant composé de six phases présentées en figure 11. Nous considérons les quatre phases traditionnellement prises en compte dans la littérature (extraction des matières premières, fabrication, utilisation et fin de vie) auxquelles nous joignons deux autres phases : l'installation et la dépose. Nous définissons l'installation comme « l'ensemble des activités contribuant à placer l'équipement dans l'environnement dans lequel il délivrera sa fonctionnalité » et la dépose comme « l'ensemble des activités contribuant à enlever l'équipement de l'environnement dans lequel il délivrait sa fonctionnalité ».

Ces deux phases ne sont généralement pas considérées dans les analyses environnementales, car dans beaucoup de cas elles ne sont pas pertinentes, et sont

⁵³ Texte issu de l'entrée "Bateau de Thésée" de l'encyclopédie participative en ligne Wikipédia, consultée le 4 avril 2012.

donc considérées comme faisant partie des phases de fabrication, d'usage ou de fin de vie. Dans le cas d'infrastructures cependant, ces phases peuvent mettre en jeu des activités non négligeables, qui sont de plus déconnectées de la fabrication de l'équipement en lui-même⁵⁴. De plus, dans le cas du remplacement d'un équipement, la phase de dépose de l'équipement remplacé coïncide avec la phase d'installation de l'équipement qui le remplace, de telle sorte qu'il y a un intérêt pratique à distinguer ces deux phases. Notons enfin que nous considérons que les différentes phases du cycle de vie d'un équipement font appel à des activités de transport, et ne distinguons donc pas de phase de transport séparée.

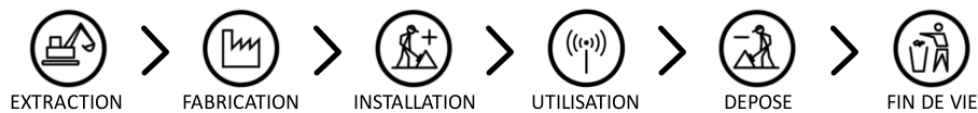


Figure 11 - Cycle de vie d'un équipement de réseau.

Conformément à ce que nous avons observé dans la littérature⁵⁵, nous considérons le *cycle de vie d'un nœud de réseau* comme étant constitué de trois phases : déploiement, opération, et démantèlement. Le *cycle de vie du réseau* en tant que tel est la réunion de tous les cycles de vie concomitants de ses nœuds. Le cycle de vie d'un nœud (présenté en figure 12) est défini comme une combinaison des phases du cycle de vie des équipements (présentées en figure 11) :

- *Déploiement*. Lors de cette phase est mis sur pied le réseau. Un équipement est installé pour matérialiser chaque nœud. Pour réaliser la phase de déploiement d'un nœud, il faut installer un équipement, donc le fabriquer, donc extraire les matières premières correspondantes. La phase de déploiement d'un nœud coïncide ainsi avec les phases d'extraction des matières premières, de fabrication et d'installation du cycle de vie de l'équipement.
- *Opération*. Lors de cette phase est opéré et maintenu le réseau. Les équipements matérialisant les nœuds utilisent de l'énergie jusqu'à ce qu'ils nécessitent d'être remplacés ou jusqu'à ce que survienne la phase de démantèlement du réseau. Pour chaque remplacement, il faut d'une part déposer l'équipement à remplacer et traiter sa fin de vie, et d'autre part installer un nouvel équipement, donc le produire et extraire les matières premières nécessaires à sa production. La phase d'opération du nœud est donc constituée des phases d'usage, de dépose et de fin de vie de l'équipement à remplacer, ainsi que des phases d'extraction des matières premières, de fabrication et d'installation de l'équipement le remplaçant. Notons que la phase d'installation du nouvel équipement coïncide avec la phase de dépose de l'équipement qu'il remplace. Cette boucle peut être répétée tant que des remplacements sont nécessaires pour le maintien des opérations.

⁵⁴ C'est notamment le cas de l'étude d'un système de monitoring rapportée par Loerincik (2006), ainsi que celle d'un réseau urbain de fibres optiques rapporté par Ecobilan S.A. (2008). Dans ces deux études, la phase d'installation des équipements constitue une part importante des impacts de l'infrastructure.

⁵⁵ Cf. chapitre 2, section 2.2.2.1 « Définition du cycle de vie de système ».

- *Démantèlement.* Lors de cette phase est démantelé le réseau. Les nœuds cessent d'exister et les équipements physiques leur donnant corps sont déposés. Cette phase correspond donc avec les phases de dépose et de fin de vie des derniers équipements utilisés.

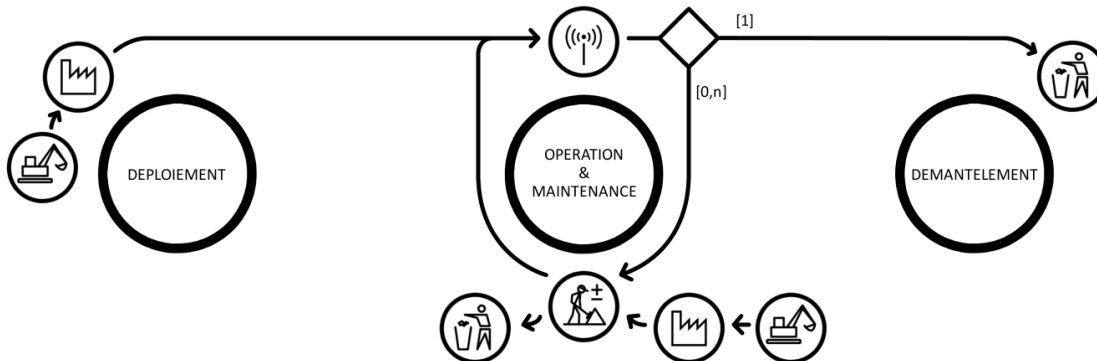


Figure 12 - Cycle de vie d'un nœud de réseau.

2.1.2. Formalisation des impacts environnementaux de réseaux de capteurs

Partant de la modélisation du cycle de vie du réseau, nous pouvons donner une formulation mathématique à ses impacts. Les impacts du réseau correspondent à la somme des impacts de ses constituants, c'est-à-dire les nœuds, et sont formulés dans un détail croissant au travers des équations 7 à 9 :

$$IE = \sum_{n \in \Omega} i_n \quad (7)$$

Où :

- IE est l'impact environnemental total du réseau ;
- Ω est l'ensemble des nœuds du réseau ;
- i_n est l'impact environnemental du nœud n .

$$IE = \sum_{n \in \Omega} (DEP_n + OM_n + DEM_n) \quad (8)$$

Où :

- DEP_n est l'impact du nœud n pendant la phase de déploiement, qui correspond aux phases d'extraction des matières premières, de fabrication et d'installation du premier équipement matérialisant le nœud n ;
- OM_n est l'impact du nœud n pendant la phase d'opération, qui est détaillée dans l'équation 9 ;
- DEM_n est l'impact du nœud n pendant la phase de démantèlement, qui correspond à la dépose et à la fin de vie du dernier équipement matérialisant le nœud n .

$$IE = \sum_{n \in \Omega} (DEP_n + (REM_n + CON_n + MAI_n) + DEM_n) \quad (9)$$

Où :

- REM_n est l'impact des remplacements successifs des équipements matérialisant le nœud n pendant la phase d'exploitation ;
- CON_n est l'impact de l'énergie consommée par l'ensemble des équipements matérialisant le nœud n pendant la phase d'exploitation ;
- MAI_n est l'impact des opérations de maintenance (hors remplacements) effectuées sur l'ensemble des équipements matérialisant le nœud n pendant la phase d'exploitation.

En fonction des applications, les réseaux de capteurs peuvent être déployés sur des terrains offrant des conditions variées d'approvisionnement en énergie. Par exemple, la surveillance d'un phénomène loin de toute infrastructure n'autorisera pas une alimentation par le réseau électrique, et exigera des équipements qu'ils soient autonomes en énergie, voire autarciques si aucune source d'énergie n'est disponible. Si le phénomène et son environnement autorisent un placement des équipements dans des conditions d'ensoleillement suffisantes, ces derniers pourront être équipés de panneaux solaires et pourront compter au moins partiellement sur une source d'énergie leur étant extérieure. Si au contraire aucune source alternative d'énergie n'est disponible, les équipements devront être totalement autonomes en énergie et compter sur une quantité limitée d'énergie délivrée par leurs batteries.

Les équipements de réseau sans fil peuvent donc être alimentés en énergie de trois manières différentes, ceci ayant des répercussions sur leurs impacts environnementaux. Les *équipements sur accumulateurs* sont les plus autonomes, car l'énergie dont ils disposent n'est pas limitée en quantité totale mais en flux. Ils tirent leur énergie d'un accumulateur rechargé à partir de leur environnement, les panneaux solaires étant à cette fin la technologie la plus avancée (Yick *et al.*, 2008). Pendant la phase d'exploitation, l'énergie qu'ils collectent de leur environnement est exempte d'impact environnemental⁵⁶, et le terme CON_n de l'équation 9 est nul. Les *équipements sur batterie* sont quant à eux dotés d'une énergie limitée à leur fabrication, et sont conçus pour fonctionner sans aucun apport d'énergie extérieur. Le terme CON_n est également pour eux nul. Cependant, du fait de la limitation de la quantité d'énergie leur étant disponible, une utilisation intense conduit inévitablement à une durée de vie plus courte, nécessitant alors soit un remplacement soit une maintenance. Les termes REM_n (si l'équipement entier est remplacé en cas de panne de batterie) ou MAI_n (si seulement la batterie est remplacée) de l'équation 9 sont donc dans ce cas dépendants de l'intensité de l'utilisation de l'équipement. Enfin, les *équipements sur secteur* dépendent directement d'une source d'énergie provenant d'un autre système anthropique. L'impact environnemental de leur consommation correspond à celui de

⁵⁶ Selon Georgescu-Roegen (1979), l'énergie solaire n'a pas d'effet différent dans le cas où elle est utilisée et dans le cas où elle ne l'est pas. Dans ces deux cas, le devenir de cette énergie est de se transformer en chaleur ambiante.

la production, du transport et de la distribution de l'énergie qu'ils consomment. Ces particularités sont résumées pour chaque type d'équipement par l'encadré ci-après.

Equipements sur accumulateurs	Equipements sur batterie	Equipements sur secteur
$CON_n = 0$	$\exists f : REM_n = f(C_0, E(T)_n)$	$CON_n = E(T)_n \cdot I_{kWh}$

Encadré 1 - Particularités des impacts des équipements de réseau en fonction de leur type d'alimentation.

Où :

- T est la durée d'exploitation du réseau ;
- $E(T)_n$ est l'énergie dépensée par le nœud n sur l'intervalle de temps T , exprimée en kWh ;
- C_0 est la charge initiale de la batterie ;
- I_{kWh} est l'impact environnemental de la provision d'un kWh.

2.1.3. Complexité d'analyse de la phase d'opération

Dans le modèle présenté par l'équation 9, les termes REM_n , MAI_n et CON_n peuvent dépendre de la consommation énergétique des équipements en phase d'opération du réseau. Or cette consommation est le résultat de comportements synergétiques et ne peut être déterminée en focalisant l'analyse uniquement sur les équipements pris isolément.

2.1.3.1. Hétéronomie des activités

Les nœuds de réseau sont des objets communicants, et les activités qu'ils effectuent dépendent de facteurs leur étant extérieurs, à savoir l'activité de leurs voisins et celle des phénomènes qu'ils surveillent. Parmi les tâches effectuées par les nœuds de réseau sans fil, nous pouvons distinguer trois catégories, en fonction de l'évènement qui les provoque :

- *Type I* : tâches provoquées par le nœud lui-même, suite à un évènement préprogrammé. Ces tâches sont prédéterminées par les programmeurs du logiciel embarqué par les équipements ; leur fréquence est connue. Par exemple, un équipement peut, à intervalles réguliers, effectuer une mesure ou scruter la bande radio pour capter un éventuel message qui lui serait envoyé.
- *Type II* : tâches provoquées par le phénomène surveillé, suite à l'observation d'un fait remarquable. Ces tâches sont par définition probabilistes, car un phénomène dont le comportement est déterministe ne nécessite pas de surveillance. Un exemple de tâche provoquée par le phénomène surveillé est l'envoi d'une alarme par un capteur lorsque les limites acceptables de contrôle du phénomène sont outrepassées et demandent intervention.
- *Type III* : tâches provoquées par les nœuds voisins, suite à la réception d'un message appelant réponse. Ces tâches qui sont le résultat de l'activité réseau générée par les deux types de tâches précédentes, et sont donc partiellement déterministes et probabilistes. Un exemple de tâche provoquée par un nœud

voisin est la répétition d'un message dans sa course d'un point à un autre du réseau.

Ainsi, un nœud, en fonction du contexte dans lequel il est placé, de l'instabilité du phénomène à surveiller, du nombre et de l'intensité de l'activité de communication de ses voisins, sera soumis à une intensité variable d'évènements prévus ou probabilistes. Certaines de ses activités et les impacts qui en découlent sont *hétéronomes*, c'est-à-dire qu'elles ne dépendent pas uniquement des propriétés internes des nœuds, cas dans lequel elles seraient *autonomes*. Alors que les impacts autonomes peuvent directement faire l'objet d'une analyse environnementale au niveau des nœuds, les impacts hétéronomes requièrent une analyse au niveau de l'infrastructure dans son ensemble.

2.1.3.2. Effets synergétiques

D'autres phénomènes interviennent et complexifient l'analyse des communications entre nœuds du réseau. La capacité des équipements à communiquer dépend de la possibilité pour un receveur de décoder un signal émis, possibilité conditionnée par la distorsion subie par le signal entre l'émission et la réception. Les ondes électromagnétiques, surtout dans les environnements inhospitaliers, sont soumises à des atténuations et des fluctuations qui détériorent la qualité du signal et rendent contingents les transferts de données. Les réseaux urbains évoluent par exemple dans des milieux fortement occupés, d'un point de vue physique (immeubles, végétation), et électromagnétique (autres équipements communiquant sur les mêmes bandes de fréquence), et rencontrent donc de nombreux obstacles. Les réseaux faisant intervenir des équipements souterrains doivent également faire face à de fortes atténuations. Même dans les meilleures conditions de propagation d'ondes, c'est-à-dire dans un espace libre, les chances de succès d'une transmission entre deux équipements décroît avec leur distance respective.

A part dans les réseaux très peu denses, il n'est pas possible pour un équipement d'émettre un signal qui ne soit capté que par un unique receveur. Les ondes électromagnétiques émises par un équipement ne sont généralement pas dirigées, c'est-à-dire qu'elles sont envoyées dans toutes les directions de l'espace. Ainsi, un équipement écoutant la bande radio peut entendre un signal qui ne lui est pas adressé. Ce phénomène, appelé *sur-écoute* (*overhearing* en anglais), peut être très fréquent dans les réseaux denses, et peut être responsable d'une part non négligeable des consommations. Enfin, deux signaux émis concomitamment par deux équipements peuvent entrer en interférence et devenir inaudibles, occasionnant la perte d'un ou des deux messages qu'ils portent. Ce phénomène est appelé *collision*. Dans le cas où les protocoles de communication prévoient leur gestion, les collisions sont génératrices de communications supplémentaires dans le réseau. Dans le cas contraire, ces évènements dégradent le service.

2.1.4. Méthode de calcul des impacts environnementaux de réseaux de capteurs

Nous avons proposé un modèle de cycle de vie pour les réseaux de capteurs et formulé leurs impacts à l'aide de l'équation 9. Cependant, nous avons soulevé que certains des

termes de cette équation dépendent de l'activité du réseau en phase d'opération, activité dont le caractère hétéronome et synergétique rend difficile la connaissance. Ce faisant, si les termes DEP_n et DEM_n (représentant des impacts autonomes) peuvent être déterminés à l'aide d'une ACV, le calcul des termes REM_n , MAI_n et CON_n (représentant des impacts pouvant être hétéronomes) requiert des précisions méthodologiques supplémentaires. Nous proposons en réponse à ceci une méthode en quatre étapes permettant de calculer les impacts hétéronomes et de les intégrer aux impacts autonomes préalablement calculés à l'aide d'une ACV.

Nous détaillons ci-après cette méthode, qui a par ailleurs fait l'objet d'une publication au *Journal of Cleaner Production* (Bonvoisin *et al.*, 2012). Elle suit le synoptique présenté en figure 13 : les données nécessaires à son exécution sont représentées par les flèches entrantes (à gauche), et les résultats intermédiaires et finaux sont représentés par les flèches sortantes (à droite). La première étape permet de déterminer le contexte des nœuds. La seconde étape consiste à déterminer l'activité du réseau. La troisième étape consiste à calculer, à partir de l'activité, la consommation énergétique de chaque nœud. La dernière étape consiste à intégrer les résultats intermédiaires au modèle de cycle de vie de réseau.

Face à la diversité des technologies de réseaux de capteurs, nous présentons cette méthode sous la forme d'un cadre générique, ses quatre étapes devant être paramétrées en utilisant les modèles et outils appropriés aux cas étudiés. Nous précisons par la suite ce cadre au travers la description d'un outil informatique spécifique que nous avons développé pour implémenter cette méthode (voir section 3 « Outil de calcul des impacts d'un réseau de capteurs »).

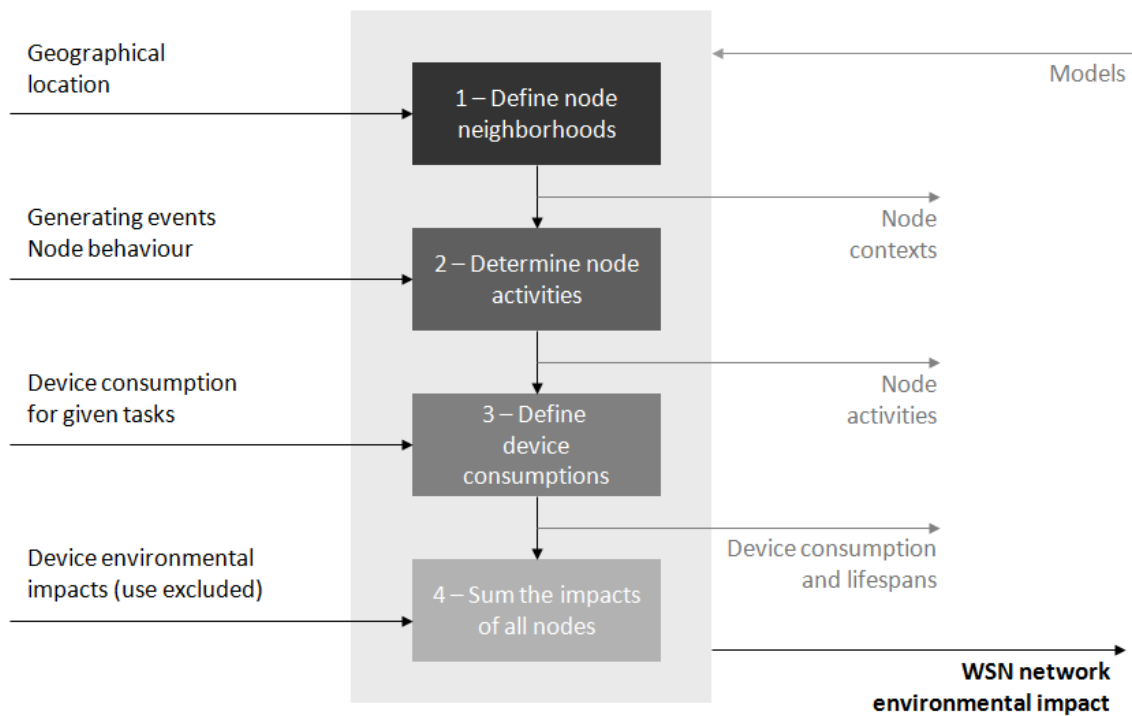


Figure 13 - Méthode d'analyse environnementale de réseaux de capteurs.

2.1.4.1. Définition du voisinage de chaque nœud

L'impact d'un nœud dans la phase d'opération dépend de son activité, dont nous avons soulevé l'hétéronomie. Afin de prendre en compte cette dépendance, nous proposons de représenter le contexte d'un nœud au travers de la notion de « voisinage », c'est-à-dire de l'ensemble des nœuds avec lesquels un nœud peut communiquer. La première étape de la méthode consiste donc à déterminer ce voisinage pour chaque nœud.

La capacité de deux nœuds à communiquer dépend de la puissance de l'émetteur, de la sensibilité du receveur, de sa capacité à décoder un signal dégradé, et de la propagation du signal entre les deux points. Cette dernière est définie à l'aide d'un modèle de propagation des ondes radio donnant l'atténuation du signal entre deux points de l'espace, prenant par exemple en compte leur distance relative, leur hauteur par rapport au sol et la présence d'obstacles. Considérant la probabilité de succès d'un transfert de message d'un nœud à un autre comme une fonction de l'atténuation du signal, nous définissons le voisinage d'un nœud comme l'ensemble des nœuds du réseau avec lesquels la probabilité de succès d'un échange de message est différente de zéro.

2.1.4.2. Détermination de l'activité des nœuds

Une fois le voisinage défini, l'activité des nœuds peut être déterminée. Son caractère synergétique interdit cependant une détermination via un modèle analytique. Deux options sont alors possibles : le recours à des scénarios d'utilisation, ou l'étude de l'activité du réseau dans son ensemble.

L'utilisation de scénarios d'utilisation permet d'étudier un système complexe sans avoir à analyser ses comportements synergétiques. Elle permet de s'affranchir d'un niveau de complexité en fixant les paramètres hétéronomes des éléments du système, et ainsi de se concentrer sur leurs aspects autonomes. L'utilisation de scénarios implique cependant que 1) l'on connaisse *a priori* le comportement du système (à travers un modèle empirique par exemple) afin de déterminer des scénarios plausibles 2) l'erreur effectuée en choisissant un scénario n'est pas déterminante pour l'étude.

Lorsque ces conditions ne sont pas réunies, une autre alternative consiste au contraire à analyser l'activité du réseau dans son ensemble. L'expérience réelle n'étant pas envisageable en conception, ceci peut être fait via simulation numérique. L'activité peut alors être déterminée par la réaction d'un modèle numérique du système communiquant à des événements générateurs de communication. Un exemple d'évènement générateur de communication est l'envoi d'une alarme par un capteur suite à un comportement de la part du phénomène surveillé identifié comme problématique. Les réactions du système sont définies par les comportements individuels des nœuds de réseau, par leurs protocoles de communication, et par les perturbations auxquelles les signaux de communication peuvent faire face. Un programme de simulation approprié doit être implémenté pour rendre compte de ces comportements, intégrant tous les phénomènes ayant une influence notable sur la consommation.

2.1.4.3. Calcul des consommations énergétiques

Une fois l'activité déterminée, la consommation énergétique peut en être déduite. La consommation énergétique d'un équipement est la combinaison de deux dimensions : la puissance, donnée technique de l'appareil, et le temps, donnée relative à son usage. La puissance est triviale à déterminer car elle peut être directement mesurée sur l'équipement, ou même calculée par ses concepteurs. Le temps de consommation est quant à lui une conséquence de l'activité, cette dernière ayant été calculée à l'étape précédente. La présente étape consiste donc à combiner ces données avec le modèle de consommation approprié aux équipements considérés. Ceci permet également de déduire la durée de vie des batteries à l'aide d'un modèle de décharge, celui-ci pouvant prendre en compte différents phénomènes entrant dans la dynamique de la décharge de la batterie, tels que l'autodécharge, la passivation, ou les effets de la température.

2.1.4.4. Calcul des impacts du réseau

A cette étape, tous les termes de l'équation 9 sont connus ; l'impact total du réseau peut alors être calculé. Les impacts autonomes des nœuds de réseau (les termes DEP_n et DEM_n), préalablement calculés à l'aide d'une ACV, sont intégrés avec les impacts hétéronomes (les termes REM_n , MAI_n et CON_n) qui sont le résultat des trois étapes précédentes. Ainsi, l'impact de la consommation énergétique des équipements sur secteur (le terme CON_n) est obtenu en multipliant la consommation à l'impact environnemental par unité d'énergie consommée. L'impact du remplacement des équipements sur batterie (le terme REM_n) est également déterminé grâce à la durée de vie des batteries calculée à l'étape précédente. L'intégration de tous ces termes à l'aide de l'équation 9 permet d'obtenir l'impact environnemental du réseau sur l'ensemble de son cycle de vie.

2.2. Impacts indirects

Il n'apparaît pas possible, au vu de la diversité de leurs applications, de donner une formulation générique des impacts indirects des réseaux de capteurs. Les applications possibles ne sont pas limitées à un domaine à l'intérieur duquel nous pourrions trouver des comportements communs. Le plus petit commun dénominateur semble de dire que les réseaux de capteurs permettent des changements dans leurs domaines d'application, et c'est d'ailleurs ainsi que nous avons défini leurs impacts indirects. Ils doivent donc être analysés au cas-par-cas.

Par ailleurs, le calcul des impacts indirects d'un réseau de capteurs peut en pratique être difficile. Déterminer des impacts indirects, c'est déterminer la différence existant entre les deux versions du domaine d'application : avec et sans le service. Il s'agit donc de comparer d'un côté les impacts environnementaux du domaine original, et d'un autre côté les impacts environnementaux du couple service-domaine d'application. Cette comparaison n'est cependant pas toujours possible, d'une part car les impacts environnementaux du domaine d'application ne sont pas toujours quantifiables, et d'autre part parce qu'ils ne s'expriment pas systématiquement dans les mêmes échelles que les impacts du service :

- *comparabilité* : le cas idéal est lorsqu'il est possible d'exprimer les impacts environnementaux du service et du domaine d'application par les mêmes indicateurs. Un cas moins favorable se présente quand les impacts environnementaux du service et du domaine d'application n'ont qu'une partie de leurs indicateurs en commun. Moins favorable encore est le cas où aucun indicateur n'est commun. Par exemple, les impacts directs et indirects d'un service de suivi de la pollution de l'air urbain permettant de réguler le trafic seraient difficilement comparables : comment comparer des impacts environnementaux calculés par une ACV et une qualité de l'air ?
- *calculabilité* : le cas idéal serait de pouvoir mesurer objectivement les impacts du domaine d'application dans les deux versions. Dans certains cas, la version avec service est projetée et doit être estimée. Dans le cas le moins favorable, les impacts des deux versions sont difficiles à quantifier. Par exemple, un service de télérelève journalière des compteurs d'eau permettrait aux ménages de mieux gérer leur consommation, et notamment de détecter des fuites. Il n'est cependant pas évident de déterminer en quelle mesure l'introduction du service peut changer les comportements de consommation d'eau.

Au vu de ces réflexions, afin de déterminer l'impact indirect du service, le domaine d'application doit être analysé dans deux versions : avec et sans optimisation. Cette double évaluation doit être réalisée à l'aide d'une ACV et :

- prendre en compte les modifications du domaine d'application qu'il est possible de quantifier.
- exprimer ses résultats dans les mêmes unités que l'analyse des impacts directs du service.

2.3. Méthode intégrée d'analyse et d'éco-conception des services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs

Les apports théoriques présentés jusqu'ici permettent de formuler une méthode d'analyse et d'éco-conception des services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs. Cette méthode, illustrée par la figure 14, comporte les étapes suivantes :

1. Considération des impacts directs du service, en deux temps :
 - a. *Analyse des équipements*. Calcul des impacts générés isolément par les équipements, sur l'ensemble de leur cycle de vie – phase d'utilisation mise à part. La méthode d'analyse utilisée ici est une ACV classique.
 - b. *Analyse de l'infrastructure réseau*. Calcul des impacts générés par le réseau sur l'ensemble de son cycle de vie. On utilise ici la méthode d'analyse des impacts d'un réseau de capteurs présentée plus haut (section 2.1.4), qui utilise en entrée les impacts des équipements calculés à l'étape précédente.
2. *Analyse du domaine d'application*. Calcul des impacts indirects du service, au travers des impacts qu'il évite à son domaine d'application.
3. *Analyse de l'information*. Recherche de la configuration des données brutes minimisant la sollicitation de l'infrastructure et permettant de générer une information minimisant l'impact indirect.

4. *Conclusion sur les impacts du service.* Comparaison des impacts 1) du domaine d'application non optimisé avec ceux 2) du domaine d'application optimisé conjointement à ceux du service d'optimisation. Conclusion sur la pertinence environnementale du service.

Les étapes 1 à 3 permettent de générer des connaissances quant aux liens existant entre les caractéristiques de conception d'un service et ses impacts environnementaux. Ces connaissances peuvent alimenter une recherche d'alternatives de conception du service, dans un cadre mêlant expertise technique et environnementale. Ceci permet de générer des préconisations de conception d'ordre technique et ne demandant donc pas d'expertise environnementale. Trois niveaux de préconisations d'éco-conception peuvent ainsi être considérés : préconisations portant sur 1) les équipements 2) leur intégration dans l'infrastructure réseau 3) l'information générée par le service.

Les préconisations d'éco-conception formulées permettent d'alimenter une re-conception du service. Les conclusions formulées sur la pertinence environnementale permettent d'identifier les catégories d'impacts sur lesquelles le service est le moins performant – c'est-à-dire pour lesquelles le ratio entre les impacts qu'il génère et ceux qu'il évite est le plus fort – et peut mettre en évidence l'existence d'éventuels transferts d'impacts. Ceci permet d'orienter les objectifs de la démarche d'éco-conception, et par là-même guider l'utilisation des préconisations d'éco-conception, voire leur génération si un rebouclage de la méthode est envisagé.

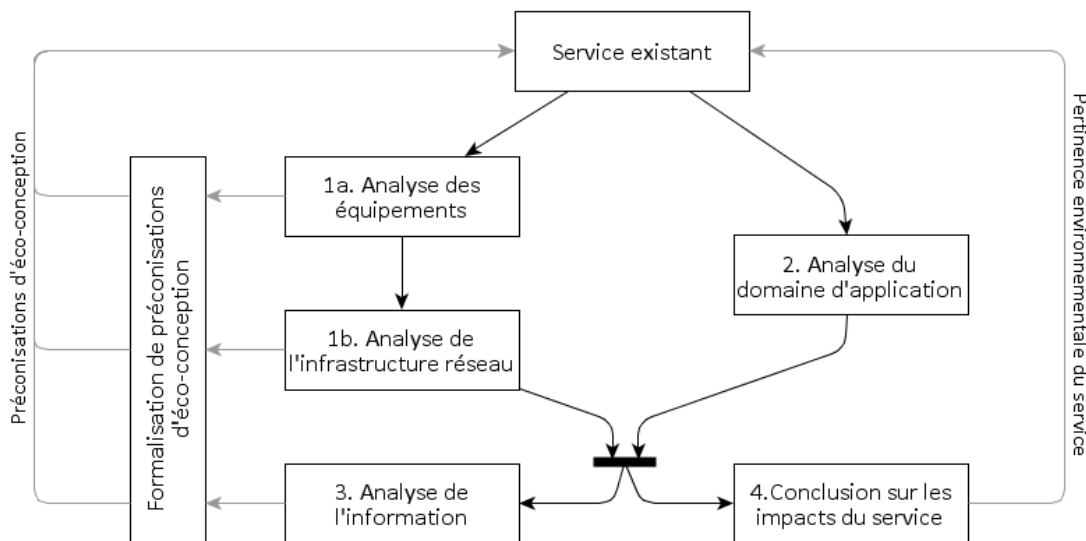


Figure 14 - Méthode intégrée d'analyse environnementale et d'éco-conception des services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs.

3. Outil de calcul des impacts d'un réseau de capteurs

Cette section décrit l'outil que nous avons développé pour implémenter la méthode d'analyse des impacts des réseaux de capteurs (présentée à la section 2.1.4), et décrit les choix méthodologiques qui ont été pour ce réalisés. Le premier d'entre eux est l'utilisation de la simulation pour déterminer l'activité du réseau dans sa phase

d'opération, afin de répondre aux cas pour lesquels aucun modèle empirique permettant d'approcher le comportement du réseau n'est disponible.

Cet outil consiste en un simulateur de réseau programmé en langage Matlab orienté objet. Etant donnée la complexité des comportements des réseaux sans fil, cette solution en présente une approche simplifiée, et doit être considérée comme un prototype. Une solution plus élaborée, se basant sur le simulateur de réseau WSNet⁵⁷ développé par l'INRIA⁵⁸, est en cours de développement au laboratoire G-SCOP.

3.1. Généricité de l'outil

L'outil de calcul a été développé dans un but de généricité, c'est-à-dire afin de représenter la plus large gamme de réseaux sans fil possible. Les différences entre les protocoles réseaux rendent cependant difficile une programmation unique s'adaptant à chacun d'eux. Il n'est pas possible de disposer d'un simulateur générique rendant compte des comportements de tous les réseaux existants. Par exemple, le comportement d'un nœud suite à la réception d'un message peut être très variable selon les protocoles et les équipements. Il n'existe pas dans ce cas de comportement générique qui puisse être codé par défaut et éventuellement paramétré par des valeurs numériques. Ainsi, les comportements spécifiques des protocoles réseaux et des équipements qui les utilisent doivent nécessairement être représentés par du code.

Le code-source générique ne peut donc que définir un cadre, en quelques sorte un « texte à trous », nécessitant des compléments pour constituer un tout fonctionnel. Afin de répondre à ce problème, l'outil adopte une structure modulaire, permettant d'ajouter au code-source générique des modules spécifiques rendant compte des comportements des équipements à simuler. Si ceci permet de garder un niveau intéressant de généricité, l'outil ne permet toutefois pas de représenter tous les réseaux. Certains choix techniques limitant sa généricité ont du être réalisés, et sont présentés comme tels dans ce document.

3.2. Déroulement

La figure 15 présente le synoptique de l'utilisation de l'outil. Celui-ci est exécuté dans l'environnement de calcul Matlab. La description du réseau est donnée par un scénario de simulation (décrit à la section 3.2.1 « Etape 1 : définition du voisinage de chaque nœud »). Les résultats sont générés sous forme de tableaux présentant les impacts du réseau sur son cycle de vie (décrits à la section 3.3 « Résultats donnés par l'outil »). La configuration des comportements des nœuds du réseau et de leurs propriétés s'effectue dans le code-source.

Le déroulement du programme suit les quatre étapes de la méthode de calcul que nous avons définie en section 2.1.4 « Méthode de calcul des impacts environnementaux de réseaux de capteurs » :

⁵⁷ <http://wsnet.gforge.inria.fr/>.

⁵⁸ Institut national de recherche en informatique et en automatique. <http://www.inria.fr/>.

- Définition du voisinage de chaque nœud ;
- Détermination de l'activité des nœuds ;
- Calcul des consommations énergétiques ;
- Calcul des impacts du réseau.

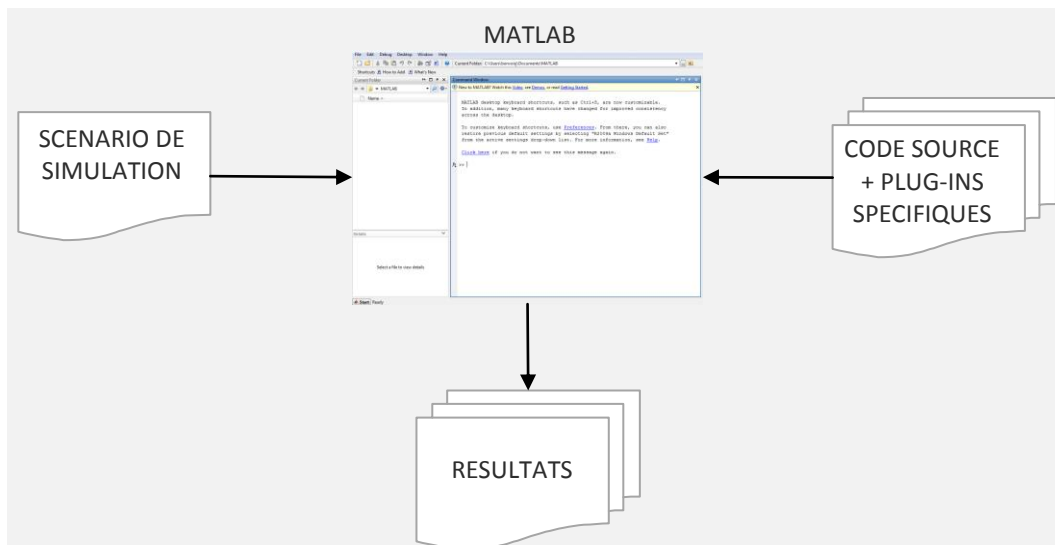


Figure 15 - Synoptique du simulateur.

3.2.1. Etape 1 : définition du voisinage de chaque nœud

Dans cette étape, le modèle numérique du réseau est construit, et le voisinage de chaque nœud est déterminé. L'ensemble des nœuds est déclaré par le scénario de simulation, fichier d'entrée du simulateur au format CSV⁵⁹, où chaque nœud est caractérisé par sa localisation géographique, définie par une latitude, une longitude, et une hauteur par rapport au sol. Combinées avec un modèle de propagation radio, ces informations déterminent l'ensemble des nœuds avec lesquels chaque nœud peut communiquer, ainsi que la qualité de cette communication. Celle-ci est définie en termes de probabilité de réussite d'un envoi de message, que nous supposons être proportionnelle à l'atténuation du signal entre deux nœuds. Cette atténuation est calculée grâce à un modèle de propagation.

Nous avons choisi d'utiliser le modèle de propagation Okumura-Hata, modèle empirique spécifique à la propagation en milieu urbain. Il permet de déterminer l'atténuation d'un signal entre deux points en fonction de la distance qui les sépare, de leurs hauteurs respectives et de leurs puissances d'émission. Il se base sur l'équation 10 ci-après⁶⁰.

⁵⁹ Pour « comma separated values », format permettant de représenter des tableaux dans un fichier texte, deux lignes étant séparées par un retour à la ligne, deux colonnes par une virgule.

⁶⁰ Source : http://en.wikipedia.org/wiki/Hata_Model_for_Urban_Areas, consulté le 13 juin 2012.

$$\begin{cases} L_U = 69,55 + 26,16 \cdot \log(f) - 13,82 \cdot \log(h_B) - C_H + (44,9 - 6,55 \cdot \log(h_B)) \cdot \log(d) \\ C_H = 0,8 + (1,1 \cdot \log(f) - 0,7) \cdot h_M - 1,56 \cdot \log(f) \end{cases} \quad (10)$$

Où :

- L_U est la déperdition en milieu urbain [dBm] ;
- h_B est la hauteur de la station de base [m] ;
- h_M est la hauteur de la station mobile [m] ;
- f est la fréquence de transmission [MHz] ;
- C_H est le facteur de correction de hauteur d'antenne [dBm] ;
- d est la distance entre les deux stations [km].

Nous faisons ici l'hypothèse que la probabilité de réalisation de lien est fonction de l'atténuation du signal. Cette probabilité est déduite en faisant le rapport entre l'atténuation entre les deux nœuds et l'atténuation maximale $AttMax$ supportable par le nœud récepteur. Cette limite est définie par la puissance de réception minimale pour que le récepteur décode le message : si l'atténuation est telle que la puissance du signal en entrée du récepteur est inférieure à sa sensibilité, le signal ne peut être décodé. Cette limite est calculée via un bilan de lien, représenté par l'équation 11 :

$$AttMax = P_{TX} + S_{RX} \quad (11)$$

Où :

- $AttMax$ est l'atténuation maximale supportée par le récepteur [dBm] ;
- P_{TX} est la puissance d'émission [dBm] ;
- S_{RX} est la sensibilité du récepteur [dBm].

La probabilité P de réalisation de lien est définie par l'équation 12. Elle est obtenue à partir de la probabilité d'échec du lien, défini comme le rapport entre la puissance perdue par propagation (numérateur) et la puissance minimale acceptable en réception (dénominateur). Les puissances sont obtenues à partir de leurs expressions logarithmiques en dBm, par le biais de l'équation 13, où x représente une puissance exprimée en dBm, et p une puissance exprimée en Watts.

$$P = 1 - \frac{10^{\frac{L_U - 30}{10}}}{10^{\frac{AttMax - 30}{10}}} \quad (12) \quad p = 10^{\frac{x - 30}{10}} \quad (13)$$

A la fin de cette étape, le modèle informatique du réseau est construit. Chaque nœud est représenté par un objet informatique prenant en compte ses caractéristiques et relié à l'ensemble de ses voisins. C'est sur ce modèle informatique que peut être effectuée, à l'étape suivante, la simulation de l'activité du réseau.

3.2.2. Etape 2 : détermination de l'activité des nœuds

L'activité du réseau est abordée au travers de la notion d'évènement *générateur de communication*. On considère que l'activité du réseau résulte de la survenue d'évènements, par exemple, la capture d'une mesure, l'envoi d'une requête par le serveur, ou encore la détection par un capteur d'un phénomène nécessitant l'envoi d'une alerte. Chacun de ces évènements génère l'envoi d'un message par le nœud qui

en est le protagoniste. Ce message se propage ensuite dans le réseau en fonction des comportements prévus par le protocole de communication, impliquant ainsi l'activité d'autres nœuds. C'est cette propagation qui est au cœur de la simulation.

Le simulateur implémente un algorithme récursif, présenté dans l'encadré 2, permettant de représenter la propagation de messages dans le réseau. Il prend en entrée la liste des événements générateurs de messages survenant dans la période considérée.

```
Pour chaque Noeud de Réseau
    Noeud.GenererListeEvenements()
Fin
Pour chaque Noeud de Réseau
    Pour chaque Evenement de Noeud
        Message := Evenement.Message
        Emetteur := Noeud
        Recepteur := Evenement.Message.Destinataire
        Emetteur.Envoyer(Message, Recepteur)
        Emetteur.Enregistrer(Message)
        Recepteur.recevoir(Message)
        Recepteur.enregistrer(Message)
        MessagesCompris := Recepteur.decoder(Messages)
        Recepteur.reagirA(MessagesCompris)
    Fin
Fin
```

Encadré 2 - Algorithme de simulation de la propagation des communications dans le réseau.

Pour chaque nœud, on définit les événements générateurs de communication sur le réseau. Pour chacun de ces événements :

1. L'émetteur enregistre une trace du message qu'il envoie de manière à ce que cette information soit retrouvée lors du calcul de la consommation énergétique des équipements.
2. L'émission provoque chez le destinataire la réception.
3. Le récepteur enregistre une trace du message qu'il reçoit de manière à ce que cette information soit retrouvée lors du calcul de la consommation énergétique des équipements.
4. Le récepteur tente de décoder le message, avec l'éventualité ne pas réussir en fonction de la qualité du signal à la réception.
5. Le récepteur réagit aux messages qu'il a compris. En fonction du protocole, du type et de la place du nœud dans le réseau, cette réaction peut par exemple faire intervenir le transfert du message vers un autre équipement, ce qui fait répéter récursivement ce processus, jusqu'à ce que la réception du message par un nœud n'appelle plus de réaction.

Nota : La simulation effectuée ici comporte une simplification conséquente : la variable temps n'a pas été considérée (pour des raisons de temps de calcul). Il ne s'agit donc pas ici d'une simulation à temps discret, mais plutôt d'une pseudo-simulation, car l'algorithme de propagation n'est déroulé qu'une seule fois pour l'ensemble du temps sur lequel la simulation est considérée. Dans une simulation à temps discret, cet

algorithme serait déroulé pour chaque quantum de temps dans lequel serait découpée la durée de simulation. Ceci a pour conséquence que certains phénomènes, pour lesquels la notion de temps est importante, ne peuvent être représentés. Par exemple, le simulateur ici codé ne peut rendre compte ni des collisions, ni d'une évolution des comportements des nœuds à travers le temps.

La simulation ainsi décrite ne rend compte que des communications intentionnelles, et ne considère pas les sur-écoutes. Celles-ci sont identifiées dans un second temps : pour chaque nœud, le programme parcourt tous les messages envoyés par tous ses voisins et dont il n'est pas destinataire et teste s'il les entend. Si oui, une sur-écoute est comptée.

A la fin de cette étape, l'activité du réseau dans son ensemble, et par conséquent l'activité de l'ensemble de ses nœuds, est connue. Celle-ci est représentée par la liste et la durée de l'ensemble des tâches que chaque nœud a effectué dans le temps de simulation.

3.2.3. Etape 3 : calcul des consommations énergétiques

La consommation énergétique des produits électriques et électroniques peut être représentée génériquement de la manière suivante (Domingo *et al.*, 2011):

$$E(T) = \sum_{i=1}^{n_C} \sum_{j=1}^{n_T} p_i \cdot \tau_{ij} \cdot t_{ij} \quad (14)$$

Où :

- $E(T)$ [Ws] est l'énergie dépensée par l'équipement dans l'intervalle de temps T , définie comme la somme des énergies dépensées par tous ses composants pour toutes les tâches qu'il réalise ;
- n_C et $n_T \in \mathbb{N}$ sont respectivement le nombre de composants et le nombre de tâches ;
- T [s] est l'intervalle de temps sur lequel nous considérons la consommation énergétique ;
- p_i [W] est la puissance installée du composant i ;
- $\tau_{ij} \in [0,1]$ est la part de la puissance installée p_i que le composant i met réellement en œuvre pour réaliser la tâche j ;
- t_{ij} [s] est le temps passé par le composant i à traiter la tâche j dans l'intervalle de temps T . Ce terme permet de définir l'énergie utilisée par le composant i pour la tâche j par multiplication avec la puissance utilisée par le composant i pour réaliser la tâche j .

Les équipements de réseaux de capteurs sans fil sont généralement de faible puissance, et dans bien des cas mono tâches, c'est-à-dire qu'ils ne réalisent qu'une seule tâche à un instant donné. Ainsi, les durées des différentes tâches qu'ils effectuent définissent une partition du temps, c'est-à-dire que la somme des t_{ij} est égale à T . De plus, les différents composants du produit ne sont pas partagés entre différentes tâches, c'est-à-dire qu'il n'est pas nécessaire de connaître la consommation énergétique de chacun d'eux pour calculer l'énergie de l'ensemble : la consommation

totale au niveau produit est suffisante. Dans l'expression de l'énergie, nous pouvons donc ne considérer qu'un seul composant, c'est-à-dire le produit lui-même. De plus, nous pouvons faire l'hypothèse que la puissance consommée des composants ne varie pas avec la charge, et donc éluder le terme τ_{ij} qui est toujours égal à 1. Enfin, les tâches que traitent ces équipements sont des répétitions d'un nombre limité de tâches-type, telles que communiquer (envoyer ou émettre un bloc de données), subir une sur-écoute, effectuer un cycle de veille/écoute ou autres activités spécifiques (par exemple : effectuer une mesure, pour un capteur). Ainsi, nous pouvons simplifier le modèle présenté en équation 14 :

$$E(T) = \sum_{j=1}^{n_{TT}} p_j \cdot n_j \quad \text{avec} \quad \sum_{j=1}^{n_{TT}} p_j \cdot t_j = T \quad (15)$$

Où :

- $n_{TT} \in \mathbb{N}$ est le nombre de tâches types ;
- p_j [W] est la puissance consommée par l'équipement pour traiter la tâche-type j ;
- $n_i \in \mathbb{N}$ est le nombre d'occurrences de la tâche-type j dans l'intervalle de temps T ;
- t_j [s] est le temps passé par l'équipement à traiter la tâche-type j .

Les équipements fonctionnant sur secteur sont quant à eux généralement des équipements plus complexes, multitâches, dont la consommation ne peut être représentée par un tel modèle. Dans ce cas, un modèle spécifique au cas étudié doit être codé dans le programme afin de rendre compte de leur consommation.

La présente étape utilise ces modèles de consommation afin de calculer l'énergie dépensée par chaque nœud sur le temps de simulation, à partir de la liste des tâches que les équipements ont réalisées.

3.2.4. Etape 4 : calcul des impacts du réseau

Cette étape est destinée à intégrer toutes les données permettant de calculer les impacts du réseau sur l'ensemble de son cycle de vie, à partir du modèle donné par l'équation 9 (section 2.1.2). Dans cette équation, les termes DEP_n , et DEM_n – respectivement l'impact du déploiement d'un nœud, de sa maintenance (supposée autonome), et de son démantèlement – sont déjà connus grâce à l'analyse environnementale au niveau des équipements individuels. Le terme MAI_n est calculé en faisant l'hypothèse que la maintenance est périodique et que toutes les opérations de maintenance sur un équipement sont identiques. Les termes REM_n et CON_n – respectivement l'impact des remplacements d'équipements défectueux et celui de la provision d'énergie – sont calculés grâce aux résultats de la simulation de la consommation d'énergie dans le réseau. Ces données sont intégrées à cette étape pour donner l'impact environnemental global du réseau sur l'ensemble de son cycle de vie.

3.2.4.1. Calcul du terme REM_n

Le calcul du terme REM_n (représentant les impacts relatifs aux remplacements des équipements matérialisant un nœud), se base sur l'hypothèse qu'un équipement est remplacé par un autre équipement lui étant similaire. Ce terme est ainsi défini comme l'impact d'un remplacement multiplié par le nombre de remplacements. Ce nombre est déduit de la durée de vie de l'équipement et de la durée d'exploitation du réseau, comme indiqué par l'équation 16.

$$REM_n = I_{REM_n} \cdot N_n = I_{REM_n} \cdot \left\lfloor \frac{T}{\lambda_n} \right\rfloor \quad (16)$$

Où :

- I_{REM_n} est l'impact environnemental du remplacement d'un équipement du type de celui qui matérialise le nœud n . Ceci correspond à l'impact de la fabrication d'un équipement neuf, du traitement en fin de vie de l'équipement défectueux et de l'opération de remplacement ;
- $N_n \in \mathbb{N}$ est le nombre de remplacements effectués sur la période de temps considérée ;
- T [a] est la durée d'exploitation du réseau ;
- λ_n [a] est la durée de vie de l'équipement ;
- $\lfloor \cdot \rfloor$ est l'opérateur qui à un réel associe sa partie entière.

La durée de vie de l'équipement est définie comme le minimum de la durée de vie théorique de l'appareil et la durée de vie de la batterie (si l'équipement en possède une). Le modèle de calcul de la durée de vie de la batterie prend en compte sa capacité initiale, son autodécharge et la consommation journalière de l'équipement. La décharge de la batterie est modélisée par l'équation différentielle 17.

$$\frac{dx(t)}{dt} = -\alpha - \beta \cdot x(t) \quad (17)$$

Où :

- $x(t)$ est l'énergie encore disponible dans la batterie à l'instant t ;
- α est la consommation de l'équipement ;
- β est le taux d'autodécharge de la batterie.

La durée de vie de la batterie est la solution de cette équation différentielle (donnée par l'équation 18) qui satisfait les conditions suivantes :

- $x(0) = C_0$: la capacité initiale de la batterie est connue (C_0) ;
- $x(\lambda_n) = 0$: la durée de vie (λ_n) est définie comme le temps au bout duquel la capacité de la batterie devient nulle.

$$\lambda_n = \frac{\ln(C_0 + \frac{\alpha}{\beta}) + \ln(\beta) - \ln(\alpha)}{\beta} \quad (18)$$

Notons que, par le calcul de la durée de vie ici présenté, nous faisons les trois hypothèses suivantes :

- Les équipements ne sont pas changés avant l'épuisement complet de la batterie. En pratique, un équipement peut détecter un niveau bas de batterie et alerter les services de maintenance, entraînant un changement de cet équipement avant la fin effective de sa batterie. Pour ne pas compliquer le modèle, ceci n'est pas pris en compte ici. Cette hypothèse n'est pour autant pas de nature à apporter un biais significatif dans les résultats.
- L'équipement fonctionne parfaitement jusqu'à épuisement complet de la batterie. Or, il est possible que l'équipement ne puisse plus fonctionner alors qu'il reste encore un peu d'énergie disponible dans la batterie. Nous faisons l'hypothèse que le niveau de batterie auquel l'équipement cesse de fonctionner est proche de zéro. Notons que par ces deux biais, nous sous-estimons le nombre de remplacements, et donc l'impact du système.
- Le remplacement d'un équipement est immédiat et instantané, ce qui, est difficilement réalisable en pratique, et peut même ne pas être souhaité.

3.2.4.2. Calcul du terme CON_n

Le terme CON_n (représentant les impacts relatifs à la consommation d'un nœud en énergie du secteur) est défini comme la quantité d'énergie en kilowattheures consommée par l'équipement multipliée par l'impact de la production d'un kilowattheure – comme indiqué par l'équation 19. Pour les équipements sur pile et les équipements récupérateurs d'énergie, cette quantité est nulle.

$$CON_n = E(T)_n \cdot I_{kWh} \quad (19)$$

Où :

- T [a] est la durée d'exploitation du réseau ;
- $E(T)_n$ [kWh] est l'énergie dépensée par le nœud n sur l'intervalle de temps T ;
- I_{kWh} est l'impact environnemental de la provision d'un kWh.

3.2.4.3. Calcul du terme MAI_n

Le calcul du terme MAI_n (représentant les impacts relatifs à la maintenance des équipements), se base sur l'hypothèse de la périodicité de la maintenance, c'est-à-dire que les mêmes opérations sont effectuées à des intervalles de temps réguliers et connus. Ce terme est ainsi défini comme l'impact d'une opération de maintenance multiplié par le nombre de ces opérations, comme indiqué par l'équation 20.

$$MAI_n = \frac{T}{\tau_n} \cdot I_{MAI_n} \quad (20)$$

Où :

- T [a] est la durée d'exploitation du réseau ;
- τ_n [a⁻¹] représente la fréquence de maintenance ;
- I_{MAI_n} représente l'impact d'une opération de maintenance d'un équipement du type de l'équipement matérialisant le nœud n .

3.3. Résultats donnés par l'outil

Le simulateur génère les résultats suivants :

- Un récapitulatif de tous les équipements utilisés par le réseau sur l'ensemble de son cycle de vie. Pour chaque type d'équipement, il donne 1) le nombre d'équipements initialement déployés 2) le nombre de remplacements effectués et 3) la durée de vie moyenne d'un équipement.
- Un récapitulatif de l'énergie dépensée par chaque nœud. Pour chaque tâche-type, il donne le nombre de fois que cette tâche-type a été effectuée par le nœud, ainsi que l'énergie dépensée par le nœud pour cette tâche-type sur l'ensemble de la simulation. La durée de vie de chaque équipement matérialisant chaque nœud est également indiquée.
- Le détail des impacts environnementaux par indicateur, par type d'équipement et par phase du cycle de vie du réseau.

3.4. Limites de l'outil

La validité des résultats du simulateur est limitée par les hypothèses sur lesquelles il est basé. Ces limites sont résumées ci-dessous :

- Le simulateur ne considère pas la variable temps, et considère que le réseau reste égal à lui-même tout au long de l'exploitation. Ceci a plusieurs conséquences :
 - = Les collisions ne sont pas prises en comptes. Ceci peut constituer un biais dont l'importance dépend des protocoles. Dans le cas de protocoles dont la conception intègre des stratégies destinées à éviter ce phénomène, le biais reste faible. Dans le cas de protocoles de type broadcast par exemple, ce biais peut être important et entacher la représentativité des résultats.
 - = Le comportement des nœuds est fixe, ce qui ne permet pas de représenter des comportements évolutifs, comme dans le cas de protocoles réflexifs, dans lesquels les nœuds adaptent leur comportement au contexte temporel, par exemple en fonction de l'énergie restante dans leur batterie.
 - = Le déploiement des nœuds est fixé, ce qui ne permet pas de rendre compte d'éventuels ajouts ou retraits d'équipements lors de l'exploitation, en d'autres termes, de l'évolution de l'offre de services.
- Les opérations de remplacement et de maintenance sont supposées constantes dans le temps, et leurs survenues périodiques. Ainsi, les mêmes opérations sont répétées qu'il s'agisse du premier remplacement ou du nième, de la première opération de maintenance ou de la nième. Ceci ne permet donc pas de représenter une éventuelle évolution des pratiques et des équipements au cours de l'exploitation du réseau.
- Les éventuelles économies d'échelles faisables sur les opérations de maintenance et de remplacement n'ont pas été prises en compte. L'impact d'une opération donnée est identique, que celle-ci soit effectuée seule ou par

lots. Ceci ne peut donc pas rendre compte de l'impact des politiques de maintenance préventive prévoyant des opérations massives.

- La durée de vie des équipements (hors causes de pannes relatives à l'énergie) est supposée constante parmi une catégorie de produits. Ceci n'est pas conforme à la réalité, sans être toutefois de nature à apporter un biais significatif aux résultats. Il serait cependant intéressant d'enrichir le simulateur de manière à représenter plus finement ces durées de vie par des MTTF et leurs distributions statistiques.
- Le modèle d'autodécharge de la batterie est approximatif et ne prend pas en compte le phénomène de passivation. L'erreur de ce modèle est d'autant plus grande que la consommation est faible. Ainsi, une batterie dont on ne tire aucune consommation a une durée de vie théorique infinie.
- Bien qu'étant identifiée comme un des facteurs importants de l'impact d'un équipement récupérateur d'énergie, l'usure des accumulateurs n'a pas été prise en compte, faute de modèle adéquat. La durée de vie des batteries des équipements récupérateurs d'énergie est donc supposée être une constante, indépendante de la consommation.
- Hypothèse est faite que l'occurrence d'une sur-écoute n'est pas de nature probabiliste. C'est-à-dire que tout équipement à la portée d'un autre est systématiquement victime de sur-écoute si les conditions sont réunies. Que le récepteur soit capable ou non de décoder le signal, l'on suppose qu'il est dans tous les cas dérangé par ce dernier. Cette hypothèse introduit donc peut-être une surestimation des sur-écoutes.

4. Conclusions

Dans ce chapitre, nous avons présenté le cadre théorique rendu nécessaire par nos objectifs de recherche et par les lacunes identifiées dans la littérature.

Nous avons tout d'abord proposé de considérer les impacts de l'information comme une somme d'impacts « directs » et « indirects ». Les impacts directs sont engendrés par les activités contribuant à la génération de l'information. Les impacts indirects sont quant à eux engendrés par l'utilisation de cette information, plus exactement par les décisions prises à sa lueur. Nous les avons définis comme la différence entre les impacts de deux situations hypothétiques concurrentes d'un même domaine d'application : le cas où l'information est mise en œuvre et le cas où elle n'est pas mise en œuvre.

Nous avons ensuite proposé un modèle descriptif pour les services informationnels, définis comme des activités de production d'information pouvant entrer dans un processus de décision. Ceci nous a permis de formaliser l'impact d'un service informationnel comme la somme des impacts directs des données sur lesquelles il se base et des impacts indirects de l'information qu'il produit.

Nous nous sommes ensuite attachés à préciser ce schème pour les services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs. L'analyse de leurs impacts directs a nécessité la formalisation d'un modèle de cycle de vie de réseau, que nous avons proposé de considérer comme la combinaison en trois phases (déploiement, opération

et démantèlement) des cycles de vie des équipements composant le réseau. Ceci nous a permis de proposer un modèle d'impact pour les réseaux de capteurs.

Le caractère hétéronome et synergétique de l'activité réseau en phase d'opération a nécessité le développement d'une méthode dédiée. Nous avons défini une méthode d'analyse environnementale des réseaux de capteurs permettant de déterminer l'activité de chaque équipement de réseau et d'intégrer l'ensemble des informations nécessaires au calcul de l'impact du réseau sur l'ensemble de son cycle de vie. Nous avons présenté l'implémentation de cette méthode au travers d'un outil informatique de calcul des impacts basé sur la simulation réseau.

Nous avons enfin intégré ces apports théoriques et pratiques en formulant une méthode intégrée d'analyse environnementale et d'éco-conception de services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs. Cette méthode permet d'analyser les impacts environnementaux directs et indirects de ces services, dans le but 1) de définir des préconisations d'éco-conception suivant trois niveaux de complexité : équipement, réseau, information 2) de statuer sur la pertinence environnementale du service.

Nous illustrerons dans le chapitre 4 ces apports théoriques et méthodologiques au travers de leur application à un cas d'étude.

Chapitre 4 – Application à un cas d'étude

Dans le précédent chapitre, nous avons introduit une méthode intégrée d'analyse environnementale et d'éco-conception des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs. Le présent chapitre en illustre l'application à l'aide d'un cas d'étude, et en suit la structure en quatre étapes. Après avoir présenté le cas d'étude, nous commencerons donc par étudier les impacts directs du service et par formuler des préconisations en vue de son éco-conception (1). Nous réaliserons dans un premier temps l'ACV des équipements de réseau pris isolément (1a), puis appliquerons dans un second temps la méthode d'analyse des impacts des réseaux de capteurs en utilisant l'outil informatique que nous avons développé (1b). Nous nous intéresserons ensuite aux impacts indirects du service en analysant son domaine d'application (2). Ceci nous permettra ensuite d'étudier l'impact de l'information générée par le service afin de formuler des préconisations en vue de son éco-conception (3), mais également de conclure sur la pertinence environnementale du service (4). Nous étudierons enfin l'efficacité des préconisations d'éco-conception que le déroulement de cette méthode aura permis de formuler, avant de conclure.

1. Présentation du cas d'étude

Nous proposons d'examiner un service d'optimisation proposé par une PME grenobloise et portant sur la relève des points d'apport volontaire de déchets recyclables (verre, carton, emballages plastiques, etc.). Cette relève, gérée par les collectivités locales, a pour objectif d'assurer la bonne marche du système de collecte des déchets recyclables. Elle vise à maintenir ininterrompue la fonctionnalité des points d'apport volontaires, à savoir : présenter un volume vide permettant à tout habitant de déposer à tout moment ses déchets recyclables. Cette recherche de constante disponibilité a pour objectif de maximiser le flux de déchets captés afin de recycler la plus grande part possible des déchets générés par les ménages de la localité. Elle nécessite d'éviter tout débordement des points d'apport, qui, outre la gêne occasionnée pour les habitants, engendre une gestion coûteuse pour la collectivité.

L'efficacité de la relève est limitée. Celle-ci est organisée par *tournées*, pendant lesquelles un camion de relève parcourt la ville allant de point d'apport en point d'apport. Une politique de relève simple consiste à relever systématiquement, à chaque tournée, chaque point d'apport. Mais cette politique est très peu efficace : il n'est en effet pas nécessaire de vider un point d'apport si le volume restant est suffisant à ce qu'il remplisse sa fonction dans le temps qui sépare la tournée courante de la prochaine tournée. Une politique alternative consiste à ne relever que les points d'apport dont le remplissage laisse présager un débordement avant la prochaine tournée. Cette politique permet de diminuer le nombre de relèves ainsi que la longueur des tournées. Cependant, elle n'est envisageable qu'à la condition de connaître le taux de remplissage de chaque point d'apport.

Ce sont généralement les opérateurs de la collecte qui relèvent cette information pendant leurs tournées. Mais ce fonctionnement n'est toujours pas optimal : afin de connaître le taux de remplissage d'un point d'apport, il est encore nécessaire de se déplacer jusqu'à lui. Le service d'optimisation proposé permet d'effectuer cette tâche à l'aide d'un réseau de capteurs. Celui-ci permet de mesurer périodiquement le taux de remplissage de l'ensemble des points d'apport et de centraliser cette information. Il évite donc d'avoir à se déplacer jusqu'aux points d'apport pour savoir s'il est nécessaire de les relever.

La réalisation technique de ce service repose en premier lieu sur l'installation d'un capteur sur chaque point d'apport volontaire pouvant mesurer la hauteur de la colonne de déchets qu'il contient. Chacun de ces capteurs effectue quotidiennement plusieurs mesures qu'il envoie à un serveur de traitement par le biais d'un réseau sans fil. Ce réseau utilise le protocole de communication Wavenis. Les communications sont relayées par des répéteurs. Le relai entre le réseau sans fil et les serveurs de traitement est assuré par un concentrateur.

2. Etape 1 – Analyse des impacts directs

Nous nous intéressons dans un premier temps aux impacts directs du service, que nous analysons selon deux perspectives. Nous analysons dans un premier temps, à l'aide de l'analyse de cycle de vie, les impacts des équipements pris isolément. Nous étudions dans un second temps les impacts de l'intégration de ces équipements dans une infrastructure à l'aide de la méthode d'analyse des impacts des réseaux de capteurs que nous avons définie.

2.1. Etape 1a – Analyse des équipements

L'analyse environnementale des équipements individuels a été réalisée à travers une P-LCA simplifiée : *P-LCA* car l'inventaire a été réalisé grâce à une modélisation des procédés mis en jeu par le système de produit lors de son cycle de vie ; *simplifiée* car les données environnementales utilisées pour représenter ces procédés proviennent de bases de données génériques et car l'ensemble du cycle de vie n'a pas pu être pris en compte. Seules les analyses du capteur et du répéteur ont été réalisées par nos soins, celle du concentrateur ayant été précédemment réalisée par Lambert (2010). Nous nous contenterons d'utiliser ses résultats. Nous ne présentons ici que les principaux résultats des études effectuées sur ces équipements, leurs détails pouvant être retrouvés en annexe 2.

2.1.1. Présentation des équipements

Le capteur est destiné à mesurer le taux de remplissage d'un point d'apport volontaire de déchets recyclables. Il est équipé d'un télémètre lui permettant de mesurer la hauteur de la colonne de déchets. Les mesures qu'il effectue sont communiquées au réseau sans fil via un module de communication utilisant le protocole Wavenis. Sa masse est de 441 grammes.

Le répéteur a pour fonction de participer à l'acheminement des informations des capteurs vers le concentrateur. Il est destiné à être utilisé exclusivement dans les

réseaux de capteurs utilisant le protocole de communication Wavenis. Installé en hauteur (par exemple sur un réverbère) entre les capteurs et le concentrateur, il peut couvrir une zone géographique lui permettant de relayer les informations fournies par un ou plusieurs capteurs et/ou autres répéteurs. Sa masse est de 321 grammes.

Les deux équipements sont alimentés par une batterie, qui n'est ni rechargeable, ni remplaçable – leur conception mécanique devant permettre un fonctionnement prolongé dans des environnements inhospitaliers (exposition au vandalisme, aux intempéries, aux lavages par jet d'eau à haute pression, aux inondations, aux variations saisonnières de température, etc.). Leur coque extérieure, en deux parties vissées, contient l'ensemble des composants électroniques. Elle est coulée dans une résine visant à assurer l'étanchéité. Ces équipements respectent les exigences du code IP68 de la norme IEC 60529 (International Electrotechnical Commission, 2001) relative à la protection des produits contre l'intrusion de corps solides et liquides. Les circuits électroniques qu'ils contiennent sont à ce titre protégés contre la pénétration de poussière et contre une immersion temporaire. Le fait que le contenu de la coque extérieure soit entièrement noyé dans une résine empêche tout remplacement de la batterie.

2.1.2. Méthode et outils

La modélisation des impacts a été réalisée à l'aide du logiciel EIME⁶¹ (version Server v4.0.0), spécialement développé pour l'analyse environnementale de produits électroniques. Ce logiciel permet d'estimer des impacts environnementaux selon 11 catégories indiquées par le tableau 7 ci-après^{62,63}. Notons cependant que les impacts de la fabrication et de la fin de vie du concentrateur, issus des résultats de Lambert (2010), ne sont exprimés que pour les 5 premiers indicateurs de cette liste.

⁶¹ Pour plus d'information concernant le logiciel EIME :

<http://www.codde.fr/page.php?rubrique=6&ssRubrique=10>. Consulté le 13 juin 2012.

⁶² Pour plus d'information concernant les indicateurs environnementaux générés par le logiciel EIME :

http://www.codde.fr/files/EIME%20Manuel%20Indicateurs_Juillet_09_CODDE_BV.pdf. Consulté le 13 juin 2012.

⁶³ Le groupe de travail international sur l'analyse du cycle de vie de la Commission Européenne (International Reference Life Cycle Data system - ILCD) recommande dans le contexte européen d'estimer les impacts environnementaux sur dix catégories, et recommande pour chacune d'entre elles une méthode de calcul (JRC European Commission, Institute for Environment and Sustainability, 2012). Ces catégories sont : changement climatique, déplétion de l'ozone stratosphérique, toxicité, particules en suspension, radiations ionisantes, formation d'ozone photochimique, acidification, eutrophisation, occupation des sols et épuisement des ressources. Sur ces dix catégories, trois ne sont pas prises en compte dans EIME, à savoir : particules en suspension, radiations ionisantes et occupation des sols. EIME prend également en compte une catégorie non présente dans la référence ILCD, à savoir la production de déchets dangereux (HWP). Parmi les sept catégories recommandées par la référence ILCD et prises en compte dans le logiciel EIME, deux implémentent le modèle de calcul recommandé par l'ILCD (changement climatique [GW] et déplétion de l'ozone stratosphérique [OD]). Ainsi, bien que les méthodes d'analyse offertes par le logiciel EIME ne soient pas strictement conformes à ces recommandations, elles offrent une couverture intéressante des différentes catégories d'impacts environnementaux.

Le logiciel EIME intègre également une base de données dont nous avons utilisé la version 10.0⁶⁴. Outre les critiques générales que l'on peut formuler quant à la représentativité des données environnementales dans le secteur de l'électronique, critiques que nous avons soulevées au chapitre 2 (section 2.1), les limites inhérentes à ces données en particulier sont les suivantes :

- Elles ne rendent pas compte des infrastructures de production. Pour donner un exemple, dans l'impact d'un procédé d'injection, sont comptabilisés les intrants et extrants (comme l'énergie et les chutes de matière), mais pas la production de la machine d'injection.
- Leur représentativité est limitée au territoire européen. Or les composants utilisés dans la fabrication des équipements électroniques ne sont que rarement produits en Europe.

	Catégorie d'impact	Dénomination dans le logiciel	Sigle	Méthode
1	épuisement des ressources naturelles abiotiques	raw material depletion	RMD	propriétaire EIME
2	épuisement des ressources énergétiques non renouvelables	energy depletion	ED	propriétaire EIME
3	épuisement des ressources en eau	water depletion	WD	propriétaire EIME
4	réchauffement climatique	global warming	GW	IPCC GWP100 years
5	déplétion de l'ozone stratosphérique	ozone depletion	OD	WMO 1998
6	toxicité dans l'air	air toxicity	AT	BUWAL 1991
7	formation d'ozone photochimique	photochemical oxidation	POC	UNECE 1991
8	acidification de l'air	air acidification	AA	CML 2001
9	toxicité de l'eau	water toxicity	WT	BUWAL 1991
10	eutrophisation des eaux douces et marines	water eutrophication	WE	CML 2001
11	production de déchets dangereux	hazardous waste production	HWP	propriétaire EIME

Tableau 7 - Catégories d'impacts prises en compte par le logiciel d'ACV EIME.

La phase d'usage des équipements étudiés n'a pas été considérée car, comme nous l'avons vu au chapitre 3 (section 2.1.3.1), celle-ci est hétéronome, c'est-à-dire qu'elle dépend de facteurs exogènes qui ne peuvent être connus à ce niveau d'analyse. Il est nécessaire d'analyser l'activité du réseau dans son ensemble afin de connaître celle de ses constituants. Cette analyse sera l'objet de la section 2.2 « Etape 1b – Analyse de l'infrastructure ». La fin de vie n'a également été considérée que partiellement, ceci pour deux raisons. D'une part les données environnementales concernant les procédés de recyclage sont quasiment inexistantes dans les bases de données disponibles. D'autre part existe le problème méthodologique de la prise en compte des bénéfices de la valorisation en fin de vie : l'énergie ou les matériaux récupérés doivent-ils apparaître au bénéfice du système dont ils sont issus (et ainsi apparaître comme des

⁶⁴ Le contenu de la base de données EIME v10.0 peut être consulté à l'adresse suivante : http://www.codde.fr/files/EIME_BDD_10_for_diffusion.pdf. Consulté le 13 juin 2012.

impacts « négatifs »), ou doivent-ils alléger le bilan environnemental du système qui les emploiera par la suite (et ainsi apparaître comme des ressources « sans impact ») ? Nous adoptons la seconde position, et ne prenons pas en compte les bénéfices potentiels de la valorisation en fin de vie. Les détails de la modélisation de toutes les phases du cycle de vie des équipements étudiés sont présentés en annexe 2.

2.1.3. Résultats

La figure 16 présente les contributions relatives des phases de fabrication, d'installation, de dépose et de fin de vie, aux impacts des cycles de vie des capteurs et répéteurs. La comparaison des résultats de l'analyse des deux équipements soulève des similitudes remarquables.

Pour ces deux produits, la phase de fabrication est la principale contributrice. Ceci est en grande partie dû aux composants mécaniques (coque et résine), dont les fonctions sont de protéger la carte électronique (notamment contre humidité) et de lui fournir un support sur le point d'apport. Ils représentent respectivement 86 et 67% de la masse du capteur et du répéteur. La résine est de plus problématique en termes de recyclabilité : elle empêche le démontage des équipements en fin de vie. Une fois la pile usée, ils ne peuvent être réparés, ni valorisés autrement que par de la récupération de matière après broyage. La présence de résine est donc particulièrement problématique : d'une part elle représente pour ces deux équipements 45% de leur masse, d'autre part elle réduit leur taux de recyclabilité en s'opposant au démontage de respectivement 75% et 95% de leur masse. En conséquence, les options de fin de vie pour les déchets résiduels se réduisent à l'incinération ou au stockage, options entraînant des impacts non négligeables (voir les indicateurs WT et WE).

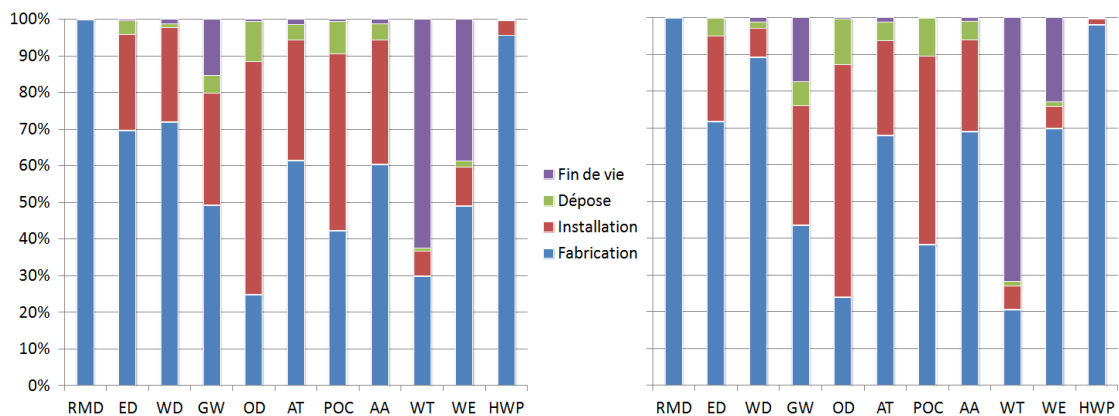


Figure 16 - Contributions relatives des phases du cycle de vie d'un capteur (à gauche) et d'un répéteur (à droite).

Il est également intéressant de noter que la phase d'installation n'est pas négligeable dans le bilan environnemental de ces équipements. Elle est le deuxième contributeur majeur aux impacts du capteur. Ces impacts sont dus à parts équivalentes aux déplacements des installateurs et aux éléments de fixation – certains de ces équipements, en fonction de la forme du point d'apport volontaire, pouvant être placés sur des équerres en acier inoxydable dont la masse peut dépasser celle du capteur même. Dans le cas du répéteur, même si l'installation n'est pas négligeable,

elle n'est cependant pas à compter dans les premiers contributeurs, la batterie ayant par exemple un plus fort impact en raison de sa masse importante.

Il peut paraître étonnant que, pour ces deux produits, les composants électroniques ne soient pas des contributeurs majeurs. Outre le fait que la base de données utilisée peut, en accord avec les critiques formulées au chapitre 2 (section 2.1), sous-estimer les impacts de ces composants complexes, nous pouvons exposer deux raisons à ce fait. D'une part, bien qu'il s'agisse de produits électroniques, la masse des composants électroniques ne représente respectivement que 3,8 et 2,4% batterie exclue (11 et 33% batterie incluse) de la masse du produit fini. Les composants mécaniques constituent la plus grande part de la masse des équipements, ce qui explique leur prédominance dans les impacts. D'autre part, les dimensions de ces produits sont dans l'absolu faibles, ce qui explique l'importance inhabituelle de leur phase d'installation. En effet, l'impact de cette phase n'est pas fonction de la masse du produit. Par conséquent, moins le produit est grand, plus la participation de cette phase dans les impacts de son cycle de vie peut être significative.

2.1.4. Préconisations pour l'éco-conception des équipements

Ces résultats nous permettent de pointer les principales caractéristiques de conception des équipements en lien avec leur impact environnemental, résumées par la figure 17.



Figure 17 - Caractéristiques influant sur l'impact des équipements.

Ceci nous permet de formuler les préconisations de conception suivantes :

- *Augmenter la compacité du produit.* Les composants mécaniques représentent respectivement 86 et 67% de la masse des capteurs et répéteurs et sont les premiers contributeurs à leurs impacts. Il serait intéressant de diminuer leurs masses – sans pour autant altérer leur rôle de protection du matériel électronique contenu dans l'équipement. Ceci est notamment possible via :
 - = Une diminution de la masse de la coque. Par exemple, les parois du capteur sont épaisses, et embrassent un volume supérieur au volume circonscrit aux composants électroniques. La taille de l'équipement excède ainsi de loin celle de la carte qui en est le cœur fonctionnel. Ainsi peut être recherchée la forme minimale permettant à la coque de remplir ses fonctions de protection.

- = Diminuer le volume circonscrit aux cartes électroniques, en réduisant la surface de carte ou en augmentant sa compacité. Ceci aurait le double avantage de diminuer l'impact des cartes électroniques (fortement dépendant de leur surface) et de permettre leur encapsulation dans une coque plus compacte. Ceci implique d'utiliser moins de matière pour les composants mécaniques. *A minima* peut également être recherchée la forme de la carte électronique qui minimise le volume de matière nécessaire à son encapsulation.
- *Trouver une alternative à la résine.* La résine représente 45% de la masse des deux équipements et s'oppose au démantèlement en fin de vie de respectivement 75 et 95% de leur masse. Trouver une alternative à la résine permettrait de combiner les avantages suivants :
 - = Diminuer la masse de matière utilisée (de 45%), et donc réduire d'autant les impacts environnementaux liés à sa production.
 - = Augmenter drastiquement la démontabilité du produit, et donc sa recyclabilité. Sans la résine, les capteurs et les répéteurs seraient respectivement recyclables de 64 et 62% pour un scénario de broyage à 79 et 62% pour un scénario de démontage.
 - = Offrir la possibilité d'effectuer des opérations de maintenance et/ou de réparation sur les capteurs, notamment le remplacement des piles. Plus que d'autoriser le recyclage, la suppression de la résine autoriserait donc la réutilisation des composants, voire de l'équipement complet.
 - = Autoriser un traitement séparé de la pile et des cartes électroniques en fin de vie, ces composants étant identifiés par la directive DEEE comme déchets dangereux (Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne, 2003b).
- *Limiter les déplacements lors de l'installation.* Les déplacements des installateurs sur site représente une part importante de la phase d'installation, phase parmi les plus contributrices aux impacts. Ces déplacements pourraient être par exemple évités en faisant appel à des installateurs locaux. Les déplacements effectués pendant la tournée d'installation sont eux contraints par la localisation géographique des équipements à installer.
- *Optimiser la fixation des capteurs.* L'équerre de fixation des capteurs représente une part importante des impacts de la phase d'installation. Ceci est dû à des sur-qualités. D'une part elle est plus lourde que l'équipement qu'elle supporte. D'autre part, elle est faite d'acier inoxydable, matériau à très longue durée de vie. Les points d'apport volontaire sont quant à eux faits d'acier galvanisé, de moindre durée de vie. Il est inutile d'utiliser un matériau noble (et cher) pour fabriquer un élément de fixation dont la durée de vie excèdera celle de son support si aucune réutilisation n'est envisagée. Afin de minimiser l'impact de la fixation, il serait donc intéressant :
 - = d'optimiser la masse de l'équerre, de manière à diminuer son impact sans altérer sa fonction de support.
 - = de se passer d'équerre de fixation en concevant la coque de l'équipement de manière à ce qu'il puisse s'adapter aux différents environnements dans lequel il doit être placé.

- = d'adapter la durée de vie de l'équerre à l'utilisation qui en est envisagée. Plusieurs possibilités :
 - ≡ utiliser un matériau dont la durée de vie est en accord avec celles des éléments auxquels il s'associe. Il est possible d'utiliser un matériau moins noble et à moindre impact.
 - ≡ mutualiser l'impact de la fabrication de l'équerre sur plusieurs cycles d'utilisation.

Certaines de ces préconisations sont venues appuyer des réflexions déjà présentes chez les constructeurs de ces équipements, et certaines ont été suivies dans des projets de conception, comme la suppression de la résine, l'amélioration des fixations, la sollicitation d'installateurs locaux ou encore la recherche d'une conception compacte des cartes électroniques.

2.2. Etape 1b – Analyse de l'infrastructure réseau

Le calcul des impacts unitaires des équipements nous fournit certains des termes du calcul de l'impact environnemental du réseau (présenté par l'équation 9, chapitre 3, section 2.1.2), à l'exception de ceux relatifs à la phase d'opération. La détermination des termes manquants requiert l'utilisation de l'outil de calcul des impacts d'un réseau de capteurs présenté au chapitre 3 (section 3). Ses résultats nous permettront de déterminer les critères de conception ayant une influence sur les impacts du réseau, et par là-même de formuler des préconisations d'éco-conception. Rappelons que l'usage de réseaux de capteurs nécessite celui d'une infrastructure de télécommunication, de serveurs de traitement et de terminaux de consultation qui ne sont pas pris en compte dans cette étude.

2.2.1. Présentation du scénario de réseau

Nous examinons le déploiement d'un réseau fictif pouvant couvrir les points d'apport volontaire de déchets de verre de la ville de Grenoble. Le déploiement de ce réseau est présenté par la figure 18.

Nous partons des postulats suivants concernant le cycle de vie du réseau :

- *Déploiement* : Le réseau est supposé être installé en une fois. Chacun des 288 points d'apport volontaire de la ville est équipé d'un capteur. 67 d'entre eux sont des conteneurs enterrés, 221 sont des conteneurs dits aériens, c'est-à-dire posés au sol. La surface de la ville est couverte par 72 répéteurs disposés selon une grille à mailles triangulaires de 500m de côté. Au-dessus de chaque capteur enterré est installé un répéteur intermédiaire. Il permet de palier aux atténuations auxquelles font face les ondes radio envoyées par les capteurs enterrés. Un capteur enterré et son répéteur intermédiaire communiquent de manière exclusive. Enfin, un unique concentrateur est installé au centre de la ville. La figure 18 présente la disposition géographique des équipements déployés.
- *Opération* : L'exploitation du réseau est supposée durer dix ans. Chaque équipement tombant en panne est instantanément remplacé suivant une politique de maintenance curative. Il est supposé que tous les équipements

peuvent fonctionner pendant les dix ans sans risque de panne autre que la décharge de leur batterie (si pertinent). Nous faisons l'hypothèse que les équipements défaillants sont remplacés par des équipements identiques. Les capteurs effectuent 24 mesures par jour qu'ils envoient instantanément à travers le réseau. L'opération de remplacement est supposée être effectuée par un opérateur local.

- *Démantèlement* : A la fin de la durée d'opération, les équipements sont déposés et font l'objet d'un traitement de fin de vie.

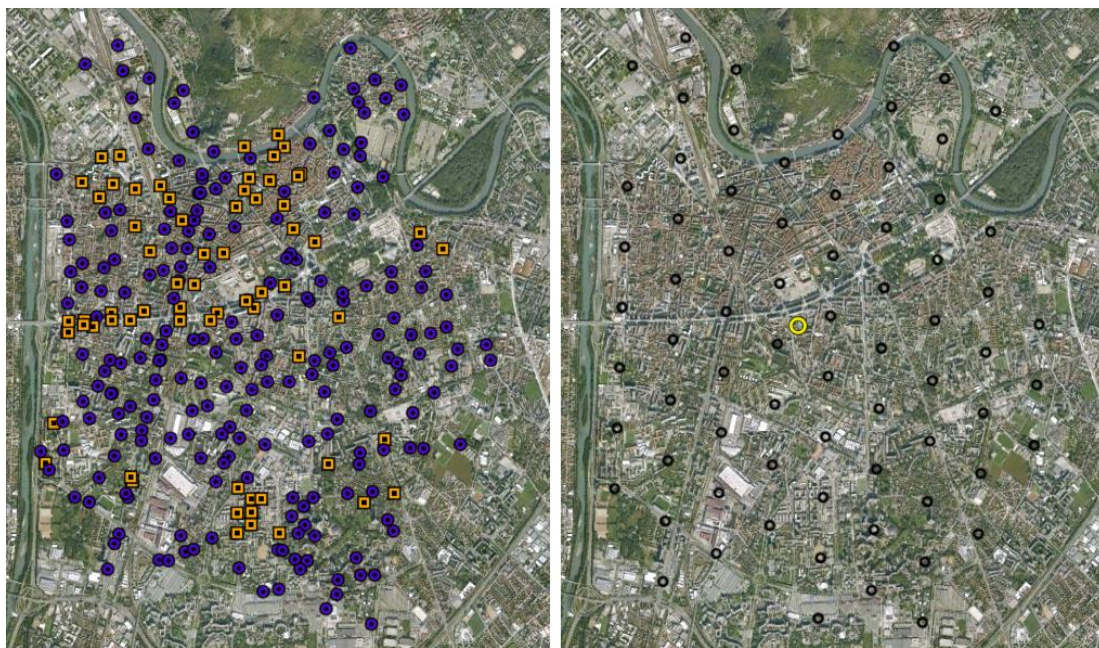


Figure 18 - Déploiement des capteurs et répéteurs dans notre cas d'étude (A gauche : les marqueurs bleus représentent les capteurs enterrés, les marqueurs orange les capteurs aériens. A droite : les marqueurs noirs représentent les répéteurs, le marqueur jaune le concentrateur).

2.2.2. Méthode et outils

Pour analyser le réseau ainsi décrit, nous avons utilisé l'outil de calcul des impacts d'un réseau introduit au chapitre 3 (section 3) Le module spécifique permettant de représenter le protocole Wavenis y a été ajouté. Ce protocole possède les caractéristiques suivantes :

- Il est adressé. Autrement dit : chaque message est adressé à un destinataire en particulier.
- Il est constitué de trois types de nœuds : les capteurs, les répéteurs et les concentrateurs. Chaque type joue un rôle particulier dans le réseau, et adopte donc un comportement spécifique.
- Il est structuré par niveaux. Les niveaux sont ordonnés de la manière suivante : 1) concentrateurs 2) répéteurs 3) capteurs.
- Il est structuré en arbre. Chaque nœud du réseau ne communique qu'avec un nœud unique de niveau supérieur.

- Il est multi-bandes. Les communications peuvent être effectuées sur différentes bandes de fréquence dont on suppose qu'elles n'interfèrent pas entre elles.
- Il est non synchronisé, c'est-à-dire que les nœuds ne savent pas quand leurs voisins sont susceptibles de tenter d'entrer en communication avec eux.
- Il est bidirectionnel, ce qui permet la détection et la répétition des messages perdus.

Les capteurs et répéteurs sont des équipements mono-tâches. Leur consommation énergétique a été représentée avec le modèle présenté au chapitre 3 (section 3.2.3). Le concentrateur est quant à lui un équipement plus complexe. Des mesures ont montré que sa consommation est une fonction affine du nombre de capteurs qu'il permet de relayer. C'est donc ainsi qu'a été représentée sa consommation pour cette étude.

2.2.3. Résultats

Le tableau 8 présente les résultats de la simulation du réseau. Celle-ci a permis de calculer la consommation d'électricité des équipements sur secteur et le nombre de remplacements d'équipements survenant sur les dix ans d'opération du réseau. Ces informations correspondent respectivement au terme $E(T)_n$ de l'équation 19 et au terme N_n de l'équation 16. Ces termes permettent respectivement de calculer les termes CON_n et REM_n de l'équation 9, derniers termes nécessaires au calcul de l'impact environnemental du réseau.

Type d'équipement	Nombre initial	Remplacements	Durée de vie moyenne (a)	Consommation d'électricité
Capteur Aérien	221	212	7.8	0
Capteur Enterré	67	0	12.2	0
Répéteur intermédiaire	67	0	12.6	0
Répéteur	72	156	4.3	0
Concentrateur	1	0	-	777kWh
Total	428	368	-	777kWh

Tableau 8 - Résultat de la simulation de la consommation énergétique dans réseau.

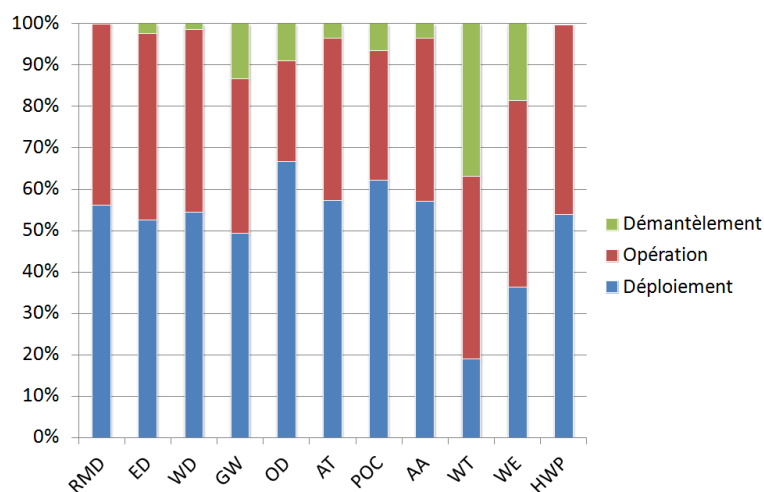


Figure 19 - Impacts relatifs des trois phases du cycle de vie du réseau.

Les impacts du réseau calculés grâce à l'équation 9 sont présentés par la figure 19. Y sont détaillées les contributions relatives des trois phases du cycle de vie du réseau. La phase de déploiement, correspondant à l'installation des 428 équipements, est la plus forte contributrice. Elle contribue à plus de la moitié de 8 des 11 impacts, et à plus du tiers de 9 des 11 impacts. Suit la phase d'opération, dont les impacts sont générés par les 368 remplacements et la consommation de 777kWh d'électricité du secteur. Cette phase représente plus du tiers de 10 des 11 impacts. La phase de démantèlement ne contribue que marginalement à 8 des 11 impacts et significativement qu'à un seul impact (WT). Les impacts de ces trois phases sont détaillés ci-après.

2.2.3.1. Phase de déploiement

La figure 20 présente les contributions relatives des différents types d'équipements aux impacts de la phase de déploiement. La distribution des impacts est comparable à celle des 428 nœuds du réseau. Les capteurs représentent 67% du nombre des équipements initialement déployés, et entre 54 et 79% des impacts. Les répéteurs, légèrement plus petits et moins impactants que les capteurs, représentent 32% du nombre des équipements déployés, et entre 18 et 46% des impacts. Le concentrateur, unitairement plus impactant que les capteurs et répéteurs, ne représente qu'une part marginale des impacts.

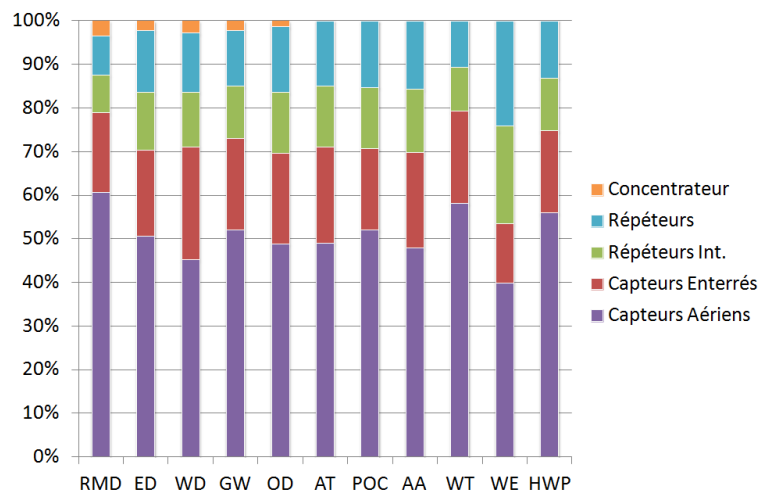


Figure 20 - Contribution relative des différents types d'équipements aux impacts de la phase de déploiement.

2.2.3.2. Phase d'opération

La figure 21 présente les contributions relatives des différents types d'équipements aux impacts de la phase d'opération. Les capteurs aériens totalisent entre 47 et 75% des impacts de cette phase, suivis par les répéteurs dont les impacts en représentent entre 25 et 52%, puis, de manière plus marginale, du concentrateur qui représente au maximum 24% des impacts (sur l'indicateur Energy Depletion) et en moyenne 6%. Enfin, les capteurs enterrés et les répéteurs intermédiaires ne présentent aucun impact sur cette phase car ne nécessitent pas de remplacement ni ne consomment d'énergie du secteur. Le détail des impacts de chaque type d'équipement est présenté ci-après.

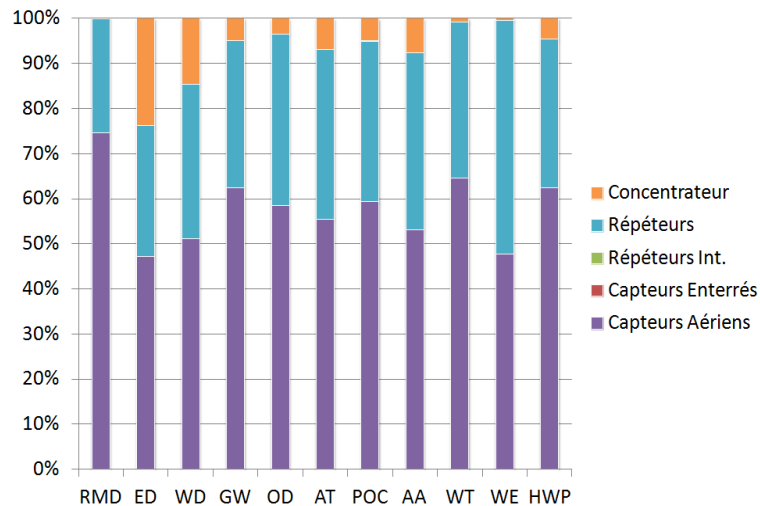


Figure 21 - Contribution relative des différents types d'équipements aux impacts de la phase d'opération.

2.2.3.2.1. Capteurs

Les impacts des capteurs dans la phase d'opération sont dus à leur remplacement pour cause de batterie épuisée, conséquence d'une consommation énergétique ne leur permettant pas de fonctionner les dix ans que dure l'opération du réseau. Bien que de même facture et effectuant les mêmes tâches, les capteurs enterrés et aériens ne présentent pas les mêmes durées de vie. Alors que les premiers durent plus longtemps que la durée d'opération du réseau, et ne génèrent ainsi aucun impact dans cette phase, les seconds, avec une durée de vie moyenne de moins de 8 ans, doivent quasiment tous être remplacés une fois.

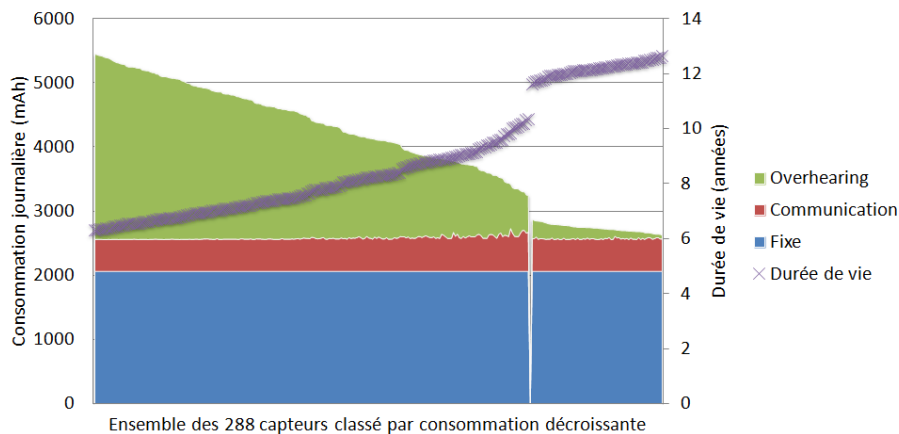


Figure 22 – Consommations et durées de vie des capteurs aériens (à gauche de la séparation) et enterrés (à droite de la séparation), classés par consommation totale décroissante et durée de vie croissante.

La figure 22 montre que cette différence est uniquement due au phénomène de sur-écoute. Celui-ci demande aux capteurs aériens une consommation importante pouvant avoisiner 50% de leur consommation totale. Cette consommation est en revanche négligeable pour les capteurs enterrés. Cette différence s'explique par l'atténuation du signal dont bénéficient les capteurs enterrés : les ondes

électromagnétiques peinant à les atteindre, ces capteurs ne peuvent recevoir de communications que d'équipements très proches, et sont donc moins affectés par les sur-écoutes.

2.2.3.2.2. Répéteurs

Les impacts des répéteurs en phase d'opération sont, comme ceux des capteurs, consécutifs aux remplacements pour cause de batterie épuisée. Pour ces équipements, on retrouve la même dichotomie entre les répéteurs intermédiaires qui n'ont pas besoin d'être remplacés, et les autres répéteurs qui nécessitent plusieurs remplacements pendant la phase d'opération. Avec une durée de vie moyenne de 4,5 ans, certains d'entre eux requièrent jusqu'à quatre remplacements. Les répéteurs sont clairement sous-dimensionnés, l'énergie qu'ils embarquent ne leur permettant pas de supporter pendant toute la phase d'opération l'intensité des communications dont ils ont la charge. La différence entre répéteurs et répéteurs intermédiaires s'explique par l'examen de la figure 23. Leurs consommations relatives à la communication et à la sur-écoute révèlent des différences importantes. La première est liée au nombre de capteurs que les répéteurs relaient : les répéteurs intermédiaires ne relaient qu'un seul capteur, à la différence des autres répéteurs qui en relaient entre 1 et 8. Or, plus un répéteur relaie de capteurs, plus il consomme (ce qui explique l'apparition d'une forme en escaliers sur cette figure). La seconde est liée à la différence de hauteur d'installation des répéteurs : les répéteurs intermédiaires sont installés plus près du sol, pour bénéficier d'une bonne qualité de communication avec les capteurs enterrés qu'ils relaient. Les autres répéteurs sont quant à eux installés plus haut pour couvrir un espace géographique plus large. Or, plus un équipement est placé haut, moins les ondes électromagnétiques qui lui parviennent sont brouillées par l'espace urbain environnant, et plus il est sujet aux sur-écoutes.

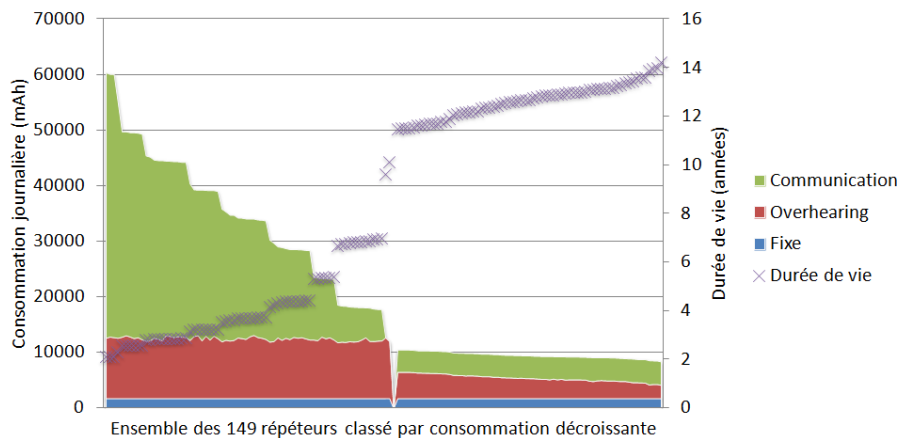


Figure 23 - Consommations et durées de vie des répéteurs (à gauche de la séparation) et répéteurs intermédiaires (à droite de la séparation), classés par consommation totale décroissante et durée de vie croissante.

2.2.3.2.3. Concentrateur

Bien que la contribution du concentrateur aux impacts de cette phase soit marginale, elle reste relativement importante pour un équipement isolé parmi plusieurs centaines. Cette surreprésentation est due à une consommation énergétique sans

commune mesure avec celle des capteurs et des répéteurs, la première se comptant en watts, les secondes en milliwatts. Certes, les performances attendues de ces équipements sont également très différentes. Il n'en reste pas moins que cette différence de consommation est révélatrice de la différence d'attention généralement portée à l'énergie dans la conception des équipements fixes et mobiles (Domingo *et al.*, 2011).

2.2.3.3. Phase de démantèlement

La figure 24 présente les contributions relatives des différents types d'équipements aux impacts de la phase de démantèlement. Comme pour la phase de déploiement, la distribution des impacts suit la distribution des 428 nœuds du réseau. Les capteurs représentent entre 69 et 86% des impacts, les répéteurs entre 14 et 31% ; le concentrateur n'en représente qu'une part marginale.

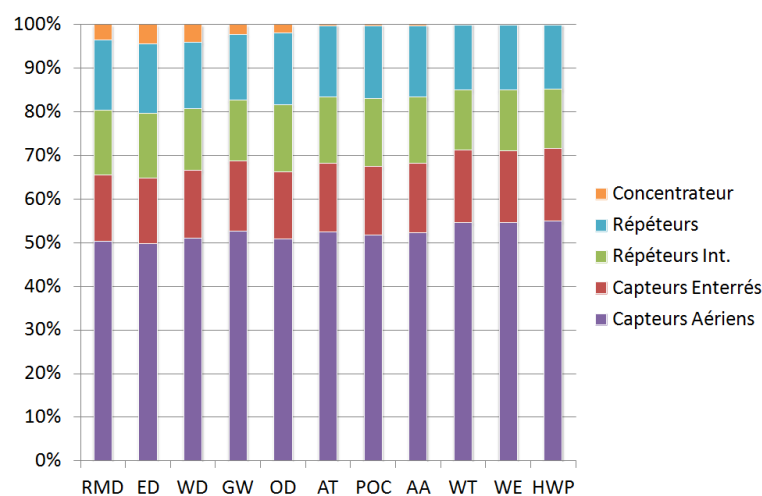


Figure 24 - Contribution relative des différents types d'équipements aux impacts de la phase de démantèlement.

2.2.4. Préconisations pour l'éco-conception de l'infrastructure

La modélisation des impacts environnementaux du réseau nous a permis de mettre en lumière les facteurs de l'impact environnemental du réseau. Nous détaillons ici ces facteurs et en déduisons des préconisations d'éco-conception. Nous étant déjà intéressés dans la section précédente aux caractéristiques de conception des équipements pris individuellement (section 2.1. « Etape 1a – Analyse des équipements »), nous nous concentrons ici sur les caractéristiques de leur intégration dans le réseau. Rappelons que l'impact du réseau est, comme défini par l'équation 9 du chapitre 3 (section 2.1.2) et résumé ici par la figure 25, la somme des impacts de ses nœuds. L'impact du réseau dépend donc du nombre de nœuds et de l'impact de chaque nœud. Par conséquent, deux axes d'amélioration sont disponibles : diminuer le nombre de nœuds et diminuer l'impact d'un nœud.

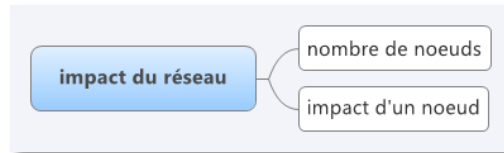


Figure 25 - Caractéristiques influant sur l'impact du réseau.

2.2.4.1. Diminuer le nombre de nœuds

Chacun des trois types de nœuds (concentrateur, répéteur et capteur) peut faire l'objet d'une stratégie de déploiement optimal. Pour ce qui est des capteurs, cette stratégie est fortement contrainte par la localisation de l'information à fournir. Ainsi dans l'exemple étudié, le placement des capteurs est défini par le positionnement des points d'apport volontaire, et il n'existe donc pas de marge de manœuvre. Pour ce qui est des répéteurs et des concentrateurs, le placement est contraint par celui des capteurs, par la topologie urbaine et par la portée des équipements. Cette portée est limitée par la puissance d'émission, la sensibilité en réception et les distances relatives entre équipements. Ces liens de dépendance sont présentés par la figure 26.



Figure 26 - Caractéristiques influant sur le nombre de nœuds.

Afin de minimiser le nombre de répéteurs et de concentrateurs, nous pouvons formuler les préconisations suivantes :

- *Optimiser le déploiement* des répéteurs et des concentrateurs en fonction du positionnement des capteurs. Dans l'exemple présenté, le déploiement des répéteurs correspond à une grille homogène à motif triangulaire. Or le déploiement des capteurs est lui hétérogène, et n'a pas été conçu en fonction des capteurs. Il est donc possible de trouver un déploiement minimal de répéteurs pour couvrir les capteurs.
- *Augmenter la portée des équipements*. Ceci peut se faire par une augmentation de leur puissance d'émission et de leur sensibilité de réception. Placer des équipements de manière à ce que la perturbation des communications soit minimale est aussi une stratégie.
- *Questionner la criticité des données* et par conséquent le taux de pertes maximal permettant d'opérer le service. Voir section 4.1 « Caractéristiques des données influant sur l'impact de l'infrastructure ».

2.2.4.2. Diminuer l'impact de chaque nœud

Les caractéristiques influant sur l'impact d'un nœud sont présentées par la figure 27. Diminuer l'impact de chaque nœud nécessite de prêter attention aux trois phases du cycle de vie du réseau (déploiement, opération, démantèlement).

Pour ce qui est des phases de déploiement et de démantèlement, ceci revient respectivement à diminuer l'impact du déploiement du premier équipement matérialisant le nœud et celui du démantèlement du dernier équipement matérialisant le nœud. Ceci revient à mener une réflexion au niveau équipement, réflexion que nous avons présentée en section 2.1 « Etape 1a – Analyse des équipements ».

Pour ce qui est de la phase d'opération, nous pouvons distinguer les équipements sur batterie et les équipements sur secteur : l'impact des premiers est dû à leurs remplacements pour cause de batterie épuisée, celui des seconds est dû à la consommation d'électricité du secteur. Dans les deux cas, les impacts dépendent de la consommation énergétique, qui est donc une caractéristique sur laquelle il faut s'attarder (ce que nous faisons ci-après). C'est seulement sur les conséquences de cette consommation que les deux cas divergent – conséquences qui dépendent du type d'alimentation. Pour les équipements sur secteur, l'impact créé par la consommation d'une quantité d'énergie dépend du réseau électrique et n'est pas maîtrisable. Pour les équipements sur batterie, l'impact créé par la consommation d'une quantité d'énergie dépend du dimensionnement de la batterie (qui détermine la fréquence de son épuisement) et des opérations à effectuer quand celle-ci est épuisée. Dans le cas présent, cette opération correspond au remplacement de l'équipement dans son intégralité, la batterie ne pouvant être démontée.

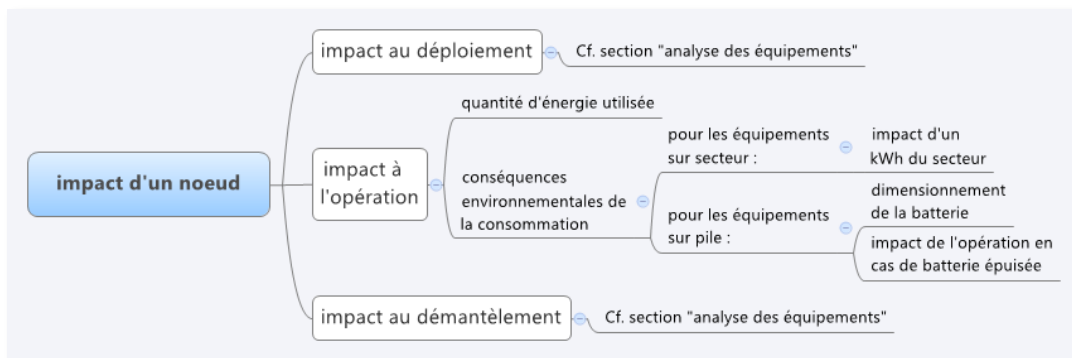


Figure 27 - Caractéristiques influant sur l'impact d'un nœud.

Afin de minimiser l'impact de chaque nœud, nous pouvons formuler les préconisations suivantes :

- *Minimiser l'impact au déploiement et au démantèlement* : voir section 2.1 « Etape 1a – Analyse des équipements ».
- *Minimiser la consommation énergétique* : voir section 2.2.4.3 « Minimiser la consommation énergétique » ci-dessous.

- Minimiser les conséquences environnementales de la consommation :
 - = Adapter l'alimentation à la charge :
 - ≡ *Augmenter la taille des batteries.* Le fait de remplacer l'équipement entier lorsque sa batterie est épuisée entraîne la mise au rebus de matériel qui ne le nécessite pas. Augmenter la taille de la batterie permettrait de diminuer la fréquence de remplacement, et ainsi de diminuer la masse de matériel inutilement remplacé.
 - ≡ *Changer le type d'alimentation.* Si l'augmentation de la capacité de la batterie alors que celle-ci est déjà importante ne suffit pas à tenir la charge, il convient de questionner la pertinence de ce moyen d'alimentation. Une alimentation par récupération d'énergie de l'environnement (par panneaux photovoltaïques par exemple) ou par le secteur peut dans ce cas être envisagée.
 - = *Rendre les batteries changeables.* Une grande partie de l'impact du remplacement provient de la nécessité de remplacer l'équipement dans son intégralité alors que seul l'élément critique à l'origine de la panne (la batterie) ne le nécessite. La possibilité de changer la batterie éliminerait cet impact.

2.2.4.3. Minimiser la consommation énergétique

La consommation énergétique d'un appareil dépend 1) du minimum théorique d'énergie nécessaire aux tâches qui lui sont demandées 2) du rendement avec lequel l'appareil réalise ces tâches 3) de l'efficacité des tâches que l'utilisateur lui demande pour satisfaire son besoin (Elias *et al.*, 2009). La consommation minimum théorique nécessaire à la réalisation d'une tâche donnée étant une constante physique – par conséquent non modifiable – deux axes d'amélioration peuvent être explorés : minimiser l'inefficacité de l'appareil à réaliser les tâches qui lui sont données, et minimiser le nombre de ces tâches – en priorité les plus consommatrices. En d'autres termes, il s'agit de minimiser la consommation de l'équipement pour une charge donnée (c'est-à-dire augmenter son efficacité énergétique) et de minimiser la charge de l'équipement.



Figure 28 - Caractéristiques ayant une influence sur la consommation énergétique.

2.2.4.3.1. Optimiser l'efficacité énergétique des équipements

Pour optimiser l'efficacité énergétique d'un équipement, on pourra se rapporter aux résultats du projet SynErgiCo⁶⁵ (Synergie-enErgie-Conception) au sein duquel a été développée une méthode de pilotage de la consommation énergétique d'un produit

⁶⁵ Pour plus d'information sur le projet SynErgiCo : <http://synergico.g-scop.grenoble-inp.fr/>.

au cours de sa conception. Voir à ce titre Evrard *et al.* (2012), Domingo *et al.* (2011) et Bonvoisin *et al.* (2010). Ces derniers proposent une démarche globale et une liste de préconisations permettant de piloter la consommation énergétique des produits électriques et électroniques au cours de leur conception. Quelques exemples de leurs préconisations sont présentés ci-dessous :

- *Eviter toute activité en veille.* La veille représente généralement une large part du temps de fonctionnement d'un appareil. Même si la puissance de ce mode peut être faible, il peut représenter une large part de la consommation totale.
- *Eviter les séquences attente/action.* Certaines tâches peuvent nécessiter des séquences d'actions et d'attente de réaction d'un autre système (utilisateur, autre équipement, etc.). Pendant les temps d'attente, l'interface consomme en attendant une réponse.
- *Ajuster dynamiquement les capacités des composants aux tâches qui leurs sont confiées.* Plus fin que de faire fonctionner les composants en deux états (arrêt, allumé), il s'agit d'adapter la puissance du composant sollicité à la tâche à réaliser.
- *Utiliser des programmes/algorithmes/codes efficaces.* La réalisation d'une tâche peut être codée en une infinité de variantes plus ou moins consommatrices. Il peut être intéressant de rechercher l'algorithme et les structures de données permettant d'effectuer une tâche en un minimum d'instructions et d'occupation de mémoire.
- *Minimiser le nombre d'étages de conversion des alimentations.* Chaque étage de conversion de tension génère des pertes énergétiques.
- *Eviter les surdimensionnements.* Les capacités fonctionnelles des produits peuvent être surdimensionnées par rapport aux besoins, et entraîner des consommations inutiles.
- *Utiliser systématiquement la tension la plus faible possible.* La consommation énergétique des composants est proportionnelle à leur tension d'alimentation. Utiliser la juste tension permettant aux composants de remplir leur fonction permet d'éviter des déperditions énergétiques.

2.2.4.3.2. Minimiser la charge des équipements

Examinons maintenant la possibilité de diminuer la charge des équipements. Nous l'avons vu avec les résultats de l'analyse du réseau : la consommation énergétique d'un équipement est fortement déterminée par la consommation liée à la communication et aux sur-écoutes. Pour un répéteur, la consommation de communication est clairement liée au nombre de capteurs qu'il relaie. Pour tous les équipements, cette consommation est liée à la quantité de données à transmettre et au protocole de communication. La consommation des sur-écoutes dépend quant à elle de la consommation unitaire et de la fréquence de ces événements. Celle-ci dépend du nombre de nœuds dans le voisinage, du volume de leurs communications, et de la présence ou non de mécanismes d'évitement des sur-écoutes. Le nombre de nœuds voisins dépend de la densité géographique des équipements, de la sensibilité des équipements et de leur puissance d'émission. Ces liens de dépendance sont présentés par la figure 29.

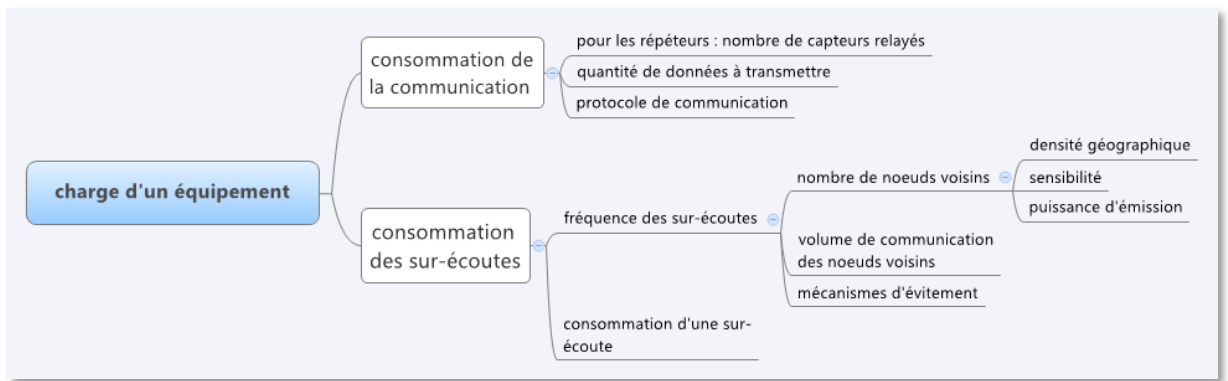


Figure 29 - Caractéristiques ayant une influence sur la charge des équipements.

Au vu de ces liens de dépendance entre les caractéristiques du réseau, nous pouvons formuler les préconisations suivantes :

- Minimiser la consommation de communication :
 - = *Pour les répéteurs : minimiser le nombre de capteurs qu'ils relaient.* Une capacité de batterie en désaccord avec le nombre d'équipements à gérer peut entraîner des remplacements fréquents, comme nous l'avons vu dans notre exemple.
 - = *Minimiser la quantité de données à transmettre.* Deux options : transmettre moins d'informations ou compresser les données. La première option sera examinée en section 4 « Etape 3 – Analyse de l'information » car elle influe sur la fonction du service rendu par ces informations. La seconde option peut être réalisée par un algorithme de compression, avec ou sans pertes, basé sur les redondances statistiques de la syntaxe des données. La compression peut être également sémantique, en envoyant des données interprétées plutôt que d'envoyer des données brutes. Ceci nécessite cependant de donner aux équipements une plus grande capacité de traitement, pouvant engendrer un surcoût énergétique local.
 - = *Optimiser le protocole de communication.* La communication entre équipements nécessite d'échanger d'autres informations que les données à transmettre. Les équipements doivent dialoguer pour se synchroniser. Ils doivent également encapsuler les données avec des métadonnées. Minimiser le volume de ces communications de synchronisation et de ces métadonnées permet de minimiser le volume global de communication.
- *Minimiser la consommation des sur-écoutes :*
 - = *Minimiser la consommation d'une sur-écoute.* Il s'agit ici de prévoir un mécanisme pour qu'un équipement puisse détecter au plus vite si le signal qu'il perçoit ne lui est pas destiné. Ceci permettrait dans ce cas à un équipement de rester dans un état d'écoute le moins longtemps possible, et ainsi d'économiser de l'énergie.
 - = *Minimiser la fréquence de sur-écoutes :*
 - ≡ *Intégrer des mécanismes d'évitement des sur-écoutes.* Il s'agit ici de prévoir un mécanisme pour que l'encombrement électro-

magnétique provoque un minimum de sur-écoutes. Un exemple de ces mécanismes est l'utilisation de plusieurs bandes de communication qui n'interfèrent pas entre elles.

- ≡ *Limiter la densité des équipements dans l'espace.* Plus le déploiement est clairsemé, c'est-à-dire plus il y a de distance entre les nœuds, plus les signaux leur parvenant sont atténués, et moins l'environnement est encombré.
- ≡ *Limiter la sensibilité des équipements.* Nous avons montré que les capteurs enterrés sont nettement moins victimes de sur-écoutes car ils bénéficient d'une atténuation des signaux de leurs voisins du fait qu'ils sont dans un milieu rendant difficile la propagation des ondes électromagnétiques. Par analogie, il est possible de limiter au juste nécessaire la sensibilité en entrée des capteurs afin qu'ils ne soient sollicités que par leurs voisins les plus proches. Cette option revient à remplacer une distance physique par une distance électromagnétique.
- ≡ *Limiter la puissance d'émission.* De la même manière, adapter la puissance d'émission à la distance maximale à laquelle un équipement souhaite communiquer permet de couvrir une zone géographique plus restreinte et ainsi de participer à l'encombrement de l'espace d'un nombre restreint d'équipements. Il est cependant à noter que l'augmentation de l'atténuation du signal peut avoir pour conséquence une probabilité d'échec plus importante des communications voulues.
- ≡ *Limiter la communication dans le réseau.* La fréquence d'occurrence de sur-écoutes est directement liée à l'intensité de communication dans le réseau.

3. Etape 2 – Analyse du domaine d'application

Après nous être intéressés aux impacts directs du service à travers l'analyse des équipements et de l'infrastructure réseau, nous nous intéressons ici à ses impacts indirects, c'est-à-dire aux impacts qu'il permet d'éviter à son domaine d'application. Ce dernier correspond dans notre exemple à l'activité de collecte des déchets recyclables, c'est-à-dire aux tournées de relève visant à transporter les déchets des points d'apport volontaire vers un centre logistique. Les conséquences attendues de l'optimisation de cette activité sont listées dans l'encadré 3.

Baisse de la consommation de gasoil
Augmentation de la durée de vie des points d'apport
Diminution des impacts sur le trafic urbain
Diminution des nuisances sonores
Diminution du nombre de camions de relevage
Augmentation des flux captés

Encadré 3 - Liste des conséquences des modifications apportées par le service d'optimisation à son domaine d'application.

Nous avons identifié au chapitre précédent deux enjeux pour l'estimation de la pertinence environnementale d'un service d'optimisation : la calculabilité des conséquences environnementales de l'optimisation, et la comparabilité des impacts environnementaux évités par rapport aux nouveaux créés. Parmi ces conséquences environnementales listées, la baisse de la consommation de gasoil est la seule qui soit aisément estimable, les autres nécessitant des observations sur de nombreuses années, ou étant des phénomènes affectés par d'autres causes non isolables. Nous ne prendrons donc en compte ici que les impacts indirects relatifs à la consommation de gasoil des camions de relève.

Le tableau 9 présente le nombre de relèves effectuées et la distance parcourue lors des tournées dans les deux versions du domaine d'application (avec et sans optimisation). Ces données, issues de retours d'expérience des clients du service d'optimisation, nous permettent de déduire la consommation de gasoil pour les deux versions du domaine d'application sur une durée d'exploitation de dix ans. Nous faisons pour cela l'hypothèse que la consommation de gasoil du camion de relève est de 50 litres aux 100 kilomètres, et que la consommation relative à une relève est équivalente à celle d'un kilomètre parcouru.

Le tableau 10 présente les impacts environnementaux correspondants à cette consommation, déterminés à l'aide du logiciel d'ACV EIME, et donc exprimés dans les mêmes unités que les impacts directs du service.

	Sans optimisation	Avec optimisation	Gain
Distance parcourue (km)	21900	17800	19%
Relèves effectuées (-)	11500	6800	49%
Consommation de gasoil (L)	167000	123000	26%

Tableau 9 - Comparaison de la consommation de gasoil sans et avec le service d'optimisation.

Indicateur	Unité	Impact sans optimisation	Impact avec optimisation
RMD	γ^{-1}	9,16E-12	3,32E-11
ED	MJ	6,71E+06	5,02E+06
WD	dm ³	6,37E+05	4,94E+05
GW	g ~CO ₂	5,14E+08	3,83E+08
OD	g ~CFC-11	3,76E+02	2,78E+02
AT	m ³	2,43E+11	1,80E+11
POC	g ~C ₂ H ₄	8,70E+05	6,43E+05
AA	g ~H+	1,56E+05	1,16E+05
WT	dm ³	6,62E+07	5,16E+07
WE	g ~PO ₄	8,84E+03	6,99E+03
HWP	kg	1,98E+02	1,99E+02

Tableau 10 - Impact du domaine d'application sans et avec optimisation.

4. Etape 3 – Analyse de l'information

Après avoir examiné les impacts directs et indirects du service, nous pouvons nous questionner sur les caractéristiques de l'information qui fondent ces impacts. Nous pourrions ensuite rechercher la configuration des données brutes minimisant la

sollicitation de l'infrastructure et permettant de générer une information minimisant l'impact de son domaine d'application.

Ceci nous amène à nous poser les questions suivantes :

- Quelles sont les caractéristiques des données que le service requiert et qui ont une influence sur l'impact généré par l'infrastructure ?
- Quelle information est requise pour permettre un impact minimal du domaine d'application ?
- Est-il possible de générer le même produit informationnel avec des données brutes permettant une moindre sollicitation de l'infrastructure ?

4.1. Caractéristiques des données influant sur l'impact de l'infrastructure

Tel que nous l'avons décrit au chapitre 3 (section 1.2), l'impact environnemental du service découle en partie du fait qu'il sollicite une infrastructure afin de générer les données qu'il requiert pour délivrer sa fonction. La figure 30 présente les caractéristiques des données influençant l'impact du réseau.

Nous avons vu plus haut que l'impact du réseau dépend du nombre de nœuds et de l'impact de chaque nœud, ce dernier étant fortement influencé par la consommation énergétique. Le nombre de nœuds dépend de la *localisation géographique* de l'information à capter. La consommation énergétique dépend du volume de communication, dépendant lui-même du volume des données envoyées par les capteurs et du volume des métadonnées nécessaires au protocole de communication. Le volume des données envoyées dépend *du volume de données générées*, ainsi que de leur *validité temporelle*. Le volume des métadonnées dépend quant à lui de la *criticité des données* et de la nécessité d'une *bidirectionnalité* des échanges. Nous détaillons ci-dessous l'influence de ces caractéristiques sur les impacts directs et indirects et examinons ainsi quelles peuvent être les pistes permettant de diminuer l'impact du service.

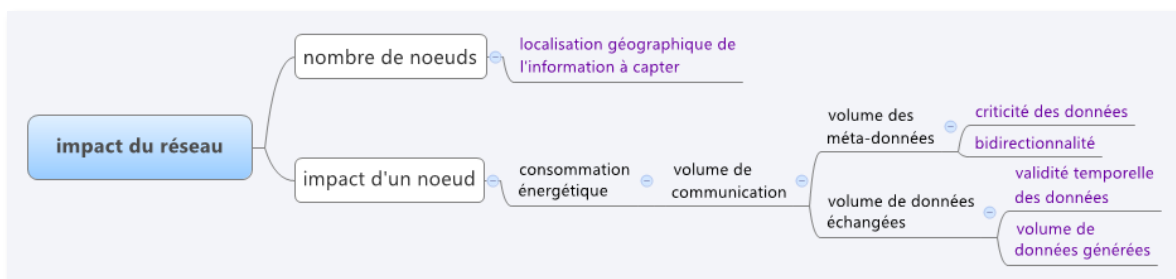


Figure 30 - Influence des caractéristiques des données requises par le service sur l'impact environnemental de l'infrastructure.

- *Minimiser le nombre de nœuds.* Il conviendra pour cela de questionner :
 - = *La localisation géographique de l'information à capter.* Elle dépend directement de la localisation des phénomènes à surveiller pour fournir le service, et influence le nombre d'équipements à déployer. Elle conditionne directement le nombre de capteurs, et influence le nombre

et la localisation des répéteurs et concentrateurs. En fonction des cas d'application, le placement des capteurs peut être flexible et donc pensé de manière à diminuer le nombre de capteurs ou à les regrouper de manière à diminuer le nombre de répéteurs.

- *Minimiser l'impact de chaque nœud.* Il conviendra pour cela de questionner :
 - = *Le volume de données générées.* Il influe sur la consommation liée à la communication, et indirectement sur la fréquence des sur-écoutes et des collisions. Il convient de questionner la quantité de données nécessaire au fonctionnement du service, ainsi que celle de leur centralisation. Il est peut être possible de générer moins de données, d'envoyer des données pré-interprétées (et ainsi en quelque sorte compressées), ou encore de ne transmettre à travers le réseau qu'une partie des données si certaines d'entre elles peuvent être traitées localement.
 - = *La criticité des données.* Elle détermine les taux de pertes acceptables, qui conditionnent les efforts pour s'affranchir des erreurs de communication. Les protocoles de communication peuvent embarquer des mécanismes de gestion des erreurs qui complexifient les communications et occasionnent des consommations supplémentaires. La qualité des liens entre équipements dépend également de leurs distances relatives. La volonté de disposer d'une bonne qualité de lien influence donc leur localisation, et par conséquent leur nombre. Il convient de se questionner sur la criticité des données afin de définir des niveaux d'exigence appropriés quant à la fiabilité des communications.
 - = *La validité temporelle des données.* Autrement dit, il s'agit de l'urgence à transmettre une donnée, qui influe sur la latence acceptable des transmissions, et par conséquent surconsommation d'énergie. Jouer sur l'ordonnancement des envois permet de répartir la charge dans le temps et ainsi d'éviter les collisions, génératrices de consommation supplémentaire. Le niveau de latence acceptable influe également sur le volume des données échangées : si certains messages peuvent attendre, il est possible de regrouper les envois, et ainsi de diminuer le volume des transmissions. Il convient de mener une réflexion sur le degré de latence acceptable afin d'autoriser une répartition temporelle des envois. Leur regroupement par les capteurs ou les répéteurs est ainsi une option envisageable.
 - = *La nécessité d'une bidirectionnalité de la communication.* Elle induit la mise en place d'un protocole complexe, donc plus gourmand en énergie. Ceci demande également aux capteurs de disposer d'une capacité d'écoute, ouvrant la voie aux sur-écoutes. Il est intéressant de questionner l'utilité de la communication bidirectionnelle afin de réduire les consommations d'énergie. Plus finement, la constance du besoin en bidirectionnalité peut être mise en question: les équipements pouvant n'être bidirectionnels que dans certaines phases et évoluer de manière autonome dans d'autres.

4.2. Exemple d'éco-conception de l'information

Nous illustrons ici par l'exemple l'influence des caractéristiques des données sur l'impact de l'infrastructure. Nous identifierons dans un premier temps l'information opérationnelle que le service est censé produire, pour ensuite remettre en question les données nécessaires à sa production.

4.2.1. Identification de l'information opérationnelle

Nous avons vu que l'objectif du service est d'optimiser la relève des points d'apport volontaire, relève qui peut être autrement définie comme un processus visant à assurer la disponibilité constante d'un espace vide dans chaque point d'apport volontaire. L'optimisation de ce processus consiste à faire en sorte qu'il utilise le moins de ressources et génère le moins de rejets, en d'autres termes que la longueur des tournées soit réduite au minimum. Ceci nécessite de relever le moins souvent possible les points d'apport. En poussant plus loin l'analyse, nous pouvons dire que l'objectif de cette optimisation est de faire en sorte que la relève intervienne suffisamment tôt pour qu'aucun débordement ne survienne, mais également suffisamment tard pour diminuer les coûts de relève.

Eco-concevoir le service nécessite d'identifier l'information nécessaire à l'optimisation du processus sur lequel il porte. Quelle est cette information ? Quelle configuration de ses caractéristiques lui permet de requérir une sollicitation minimale de l'infrastructure ?

L'information dont il est dans notre cas nécessaire de disposer est une prévision fiable du moment où chaque point d'apport volontaire va déborder. Si le point d'apport volontaire a une forte probabilité de déborder d'ici la prochaine tournée de relève, il est raisonnable de le relever. Sinon, sa relève peut attendre. Mais au-delà de l'existence minimale de cette information, c'est également le moment de son utilisation qui est important : celle-ci doit être valide au moment où la tournée de relève est déterminée.

Il est donc nécessaire de disposer pour chaque point d'apport volontaire, au moment de la définition de la tournée de relève, de deux informations : 1) le dernier taux de remplissage connu 2) la vitesse probable de remplissage. La première information est donnée aisément par le capteur. La seconde peut être interprétée à partir de l'historique des données à l'aide d'un modèle de comportement des apports. La fiabilité de la prédiction de la date de débordement dépend de la régularité du remplissage, du temps écoulé depuis la dernière mesure et de l'existence de données historiques permettant de prévoir le remplissage par extrapolation du remplissage passé.

4.2.2. Diminution du volume de données

Examinons la possibilité de diminuer le volume des données brutes générées pour produire l'information que nous venons d'identifier. Le scénario examiné plus haut (section 2.2.1) représentait une capture périodique (une fois par heure) du taux de remplissage de chaque point d'apport. Ceci permettait 1) de disposer à tout moment

de données récentes 2) de disposer d'un historique régulier afin de construire un modèle de prédiction précis. Cette option est cependant génératrice d'un fort volume de données et de communications. D'autres options sont envisageables, considérant notamment que la probabilité de débordement pendant un intervalle de temps dépend du taux de remplissage au début de cet intervalle, ainsi que de la vitesse et de l'irrégularité de l'apport. Il n'est par exemple pas nécessaire de surveiller fréquemment un point d'apport lorsque le niveau, la vitesse et l'irrégularité de son remplissage sont faibles. Il est possible de conditionner la fréquence des mesures en fonction de l'état et de la dynamique du remplissage.

Pour examiner plus en détail cette option, nous avons effectué des simulations de remplissage et examiné différentes règles de mesure. Pour chaque jour, le nombre d'apports ainsi que le volume de chacun d'eux sont tirés aléatoirement. On suppose que le nombre d'apports et le volume de chaque apport suivent des lois de Poisson et sont donc distribués autour d'une valeur moyenne prédéfinie. On suppose également que la décision de relever un point d'apport est systématiquement prise lorsque l'espérance du taux de remplissage à la prochaine tournée dépasse une valeur donnée. On suppose enfin que la tournée de relève est prévue chaque jour à la même heure. Avec ces règles de comportement est construite l'évolution du remplissage d'un point d'apport volontaire sur une période donnée. Cette simulation permet de constater les performances du système, mesurées par le nombre de débordements, de nombre de mesures effectuées, et de taux de remplissage au moment de chaque relève.

Les règles de mesure examinées sont les suivantes :

- Règle 1 : une mesure toutes les heures.
- Règle 2 : une mesure toutes les huit heures.
- Règle 3 : la vitesse moyenne de remplissage est supposée être connue d'après des relevés historiques. Cette valeur est connue du capteur : elle est soit fournie par le serveur d'application, soit automatiquement déterminée par le capteur. Si le volume mesuré est inférieur à la moitié de la capacité, la prochaine mesure est prévue pour le moment où le remplissage devrait arriver à la moitié de la capacité. Si le volume mesuré est supérieur à la moitié de la capacité, une mesure est prévue dans un délai de x heures, où x est le carré de l'espérance du nombre de jours avant débordement.
- Règle 4 : la vitesse moyenne de remplissage est calculée à partir des cinq dernières mesures. Celles-ci sont stockées dans une file FIFO⁶⁶ permettant de calculer la pente moyenne sur une fenêtre de temps glissante. Cette pente permet de prévoir une date de débordement. La mesure suivante est prévue après un cinquième de l'intervalle de temps entre le temps courant et la date de débordement.
- Règle 5 : La fréquence de mesure est conditionnée au taux de remplissage du point d'apport mesuré : une mesure tous les jours entre 0 et 40%, une mesure toutes les 8 heures entre 40 et 70%, une mesure toutes les heures entre 70% et 90%, une mesure tous les jours au-delà de 90% (car il est supposé que, passé

⁶⁶ *First in first out.*

90%, le débordement est certain et qu'une mesure ne ferait que confirmer un évènement déjà prévu).

Une simulation est effectuée pour chaque règle de mesure. Les paramètres communs à ces 5 simulations sont les suivants :

- Capacité totale du point d'apport : 8000 unités ;
- Nombre d'apports journaliers moyen par point d'apport : 10 ;
- Volume moyen d'un apport : 100 unités ;
- Temps entre deux relèves : 1 jour ;
- Règle de relève : le point d'apport est relevé si l'espérance de son remplissage à +1 jour est supérieure à 90% de sa capacité totale.

Les résultats de la simulation sont donnés par le tableau 11. La figure 31 illustre le comportement des 5 règles de mesure en présentant un extrait de leurs simulations. Nous pouvons constater que les performances en termes de nombre de débordements et de volume moyen relevé sont équivalentes. Elles ne sont, en l'occurrence, pas optimales pour la collectivité locale cliente du service, puisque le nombre de débordements n'est pas nul. Cependant, les nombres de débordements constatés ici sont uniquement le résultat d'une règle de relève trop ambitieuse, ne pouvant faire face à des apports exceptionnellement importants. Une règle de relève plus conservatrice - relever à un taux de remplissage moins haut, diminuant ainsi le risque de débordement en cas d'apport exceptionnellement important - permettrait d'atteindre un nombre de débordements nul, mais nécessiterait également des relèves plus fréquentes, et par conséquent un impact environnemental plus important. Ce qui est important à retenir ici est que le nombre de débordements et le nombre de relèves est constant quelle que soit la règle de mesure simulée.

Les performances en termes de nombre de mesures sont quant à elles très inégales entre les scénarios : on constate une différence de 93% entre le scénario le moins favorable (règle 1) et le plus favorable (règle 3). Ce faisant, alors que l'impact environnemental de la relève des points d'apport est équivalent entre ces cinq scénarios, la sollicitation de l'infrastructure est bien moindre pour certains d'entre eux, ceci laissant envisager un impact environnemental moindre du service.

Scénario	Nombre de débordements	Nombre de relèves	Nombre de mesures	Taux moyen relevé (%)	Nombre de mesures par rapport à la règle 1 (%)
Règle 1	2	536	87 600	84,23	100,00%
Règle 2	1	543	10 950	84,25	12,50%
Règle 3	2	535	5813	85,75	6,64%
Règle 4	5	529	8212	86,8	9,37%
Règle 5	2	540	23 941	84,58	27,33%

Tableau 11 - Résultat de la simulation des 5 règles de mesure.

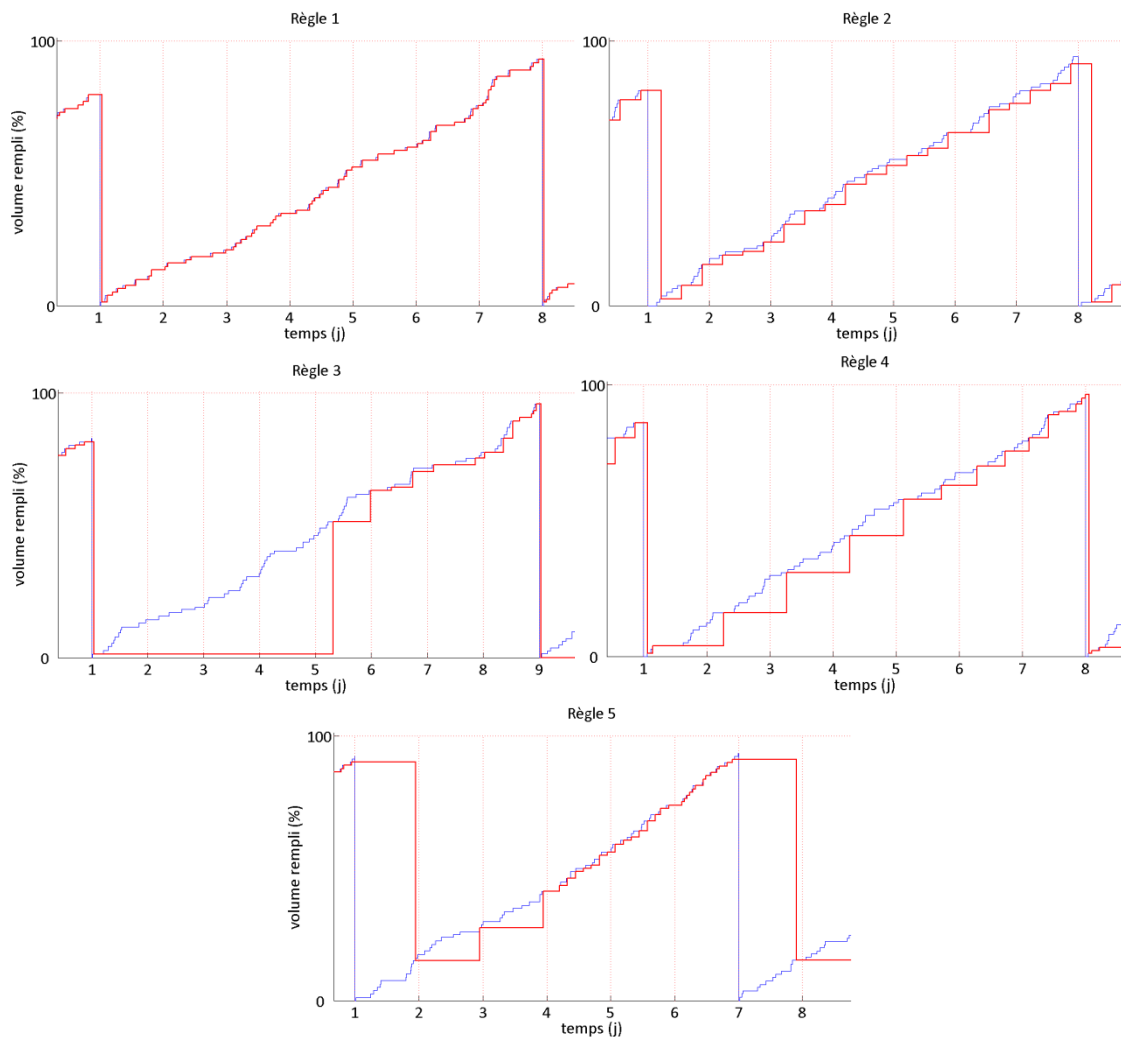


Figure 31 - Extraits de simulations illustrant les 5 règles de mesure – En bleu : volume contenu dans le point d’apport. En rouge : volume mesuré par le capteur. Traits brisés rouges verticaux: tournées de relevage. Traits brisés rouges horizontal: capacité du point d’apport.

4.2.3. Enseignements

En dépit des hypothèses sur lesquelles cette simulation est fondée, celle-ci illustre la possibilité de se questionner sur les caractéristiques des données brutes nécessaires à la génération de l’information permettant le service d’optimisation. Nous avons choisi le critère de volume, mais les autres critères auraient également pu être questionnés. Ainsi, la validité temporelle des données n’a d’importance qu’au moment de la prévision de la tournée de relève, un ordonnancement ou un regroupement des envois est donc possible en dehors de ce moment. De même, toutes les données générées ne sont pas critiques, et la bidirectionnalité n’est pas fondamentalement nécessaire. La localisation des données, quant à elle, est contrainte par le déploiement des points d’apport volontaire.

Il est donc possible de nourrir une réflexion d’éco-conception du service en questionnant le besoin informationnel auquel il répond. Ceci permet d’engager une démarche d’éco-conception de l’information elle-même, à travers la recherche des données brutes qui permettent de la générer tout en sollicitant au minimum

l'infrastructure. Une étape essentielle de cette réflexion est de déterminer les paramètres de l'information qui ont une influence sur les impacts de l'infrastructure et du domaine d'application.

5. Etape 4 – Conclusion sur les impacts du service

Les impacts du domaine d'application non optimisé sont comparés dans la figure 32 avec ceux de sa version optimisée, conjointement à ceux du service d'optimisation. Les impacts du domaine d'application non optimisé, représentés par la série orange, sont pris comme référence et définis à 1. Les impacts de la version optimisée du domaine d'application et ceux du service d'optimisation dans sa version originale sont représentés par la série prune. La part hachurée de cette série correspond aux impacts du service d'optimisation.

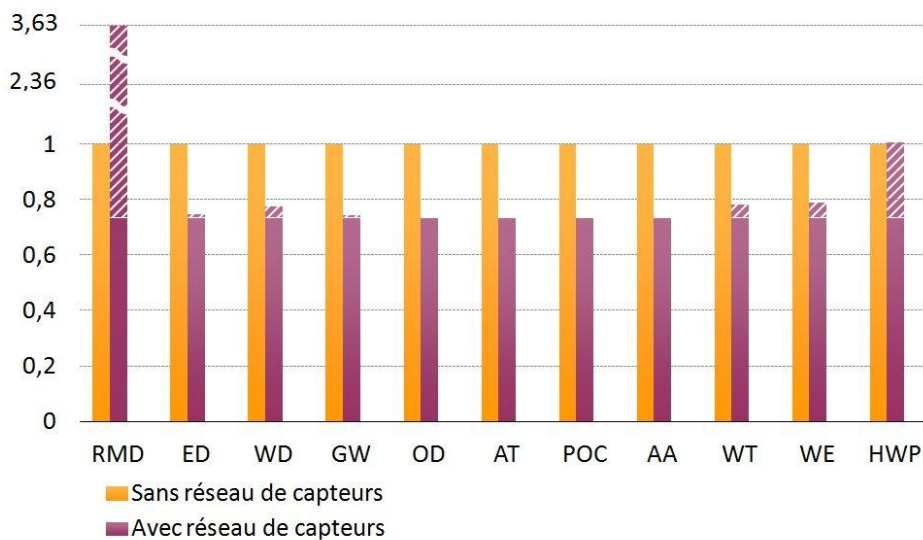


Figure 32 - Comparaison de deux versions du système : avec et sans optimisation.

Les résultats indiquent que le service d'optimisation permet d'éviter des impacts sur une grande part des catégories (9 sur 11). La différence entre les impacts du service d'optimisation et les évitements d'impacts qu'il permet est, sur ces catégories, d'un ordre de grandeur ou plus. En revanche, les impacts en termes d'épuisement des ressources naturelles abiotiques générés par le service d'optimisation sont 3,6 fois plus importants que les évitements d'impact qu'il permet. Enfin, les impacts en termes de production de déchets dangereux semblent inchangés entre les deux versions.

Il semble donc que le service d'optimisation soit pertinent pour les impacts corrélés avec la combustion de gasoil, comme le changement climatique, l'acidification de l'air ou la production d'ozone photochimique. Il ne l'est, en revanche, pas pour les impacts typiques de l'électronique, tels la raréfaction des ressources naturelles abiotiques. Nous sommes ici en présence d'un cas typique de transfert d'impact.

La formulation d'un diagnostic fiable est cependant restreinte par les limites de notre étude. D'une part, nous avons fait le choix de ne pas traiter des incertitudes. Déjà complexe et chronophage pour les ACV de produits simples, il semble que l'analyse

des incertitudes à cette échelle constitue à elle seule un sujet de recherche⁶⁷. Nous présentons par conséquent des résultats sous forme de valeurs uniques, surestimant ainsi leur fiabilité, plutôt que sous la forme d'une distribution de probabilité qui traduirait mieux le type de connaissances que peut générer une telle étude. D'autre part, nous n'analysons qu'une part des impacts directs comme indirects. Nous ne considérons par exemple pas l'impact de l'utilisation de l'infrastructure de télécommunication et les évitements d'impacts dus à la baisse de trafic urbain. Ces exclusions du périmètre d'étude sont cependant équilibrées entre les impacts directs et indirects, limitant le biais du diagnostic ici présenté.

6. Evaluation des préconisations d'éco-conception

Afin d'illustrer la pertinence des préconisations d'éco-conception que nous avons identifiées, nous présentons ici une comparaison de scénarios alternatifs basés sur le service étudié.

6.1. Définition de scénarios alternatifs

Les scénarios alternatifs implémentent des alternatives d'éco-conception choisies (arbitrairement et à titre illustratif) parmi les préconisations édictées sur les trois niveaux d'analyse (équipement, infrastructure, service). Ces alternatives sont les suivantes :

- *Alternative 1 : Suppression de la résine.* Les capteurs et répéteurs sont conçus de manière à se passer de résine. Les deux moitiés de la coque plastique sont soudées par ultrasons afin d'assurer l'étanchéité de l'équipement. Ceci permet aux équipements d'être moins massifs et de générer moins de déchets non valorisables en fin de vie. Les impacts unitaires de ces produits ont été recalculés à l'aide du logiciel EIME. La modélisation du produit ainsi réalisée se base sur l'hypothèse que la conception de la coque n'est pas modifiée, et que le produit fait maintenant entièrement l'objet d'un recyclage en fin de vie. Rappelons que l'impact du recyclage n'est pas pris en compte dans notre étude. Nous ne prenons également pas en compte l'impact du procédé de soudure, faute de données à son sujet. Les potentielles conséquences de cette conception sur la fiabilité des capteurs n'ont également pas été considérées, faute de données.
- *Alternative 2 : Diminution de la sensibilité des capteurs.* Il est supposé que ceux-ci sont dotés d'un algorithme leur permettant de limiter leur sensibilité au juste nécessaire – celui-ci étant défini comme une qualité de lien minimale avec le répéteur qui lui est assigné lui permettant de réussir 95% de ses envois. Notons que cette alternative ne dégrade pas la performance du réseau car le protocole modélisé comprend un mécanisme de répétition des communications perdues. L'implémentation de cette fonctionnalité nécessite des composants et une

⁶⁷ Pour une discussion sur la prise en compte des incertitudes en ACV, voir l'annexe 1, section 3.4 « Interprétation ».

consommation d'énergie supplémentaires. Supposant que leurs impacts sont minimales, ils n'ont pas été évalués.

- *Alternative 3 : Changement de règle de mesure.* Est implémentée la règle de mesure numéro 3 décrite à la section 4.2. On suppose que le remplissage d'un point d'apport volontaire s'effectue entre 4 et 19 jours. La vitesse de remplissage de chaque point d'apport est tirée au hasard entre ces deux valeurs. Chaque point d'apport est relevé si, au moment de la prévision de la tournée, l'espérance de son remplissage à la prochaine tournée dépasse la capacité du point d'apport, corrigée d'un facteur de sécurité. Le nombre de mesures effectuées suivant ces règles de mesure et de relève est donné par le tableau 12 pour différentes vitesses de remplissage. En raison de la non prise en compte de la variable temps dans le simulateur, le nombre de mesures effectuées chaque jour est supposé être égal au nombre moyen de mesures par jour calculé grâce aux données de ce tableau. On suppose que chaque mesure est suivie d'un envoi.

temps de remplissage (j)	facteur de sécurité	nombre de mesures simulées	nombre de relèves	taux moyen relevé (%)	nombre de débordements	nombre moyen de mesures par jour
4	0,7	9782	1437	63,30	0	2,68
7	0,8	3761	657	76,83	0	1,03
10	0,85	3259	441	82,40	0	0,89
13	0,85	2238	324	84,24	0	0,61
16	0,85	1644	270	84,59	0	0,45
19	0,9	1721	200	89,99	0	0,47

Tableau 12 - Simulation sur dix ans de la règle de mesure n°3 considérée pour différentes vitesses de remplissage.

A partir de ces trois alternatives, nous construisons les six scénarios suivants :

- Scénario 0 : scénario de base déjà étudié dans les sections précédentes ;
- Scénario 1 : implémente l'alternative 1 ;
- Scénario 2 : implémente l'alternative 2 ;
- Scénario 3 : implémente l'alternative 3 ;
- Scénario 4 : cumule l'implémentation des alternatives 1 et 2 ;
- Scénario 5 : cumule l'implémentation des alternatives 1, 2 et 3.

6.2. Résultats

La comparaison des impacts des scénarios 0 à 3 est présentée par la figure 33, et détaillée ci-dessous :

- Les impacts du scénario 1 présentent une réduction de 1 à 74% des impacts par rapport à ceux du scénario de base. Ceci est dû à la fabrication et au traitement en fin de vie des capteurs et répéteurs. Cette réduction est particulièrement sensible sur la toxicité de l'eau, particulièrement touchée par l'incinération des déchets électroniques. La réduction est en revanche moins sensible pour l'épuisement des ressources naturelles abiotiques, essentiellement affecté par la production de composants électroniques.

- Les impacts du scénario 2 présentent une réduction de 12 à 31% aux impacts du scénario de base. Ceci est dû à l'augmentation de la durée de vie des capteurs aériens suite à la diminution de leur consommation relative à la sur-écoute. Aucun d'entre eux ne doit dans ce scénario être remplacé, alors qu'ils le sont quasiment tous une fois dans le scénario de base. Ce progrès est cependant nuancé par la baisse de la durée de vie des répéteurs, nécessitant ici 182 remplacements, contre 156 dans le scénario de base.
- Les impacts du scénario 3 présentent une réduction de 23 à 45% par rapport à ceux du scénario de base. Le volume des communications est ici assez bas pour qu'aucun équipement ne doive être remplacé.

La comparaison des impacts des scénarios 0, 1, 4 et 5 est présentée par la figure 34, et détaillée ci-dessous :

- Les impacts du scénario 4 présentent une réduction de 12 à 31% des impacts par rapport à ceux du scénario 1 ;
- Les impacts du scénario 5 présentent une réduction de 17 à 78% par rapport à ceux du scénario 2, et de 25 à 84% par rapport à ceux du scénario de base.

La comparaison de ces scénarios permet de mesurer le potentiel des alternatives de conception formulées pour les trois niveaux de notre analyse des impacts du service. Elle montre que les trois niveaux d'analyse sont également intéressants et que leurs avantages peuvent être cumulatifs. Une démarche d'éco-conception se basant uniquement sur le niveau équipement passerait donc à côté d'opportunités de réduction d'impacts importants. Notamment, la logique d'une préconisation peut paraître contreproductive à un niveau d'analyse donné, mais intéressante à un niveau plus élevé. Ainsi le fait d'augmenter la taille de la batterie des répéteurs représente une augmentation de l'impact au niveau équipement, mais une diminution au niveau infrastructure. Grâce à la plus grande capacité de leur batterie, les équipements sont remplacés moins souvent, mais ont un impact plus fort à la production. Une telle initiative n'est pas accessible à une réflexion se bornant au niveau équipement, mais est rendue possible par un cadre d'analyse plus large.

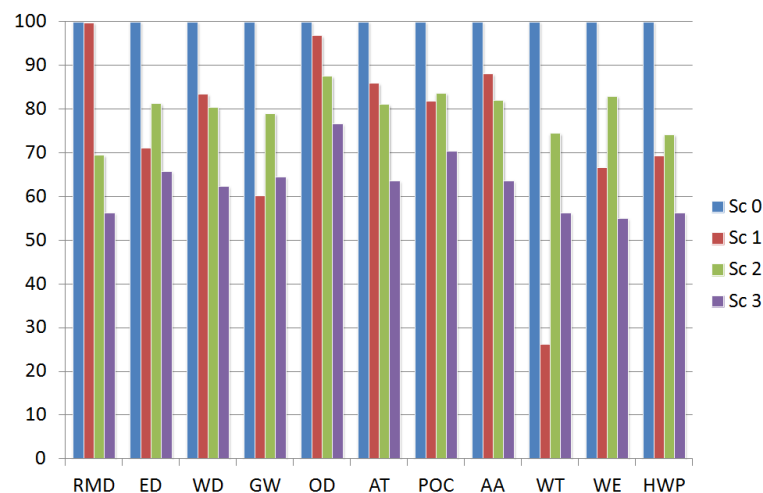


Figure 33 - Comparaison des impacts des scénarios implémentant une seule alternative de conception (Sc 0 : scénario de base ; Sc 1 : scénario 1 ; Sc 2 : scénario 2 ; Sc 3 : scénario 3).

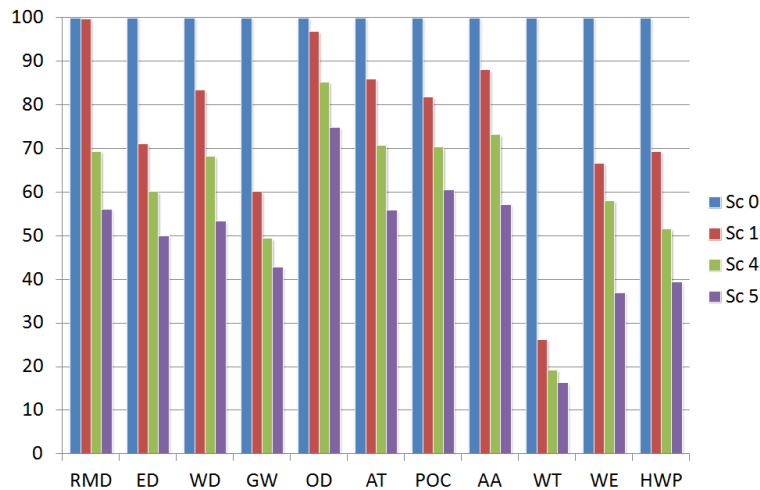


Figure 34 - Comparaison des impacts des scénarios cumulant plusieurs alternatives de conception (Sc 0 : scénario de base ; Sc 1 : scénario 1 ; Sc 4 : scénario 4 ; Sc 5 : scénario 5).

Nous tenons ici à préciser que, si certaines des préconisations que nous avons formulées sont généralisables aux réseaux de capteurs en général, elles sont avant tout valables pour notre objet d'étude. Elles ne sauraient donc constituer des savoirs positifs au sens épistémologique du terme, mais plus une illustration d'une démarche qui, elle, est valable pour tous les réseaux de capteurs. Ces préconisations, même si leur principe est valable pour tout réseau, ne sont pertinentes que parce que nous avons identifié les aspects environnementaux dont elles traitent comme significatifs. Elles seraient donc valables pour d'autres équipements, réseaux, services, mais ne seraient peut-être pas les plus intéressantes à suivre.

6.3. Pertinence environnementale des scénarios alternatifs

Si, comme nous venons de l'illustrer, les préconisations d'éco-conception que nous avons formulées permettent de réduire l'impact du service, la question reste ouverte de savoir si elles permettent de changer le diagnostic quant à la pertinence environnementale du service. Comme la figure 32, que nous avons examinée à la dernière étape du déroulement de la méthode d'analyse du service (section précédente), la figure 35 compare l'impact du domaine d'application non optimisé avec ceux de sa version optimisée, conjointement à ceux du service d'optimisation. Le service d'optimisation est cependant ici considéré dans sa version originale (Sc0, série prune) et dans une version éco-conçue (Sc5, série verte).

Bien que les impacts du service éco-conçus soient bien inférieurs à ceux du service original, la conclusion quant à la pertinence environnementale reste inchangée. La version éco-conçue du service permette de générer moins d'impacts sur l'indicateur HWP qu'elle ne permet d'en éviter, mais le service génère toujours plus d'impacts sur l'indicateur RMD qu'il ne permet d'en éviter. Persiste donc un transfert d'impact : le service, même dans sa version éco-conçue, permet d'alléger l'impact sur l'ensemble des catégories à l'exception de RMD qui s'en trouve aggravée.

Il serait ainsi nécessaire de réitérer la méthode d'analyse et d'éco-conception afin de concentrer la recherche de préconisations d'éco-conception sur la diminution de

l'impact RMD. Notons également que la mise en place d'une collecte et d'un traitement en fin de vie efficace, en permettant de récupérer les matériaux rares et de diminuer le flux de déchets, rendrait peut être le service pertinent sur l'ensemble des catégories d'impact.

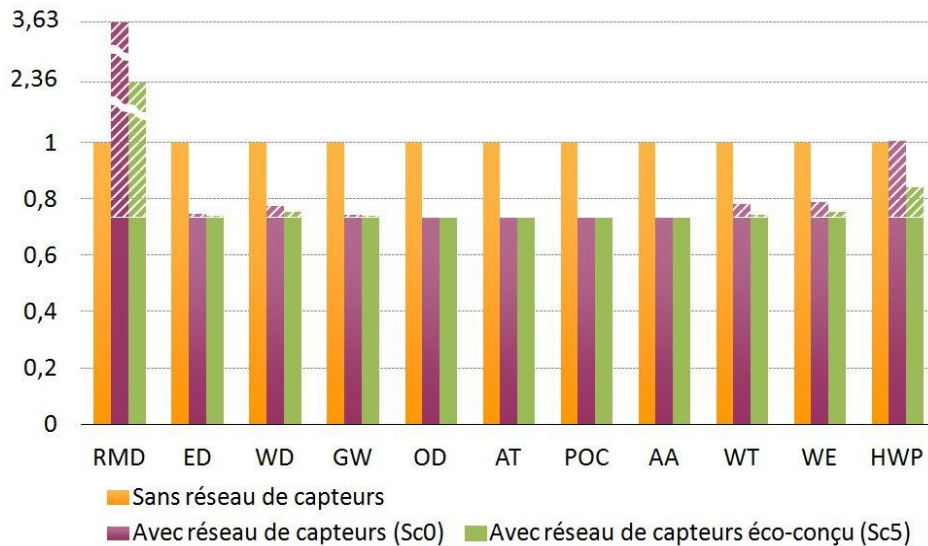


Figure 35 - Comparaison de trois versions du système : sans optimisation, avec le service original (Sc0) et éco-conçu (Sc5).

7. Conclusions

Afin d'illustrer et de mettre à l'épreuve nos propositions théoriques et méthodologiques, nous avons présenté un cas complet d'analyse environnementale et d'éco-conception d'un service d'optimisation basé sur un réseau de capteurs. La méthode intégrée présentée au chapitre précédent nous a permis de comprendre les facteurs d'impact de ces systèmes, de formuler des préconisations de conception, et de questionner leur pertinence environnementale.

A un premier niveau d'analyse, nous avons réalisé individuellement l'ACV des équipements composant le réseau en omettant leur phase d'usage hétéronome. Ceci nous a permis d'explorer les liens entre les impacts et caractéristiques de conception des équipements. Nous avons ensuite étudié l'impact du réseau sur l'ensemble de son cycle de vie et l'avons lié aux caractéristiques d'intégration des équipements dans le réseau. Nous nous sommes ensuite intéressés aux impacts du service que nous avons rapportés aux caractéristiques de l'information qu'il requiert. Par là même nous avons introduit une dimension fonctionnelle à l'éco-conception de ces services. Les connaissances ainsi générées nous ont permis de formuler des préconisations de conception à trois niveaux de réflexion : diminuer l'impact 1) d'un équipement 2) de leur intégration dans une infrastructure 3) d'une information. L'évaluation de certaines de ces préconisations a montré qu'elles sont également pertinentes et qu'elles se complètent.

Enfin, un dernier niveau d'analyse nous a permis de comparer impacts directs et indirects afin de déterminer la pertinence environnementale du service. Comme pour

la plupart des services d'optimisation et de virtualisation analysés dans la littérature, il n'est pas possible de statuer clairement sur cette pertinence. Si le service permet d'éviter un volume important d'impacts sur une majorité de catégories, il en génère de nouveaux sur d'autres. Nos conclusions sont donc mitigées, d'autant plus qu'elles sont basées sur l'hypothèse d'une bonne utilisation du service et de l'absence d'effet rebond. L'intégration des problématiques d'usage apporterait à n'en pas douter une autre lecture de ces résultats.

Nos résultats confirment donc la complexité du débat actuel sur l'impact des TIC. Si les résultats de ce chapitre ne permettent pas plus de conclure sur la pertinence environnementale des services d'optimisation (et au sens large des applications environnementales des TIC), notre démarche apporte des moyens d'action. En traitant du sujet avec un objectif d'éco-conception, nous permettons plus que de questionner une pertinence, nous permettons d'aller dans le sens de sa construction, en donnant les moyens méthodologiques de concevoir de solutions à moindre impact pour les applications où elles sont pertinentes.

Conclusion générale

Beaucoup voient dans l'avènement d'une économie de l'immatériel la solution aux problèmes résultant de la pression que l'activité économique fait peser sur l'environnement. La production immatérielle, faisant intervenir des flux de matière et d'énergie comparativement plus faibles que ceux générés par l'industrie de biens, aurait le potentiel de dématérialiser l'économie, de découpler la création de valeur sociale et l'impact environnemental. S'il ne nous appartient pas d'apporter confirmation ou infirmation à cette hypothèse, nous avons cherché au cours de cette thèse à apporter des moyens méthodologiques permettant d'une part d'apporter des éléments de réponse, mais également d'agir dans le sens d'un moindre impact des activités immatérielles.

Nous avons soulevé le fait que l'image d'immatérialité généralement conférée aux services est due à une vision limitée à leur opération, sans égard à leur cycle de vie, c'est-à-dire l'ensemble des activités nécessaires à leur réalisation. Bien que pouvant effectivement générer peu d'impacts, la réalisation d'un service s'appuie sur une infrastructure matérielle et engendre indirectement des impacts en d'autres lieux et d'autres moments. Il n'y aurait donc pas à proprement parler de substitution de l'activité industrielle par l'activité tertiaire, mais d'avantage la création d'une surcouche à l'activité industrielle existante, faisant entrer l'usage des produits dans l'activité marchande, là où elle était auparavant le seul fait des utilisateurs. Sans amener à une utilisation plus raisonnée des produits dont ils constituent l'interface avec le consommateur, les services ne sauraient par conséquent participer à la dématérialisation. Nous avons également souligné que, si les technologies de l'information et de la communication sont vues comme une chance pour la dématérialisation, notamment au travers des possibilités d'optimisation et de virtualisation qu'elles offrent, leur production est loin d'être bénigne pour l'environnement. La pertinence des applications environnementales de ces technologies doivent donc faire l'objet d'une réflexion mettant en balance les impacts qu'elles évitent et ceux qu'elles génèrent.

Nous avons contribué au débat sur le potentiel de dématérialisation des TIC et des services en nous intéressant aux services informationnels, et plus particulièrement en questionnant la pertinence environnementale des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs. Ceci nous a amené à rechercher les moyens méthodologiques de juger de la pertinence environnementale de ces services, mais également de les concevoir avec cette pertinence comme objectif. Nous avons à ce titre recherché à utiliser les outils d'analyse environnementale dans un double objectif : 1) déterminer si un tel service génère moins d'impacts qu'il n'en évite 2) identifier les marges d'amélioration permettant d'éco-concevoir ces services. Cet objectif a nécessité la proposition d'un cadre théorique et méthodologique pour l'analyse et l'éco-conception des services informationnels et des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs.

Le cadre théorique et méthodologique ainsi défini repose sur :

- *Une formulation des impacts de l'information* (chapitre 3, section 1.1), que nous avons proposé de considérer comme une somme d'impacts directs et indirects, les premiers étant engendrés par les activités de génération de l'information, les seconds par l'utilisation de cette information dans une prise de décision.
- *Une formulation des impacts des services informationnels* (chapitre 3, section 1.2), que nous avons définis comme la somme des impacts directs des données sur lesquelles ils se basent et des impacts indirects de l'information qu'ils produisent.
- *Un modèle de cycle de vie* (chapitre 3, section 2.1.1) *et un modèle d'impacts* (chapitre 3, section 2.1.2) *pour les réseaux de capteurs*. Nous avons proposé de considérer le cycle de vie d'un réseau comme la combinaison en trois phases (déploiement, opération et démantèlement) des cycles de vie des équipements qui le composent.
- *Une méthode d'analyse environnementale des réseaux de capteurs* (chapitre 3, section 2.1.4), permettant de déterminer l'activité de chaque équipement de réseau et d'intégrer l'ensemble des informations nécessaires au calcul de l'impact du réseau sur l'ensemble de son cycle de vie.
- *Un outil de calcul d'impacts basé sur la simulation de réseau* (chapitre 3, section 3) implémentant la méthode d'analyse des réseaux de capteurs.
- *Une méthode intégrée d'analyse environnementale et d'éco-conception de services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs* (chapitre 3, section 2.3), permettant 1) de définir des préconisations d'éco-conception suivant trois niveaux de complexité : équipement, réseau, information 2) de statuer sur la pertinence environnementale du service.

Nous avons appliqué cette dernière méthode, reprenant l'ensemble de nos apports théoriques et méthodologiques, à un cas d'étude. L'étude des trois premiers niveaux d'analyse (équipement, réseau, information) nous a permis de découvrir les caractéristiques de conception jouant un rôle dans l'impact environnemental du service. Ceci nous a amenés à formuler des préconisations d'éco-conception sur ces trois niveaux, dont nous avons montré qu'ils constituent des domaines d'amélioration complémentaires et d'intérêt équivalent. L'analyse du domaine d'application du service d'optimisation nous a également permis de conclure sur sa pertinence environnementale. Ce service s'avère intéressant au regard des impacts liés aux activités qu'il permet d'optimiser, mais pas au regard de ceux particulièrement touchés par la production microélectronique. Si les préconisations d'éco-conception formulées permettent de réduire largement les impacts du service, elles ne permettent cependant pas d'éliminer ce dilemme.

Limites

Ce dernier point pose la question de la pertinence de l'idée de réduire les impacts environnementaux d'une activité en faisant appel à une technologie supplémentaire. Comme soulignent Mulvihill et Milan (2007), la plupart des initiatives en faveur de l'environnement implique ironiquement des actions allant à l'encontre d'une

préservation de l'environnement, comme l'installation de nouvelles infrastructures ; très peu d'entre elles vont dans le sens d'une réduction d'activité, mais au contraire dans le sens d'un ajout. Avec les services d'optimisation basés sur les TIC, nous sommes exactement dans le cadre de ce que ces auteurs critiquent. Il en est de même pour d'autres applications environnementales des TIC, comme les services virtualisés, qui peuvent générer de l'activité supplémentaire là où est attendu d'eux qu'ils se substituent à une activité préexistante. Le développement de ces services crée de nouvelles possibilités, et avec elles de nouveaux usages s'ajoutant aux usages préexistants, et ouvrant la voie aux effets rebonds. Nous sommes ici au cœur du système technique dénoncé dès 1954 par Ellul dans *La Technique*, une logique dans laquelle les problèmes posés par la technique ne peuvent être résolus que par l'introduction de nouvelles techniques, qui elles mêmes poseront de nouveaux problèmes, etc.

Ceci nous amène à souligner que, dans le cadre de la recherche de préconisations d'éco-conception sur notre cas d'étude, nous n'avons pas recherché de solutions techniques alternatives aux réseaux de capteurs. Nous avons ainsi seulement considéré le premier des quatre niveaux d'éco-conception défini par Vezzoli et Manzini (2008) : l'amélioration incrémentale d'une solution technique existante. Nous aurions pu nous placer au niveau supérieur, la conception d'une solution alternative pour un besoin fonctionnel donné. Dans notre exemple, sans doute existe-t-il d'autres moyens d'obtenir l'information permettant d'optimiser la collecte de déchets – par exemple de faire appel à la population locale qui peut générer et transmettre cette information. Nous aurions également pu considérer le niveau encore supérieur, et questionner le besoin informationnel. Sans doute existe-t-il une autre organisation de la collecte de déchets qui ne possède pas les inefficacités que le service d'optimisation tente d'éliminer. De tels niveaux de réflexion permettraient sans doute d'atteindre de plus hauts niveaux d'efficacité tout en évitant l'escalade technique, mais nécessitent un engagement et un investissement bien supérieur.

Nous n'avons également pas considéré l'*usage* de ces services. Nous avons ainsi seulement questionné leur capacité à participer à une dématérialisation relative, et non celle à participer à une dématérialisation absolue. Nous avons vu que les services virtualisés, indépendamment du fait qu'ils aient ou non moins d'impact que leurs pendants conventionnels, ne se substituaient pas réellement à ces derniers, mais venaient s'y ajouter. Au-delà de la question de l'impact environnemental de l'offre, c'est donc également la dynamique de la demande qui pose problème. Comme certains auteurs l'ont fait pour les services virtualisés, cette dynamique pourrait être étudiée pour les services d'optimisation. Une telle question nécessiterait d'explorer les mécanismes de l'adoption de ces services, la manière dont ils sont effectivement utilisés, ainsi que leurs possibles effets rebonds.

Quoi qu'il en soit, notre démarche a permis de déterminer des préconisations d'éco-conception, qui, bien que pertinentes car menant à une réduction significative des impacts du service considéré, ne permettent pas d'assurer sa pertinence environnementale. Il serait intéressant de rechercher en priorité des préconisations allant dans le sens de cette pertinence. Ceci nécessiterait de reboucler notre méthode d'analyse des impacts des services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs afin

de : 1) déterminer les catégories sur lesquels le service génère plus d'impact qu'il ne permet d'en éviter 2) déterminer en priorité les caractéristiques de conception du service en lien avec ces impacts 3) identifier des pistes d'amélioration correspondantes.

L'utilisation de l'ACV que nous avons faite confère cependant à notre cas d'étude certaines limites. Nous l'avons souligné dans notre état de l'art : les bases de données environnementales actuelles sont loin de représenter la diversité des composants existants et de leurs technologies de fabrication. Les résultats d'analyses de produits électroniques sont donc soumis à de fortes incertitudes. Bien que représenter les résultats d'une ACV sous forme de valeurs uniques (par opposition à une distribution de probabilité par exemple) – tel que nous l'avons fait – surestime la fiabilité des résultats que cette méthode peut fournir, nous avons choisi de ne pas traiter des incertitudes dans cette thèse. L'analyse des incertitudes est un processus chronophage et constitue encore en soi un domaine de recherche, particulièrement son application aux ACV d'ensembles complexes comme les réseaux de capteurs. Nous avons choisi de nous concentrer sur les aspects méthodologiques concernant la constitution de l'inventaire de cycle de vie des réseaux de capteurs, travail à effectuer en amont de l'analyse des impacts à proprement parler. Des indications quant aux directions de recherches concernant la prise en compte des incertitudes sont données par Leroy (2009).

Enfin, nous n'avons pas considéré l'ensemble des matériels composant les réseaux de capteurs. Nous nous sommes limités à l'étude du réseau sans fil à proprement parler, et avons exclu de l'étude l'utilisation de serveurs de traitement de l'information, de terminaux utilisateurs et de l'infrastructure de télécommunications qui permet d'acheminer les données du concentrateur aux serveurs de traitement et aux terminaux utilisateurs. Nous nous sommes limités à un ensemble présentant une unité de comportement et sur lequel nous pouvions définir un modèle explicatif des impacts, et nous avons exclu les autres équipements et infrastructures dont le comportement nécessiterait la définition d'autres modèles. Il est à n'en pas douter que la prise en compte de ces équipements alourdirait de manière non négligeable le bilan environnemental des services d'optimisation. Il est pourtant probable que la conception des serveurs et infrastructures de télécommunications, n'étant pas contrainte naturellement par une faible disponibilité de l'énergie comme celle des équipements sans fil, montre de grandes marges de progression.

Perspectives

La démarche de formalisation d'un modèle d'impact, d'identification des caractéristiques techniques et fonctionnelles en lien avec l'impact ainsi que de préconisations de conception – démarche que nous avons appliquée aux réseaux de capteurs – mériterait d'être appliquée aux infrastructures de télécommunication. Plusieurs auteurs se sont appliqués à étudier les impacts de ces infrastructures, mais ne se sont pas attachés à les lier aux fonctions qu'elles remplissent, ni à formaliser des préconisations de conception. Ceci permettrait d'une part de mener des démarches d'éco-conception de ces infrastructures, et d'autre part de les intégrer dans le calcul des impacts des services faisant appel à elles. Ceci permettrait alors d'obtenir un

modèle complet des impacts des services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs. Il est certain que cette intégration alourdirait le bilan des impacts directs, comme il est probable que le diagnostic de pertinence environnementale ou que les préconisations d'éco-conception s'en trouvent changées.

Notre démarche gagnerait également à être appliquée à d'autres services d'optimisation basés sur les réseaux de capteurs, afin de couvrir un éventail de cas suffisant à tirer des conclusions générales sur la pertinence environnementale de ce genre de solutions, conclusions que le peu d'études disponibles ne permet pas de formuler. Comme dans le cas des services virtualisés, les études sur les services d'optimisation, dont la nôtre, ne sont pas concluantes. Il serait à ce titre intéressant d'effectuer une méta-étude afin d'identifier les caractéristiques faisant que certains cas d'application sont pertinents, alors que d'autres ne le sont pas, ou seulement sur quelques indicateurs d'impact. Une telle étude permettrait de guider le développement de ces services et des technologies qui les supportent dans le sens d'un plus faible impact environnemental.

Dans le but d'analyser de nouveaux services d'optimisation basés sur des réseaux de capteurs, une nouvelle version de l'outil de calcul développé dans le cadre de cette thèse est en cours de développement. Basée sur un simulateur utilisé par la communauté de recherche sur les réseaux de capteurs, cette nouvelle version permettrait d'obtenir des résultats plus fins en prenant en compte l'ensemble des phénomènes synergétiques influençant l'activité de ces réseaux.

Nous avons déterminé un modèle d'impact pour l'information, pour lequel nous avons formulé l'existence d'impacts indirects. Ceux-ci sont définis comme la différence entre les impacts de deux versions hypothétiques concurrentes d'un même système : lorsque l'information existe et est mise en œuvre, et lorsqu'elle n'est pas mise en œuvre (et éventuellement n'existe pas). Nous avons déjà évoqué que leur considération nécessite de se placer dans le cadre d'une analyse de cycle de vie conséquente. L'ontologie de ces impacts indirects ainsi que les implications méthodologiques de leur étude mériteraient cependant d'être formulées plus avant. La mesure des impacts environnementaux par l'ACV est déjà un objet de débat épistémologique, puisqu'il ne s'agit pas de mesurer des effets réels (en d'autres termes de générer des connaissances *positives*), ni de démontrer un lien de cause à effet entre l'existence d'un système et des phénomènes environnementaux, mais simplement d'une indication « d'effets potentiels » d'un système sur l'environnement. Il serait intéressant de poser la question du statut épistémologique des impacts indirects.

Nous avons également introduit l'idée d'une éco-conception de l'information. Ceci nécessite d'une part de déterminer l'information qui répond le mieux au besoin, mais qui sollicite également l'infrastructure matérielle qui la génère de manière minimale. Ce dernier point requiert l'identification des caractéristiques de l'information ayant une influence sur les impacts de l'infrastructure. Cette démarche peut être transposée dans de nombreux domaines (les services informationnels, comme le développement de produits électroniques ou de solutions informatiques par exemple) et mériterait de plus amples recherches.

Enfin, notre revue de la littérature a montré le manque d'une littérature consistante sur l'impact des services. Peu d'auteurs se sont attachés à en mesurer les impacts ou à les éco-concevoir, et les modèles de cycle de vie de service proposés sont encore anecdotiques. Dans une société dont l'essentiel des revenus est généré par les activités de service, qui définissent elles-mêmes une grande part de la consommation matérielle, il y aurait intérêt tout particulier à s'intéresser à ce domaine.

Derniers mots

En traitant de l'impact environnemental des services informationnels, cette thèse contribue au débat actuel sur le potentiel de dématérialisation de l'économie offert par la production immatérielle. En face d'une vision populaire empreinte d'optimisme quant au « triomphe de l'esprit sur la matière » (Bensaude-Vincent, 2004), il convient d'être circonspect quant au statut de « Saint Graal du salut environnemental » (Sui et Rejeski, 2002) que d'aucuns seraient tentés d'accorder aux TIC. Une production scientifique déjà importante vient appuyer cette position, mais beaucoup reste à faire afin de bien comprendre les impacts d'une technologie ayant déjà provoqué une véritable révolution industrielle. L'identification des applications à supporter par des politiques publiques reste par exemple ouverte : quelles applications des TIC portent un réel potentiel de dématérialisation ? C'est parce qu'il contribue à la recherche de cette identification que le travail présenté par cette thèse revêt son importance.

Ajoutons en ouverture que l'impact des technologies de l'information et de la communication n'est pas seulement environnemental, mais également social. Le sujet n'est pas traité ici, mais la pertinence des nombreuses applications possible des TIC, et notamment celles des réseaux de capteurs, doit être questionnée. Entre une vision moderniste et rationaliste, et une vision technophobe « big-brotheriste », il convient d'identifier quelles applications raisonnées des TIC peuvent *effectivement* contribuer à l'harmonie sociale. Devant les dangers de dérive techniciste guidée par les mirages de « l'ingénierie sociale », dans laquelle plus d'information peut aussi signifier moins de compréhension, moins de confiance, plus de problèmes (Tsoukas, 1997), il paraît essentiel de raisonner le développement des TIC afin qu'elles *simplifient* l'espace social et non qu'elles ne le *compliquent*.

Références bibliographiques

- Abukhader, S.M., 2008. Eco-efficiency in the era of electronic commerce - should « Eco-Effectiveness » approach be adopted? *Journal of Cleaner Production*, 16(7), 801-808.
- Abukhader, S.M., Jönson, G., 2004. E-commerce and the environment: a gateway to the renewal of greening supply chains. *International Journal of Technology Management*, 28(2), 274-288.
- Akyildiz, I.F., Su, W., Sankarasubramaniam, Y., Cayirci, E., 2002. Wireless sensor networks: a survey. *Computer Networks*, 38(4), 393-422.
- Andersson, J.O., Lindroth, M., 2001. Ecologically unsustainable trade. *Ecological Economics*, 37(1), 113-122.
- Andrae, A.S.G., Andersen, O., 2010. Life cycle assessments of consumer electronics — are they consistent? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(8), 827-836.
- Andrae, A.S.G., Andersen, O., 2011. Life cycle assessment of integrated circuit packaging technologies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(3), 258-267.
- Andrae, A.S.G., Andersson, D.R., Liu, J., 2005. Significance of intermediate production processes in life cycle assessment of electronic products assessed using a generic compact model. *Journal of Cleaner Production*, 13(13-14), 1269-1279.
- Aoe, T., 2007. Eco-efficiency and ecodesign in electrical and electronic products. *Journal of Cleaner Production*, 15(15), 1406-1414.
- Arai, T., Shimomura, Y., 2004. Proposal of Service CAD System - A Tool for Service Engineering. *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 53(1), 397-400.
- Baines, T.S., Lightfoot, H.W., Evans, S., Neely, A., Greenough, R., *et al.*, 2007. State-of-the-art in product-service systems. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers Part B Journal of Engineering Manufacture*, 221(10), 1543-1552.
- Baker, C.R., Armijo, K., Belka, S., Benhabib, M., Bhargava, V., *et al.*, 2007. Wireless Sensor Networks for Home Health Care. Présenté à : 21st International Conference on Advanced Information Networking and Applications Workshops (AINAW '07), 21 mai 2007, Niagara Falls, Canada. Actes pp. 832-837.
- Baudry, I., Lelah, A., Brissaud, D., 2012. Data Collection of Chemicals used in Microelectronic Manufacturing Processes for Environmental Studies. Présenté à : 19th CIRP Conference on Life Cycle Engineering, 23 mai 2012, Berkeley, Californie, Etats-Unis. In: *Leveraging Technology for a Sustainable World*, Springer, Berlin - Heidelberg, pp. 521-526.

- Bensaude-Vincent, B., 2004. *Se libérer de la matière ? Fantasmies autour des nouvelles technologies*, INRA éditions, Paris.
- Berkhout, F., Hertin, J., 2001. Rapport : *Impacts of Information and Communication Technologies on Environmental Sustainability: speculations and evidence - Report to the OECD*.
- Bernardini, O., Galli, R., 1993. Dematerialization: Long-term trends in the intensity of use of materials and energy. *Futures*, 25(4), 431-448.
- Beucker, S., Clausen, J., Schischke, K., Mwanza, J., Altendorf, P., *et al.*, 2008. Wireless Sensor Networks for Agriculture and Automation: Challenges and Chances for Sustainability. Présenté à : Electronics Goes Green 2008+, 7 septembre 2008, Berlin, Allemagne. In: *Merging Technology and Sustainable Development*, Fraunhofer IRB Verlag, pp. 333-338.
- Biagioni, E.S., Bridges, K.W., 2002. The Application Of Remote Sensor Technology To Assist The Recovery Of Rare And Endangered Species. *International Journal of High Performance Computing Applications*, 16(3), 112-121.
- Bio Intelligence Service, Fraunhofer IZM, 2008. Rapport : *Preparatory Studies for Eco-design Requirements of EuPs (II) - Contract N°TREN/D3/390-2006/Lot18/2007/S07.75202 - Lot 18 - Complex set-top boxes, Final Report*.
- Björklund, A., 2002. Survey of approaches to improve reliability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(2), 64-72.
- Blazek, M., Rhodes, S., Kommonen, F., Weidman, E., 1999. Tale of two cities: environmental life cycle assessment for telecommunications systems: Stockholm, Sweden and Sacramento, CA. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 1999), 11 mai 1999, Cambridge, Massachussets, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 76-81.
- Boiral, O., Croteau, G., 2001. Du développement durable à l'écologie industrielle, ou les métamorphoses d'un « concept caméléon ». Présenté à : Xième Conférence de l'Association Internationale de Management Stratégique, 13 juin 2001, Laval, Québec, Canada.
- Bonvoisin, J., Lelah, A., Mathieux, F., Brissaud, D., 2012. An environmental assessment method for wireless sensor networks. *Journal of Cleaner Production*, 33(0), 145-154.
- Bonvoisin, J., Mathieux, F., Domingo, L., Brissaud, D., 2010. Design for energy efficiency : proposition of a guidelines-based tool. Présenté à : 11th International Design Conference (Design 2010), 2010, Dubrovnik - Cavtat, Croatie. Actes pp. 629-638.
- Bonvoisin, J., Thiede, S., 2012. Vers une estimation de l'énergie de fabrication d'un produit dès sa conception. Présenté à : 13ème colloque national de l'AIP-PRIMECA, 27 mars 2012, Le Mont-Dore, France.

- Bonvoisin, J., Vallet, E., Debruyère, J., Mayer, S., 2009. Rapport : *Etude sur l'état de l'art en matière d'auto-déclarations environnementales « produit » adaptées aux PME travaillant en B to B - Rapport*. Pôle Eco-conception.
- Bouzin, E., 2008. Rapport : *Analyse de Cycle de Vie comparative: relève manuelle et télérelève de compteurs d'eau - Projet CityPulse*. France Télécom Recherche et Développement.
- Boyd, S., Dornfeld, D., Krishnan, N., 2006. Life Cycle Inventory of a CMOS Chip. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2006), 8 mai 2006, Scottsdale, Arizona, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 253 -257.
- Bras, B., 1997. Incorporating Environmental Issues in Product Design and Realization. *UNEP Industry and Environment*, 20(1-2), 7-13.
- Brezet, H., 1997. Dynamics in ecodesign practice. *UNEP Industry and Environment*, 20(1-2), 21-24.
- Brezet, H., van Hemel, C., 1997. *Ecodesign: A Promising Approach to Sustainable Production and Consumption*, United Nations Publications.
- Brundtland, G.H., 1987. *Our Common Future - Report of the World Commission on Environment and Development*, Oxford University Press.
- Calwell, C., 2010. Rapport : *Is efficient sufficient? - The case for shifting our emphasis in energy specifications to progressive efficiency and sufficiency*. European Council for an Energy Efficient Economy.
- Caudill, R.J., Luo, Y., Wirojanagud, P., Zhou, M., 2000. A lifecycle environmental study of the impact of e-commerce on electronic products. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2000), 8 mai 2000, Urbana, Illinois, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 298 -303.
- Charter, M., Chick, A., 1997. Editorial : Welcome to the first issue of The Journal of Sustainable Product Design. *Journal of Sustainable Product Design*, 1, 5-6.
- Ciroth, A., 2004. Uncertainties in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 141-142.
- CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), 2012. Rapport : *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – séries sectorielles et analyses étendues – Format SECTEN* (Ref. CITEPA 956).
- Cleveland, C.J., Ruth, M., 1999. Indicators of Dematerialization and the Materials Intensity of Use. *Journal of Industrial Ecology*, 2(3), 15-50.
- Clift, R., Wright, L., 2000. Relationships Between Environmental Impacts and Added Value Along the Supply Chain. *Technological Forecasting and Social Change*, 65(3), 281-295.

- Cluzel, F., Yannou, B., Leroy, Y., Millet, D., 2012. Proposition for an adapted management process to evolve from an unsupervised Life Cycle Assessment of complex industrial systems towards an eco-designing organisation. *Concurrent Engineering*, 20(2), 111-126.
- Corliano, A., Hufschmid, M., 2008. Rapport : *Energieverbrauch der mobilien Kommunikation - Schlussbericht*. Fachhochschule Nordwestschweiz und Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK Bundesamt für Energie BFE.
- Crutzen, P.J., 2002. Geology of mankind. *Nature*, 415(6867), 23-23.
- Dahlström, H., 1999. Company-specific guidelines. *The Journal of Sustainable Product Design*, 8, 18-24.
- De Bandt, J., 2004. Quelles dynamiques dans le domaine des activités informationnelles ? *Revue d'économie industrielle*, 107(1), 105-126.
- De Gournay, C., 2002. Le bunker communicationnel : Vers un apartheid des cercles de sociabilité ? *Réseaux*, 3(112), 347-373.
- De Grave, A., Hansen, H.N., Olsen, S.I., 2006. Sustainability of Products Based on Micro and Nano Technologies. Présenté à : 4th International Symposium on Nanomanufacturing (ISNM 2006), 1 novembre 2006, Cambridge, Massachusetts, Etats-Unis. Actes pp. 40-45.
- De Langhe, P., Criel, S., Ceuterick, D., 1998. Green design of telecom products: the ADSL high speed modem as a case study. *IEEE Transactions on Components, Packaging, and Manufacturing Technology, Part A*, 21(1), 154-167.
- Dinda, S., 2004. Environmental Kuznets Curve Hypothesis: A Survey. *Ecological Economics*, 49(4), 431-455.
- Domingo, L., Mathieux, F., Brissaud, D., 2011. A new 'in-use energy consumption' indicator for the design of energy-efficient electr(on)ics. *Journal of Engineering Design*, 23(3), 217-235.
- Dubberley, M., Agogino, A.M., Horvath, A., 2004. Life-cycle assessment of an intelligent lighting system using a distributed wireless mote network. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2004), 10 mai 2004, Washington DC, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 122-127.
- Dufrene, M., 2011. Rapport : *Evaluation environnementale comparative de deux serveurs de générations différentes et étude de leur renouvellement dans les data centres - Rapport de Stage - Projet de fin d'études*. Grenoble INP - Laboratoire G-SCOP.
- ECMA International, 2008. Standard ECMA-341, Environmental Design Considerations for ICT & CE Products, 3rd Edition.

- Ecobilan S.A., 2008. Rapport : *Developing a generic approach for FTTH solutions using LCA methodology, Methodological guide, Final version.*
- Ekvall, T., Weidema, B., 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171.
- Elias, E., Dekoninck, E., Culley, S., 2009. Quantifying the Energy Impacts of Use: A Product Energy Profile Approach. Présenté à : 16th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering, 4 mai 2009, Le Caire, Egypte.
- Ellul, J., 1988. *Le bluff Technologique*, Hachette, coll. Pluriel.
- Environment Canada, 2000. Rapport : *Environment Canada - Publications - Understanding the Environmental Aspects of Electronic Products: A Life Cycle Assessment Case Study of a Business Telephone EPSM-422.*
- EPIC-ICT, 2006. Rapport : *Development of Environmental Performance Indicators for ICT Products on the example of Personal Computers - Publishable final activity report.*
- Erkman, S., 2004. *Vers une écologie industrielle*, Éditions Charles Léopold Mayer.
- Eugster, M., Hischier, R., Duan, H., 2007. Rapport : *Key environmental impacts of the Chinese EEE industry - a life cycle assessment study.* EMPA - Laboratoire fédéral d'essai des matériaux et de recherche.
- Evrard, D., Brissaud, D., Mathieux, F., 2012. Synergico: a method for systematic integration of energy efficiency into the design process of electr(on)ic equipment. *Journal of Sustainable Engineering*, En ligne.
- Fabre, M., Winkler, W., 2010. Rapport : *L'obsolescence programmée, symbole de la société du gaspillage - Le cas des produits électriques et électroniques.* CNIID (Centre national d'information indépendante sur les déchets) - Les Amis de la Terre.
- Faist Emmenegger, M., Frischknecht, R., Stutz, M., Guggisberg, M., Witschi, R., *et al.*, 2006. Life Cycle Assessment of the Mobile Communication System UMTS: Towards Eco-efficient Systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(4), 265-276.
- Faucheux, S., Nicolai, I., 2011. IT for green and green IT: A proposed typology of eco-innovation. *Ecological Economics*, 70(11), 2020-2027.
- Federico, A., Musmeci, F., Proietti Mancini, D., 2001. MIPS of the Italian Mobile Telephone Network. Présenté à : Open Meeting of the Global Environmental Change Research Community, 6 octobre 2001, Rio de Janeiro, Brésil.
- Finnveden, G., 1997. Valuation methods within LCA - Where are the values? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2(3), 163-169.

- Finnveden, G., 1999. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 26(3-4), 173-187.
- 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), 229-238.
- Finnveden, G., Lindfors, L.-G., 1998. Data quality of life cycle inventory data — rules of thumb. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(2), 65-66.
- Flipo, F., Gossart, C., 2008. Infrastructure numérique et environnement : l'impossible domestication de l'effet rebond. Présenté à : Colloque international services, innovation et développement durable, 26 mars 2008, Poitiers, France.
- Gadrey, J., 2008. La crise écologique exige une révolution de l'économie des services. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, En ligne.
- Gaidajis, G., Angelakoglou, K., 2011. Screening life cycle assessment of an office used for academic purposes. *Journal of Cleaner Production*, 19(14), 1639-1646.
- Gard, D.L., Keoleian, G.A., 2002. Digital versus Print: Energy Performance in the Selection and Use of Scholarly Journals. *Journal of Industrial Ecology*, 6(2), 115-132.
- Gay, R.H., Davis, R.A., Phillips, D.T., Sui, D.Z., 2005. Modeling Paradigm for the Environmental Impacts of the Digital Economy. *Journal of Organizational Computing and Electronic Commerce*, 15(1), 61-82.
- Georgescu-Roegen, N., 1979. *La décroissance : Entropie-Ecologie-Economie*, 3e édition revue et augmentée. ed, Sang de la Terre.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., et al., 2009. Rapport : *ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM).
- Goedkoop, M., Spriensma, R., 2001. Rapport : *The eco-indicator 99 - A damage oriented method for life cycle impact assessment - Methodology report*. Pré Consultants B.V.
- Graedel, T., Saxton, E., 2002. Improving the overall environmental performance of existing telecommunications facilities. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(4), 219-224.
- Greening, L.A., Greene, D.L., Difiglio, C., 2000. Energy efficiency and consumption — the rebound effect — a survey. *Energy Policy*, 28(6-7), 389-401.
- Gorauskienė, I., Varžinskas, V., 2006. Eco-design Methodology for Electrical and Electronic Equipment Industry. *Environmental research, engineering and management*, 37(3), 43-51.

- Gutowski, T., Dahmus, J., Thiriez, A., 2006. Electrical Energy Requirements for Manufacturing Processes. Présenté à : 13 th CIRP International Conference of Life Cycle Engineering, 31 juin 2006, Leuven, Belgique. Actes pp. 623-628.
- Harada, H., Miyamoto, S., 2003. Life cycle assessment of mobile communications networks. Présenté à : 3rd International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing (EcoDesign '03), 8 décembre 2003, Tokyo, Japon. Actes pp. 694 -697.
- Harrison, G.P., Maclean, E. (Ned). J., Karamanlis, S., Ochoa, L.F., 2010. Life cycle assessment of the transmission network in Great Britain. *Energy Policy*, 38(7), 3622-3631.
- Hauschild, M.Z., Jeswiet, J., Alting, L., 2004. Design for Environment — Do We Get the Focus Right? *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 53(1), 1-4.
- Hawkins, T., Hendrickson, C., Higgins, C., Matthews, H.S., Suh, S., 2006. A Mixed-Unit Input-Output Model for Environmental Life-Cycle Assessment and Material Flow Analysis. *Environmental Science & Technology*, 41(3), 1024-1031.
- Heinonen, S., Jokinen, P., Kaivo-oja, J., 2001. The ecological transparency of the information society. *Futures*, 33(3-4), 319-337.
- Heiskanen, E., Jalas, M., 2000. Rapport : *Dematerialization Through Services - A Review and Evaluation of the Debate* (ISSN 1238-7312). The Finnish Environment, Ministry of the Environment, Environmental Protection Department.
- Heiskanen, E., Jalas, M., Kärnä, A., 2000. The dematerialization potential of services and IT : futures studies methods perspectives. Présenté à : The Quest for the Futures seminar, Workshop on Futures Studies in Environmental Management, 13 juin 2000, Turku, Finlande.
- Hendrickson, C., Horvath, A., Joshi, S., Lave, L., 1998. Economic Input–Output Models for Environmental Life-Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 32(7), 184A-191A.
- Hertwich, E.G., 2005. Consumption and the Rebound Effect: An Industrial Ecology Perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 9(1-2), 85-98.
- Hertwich, E.G., Hammitt, J.K., Pease, W.S., 2000. A Theoretical Foundation for Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 4(1), 13-28.
- Hilty, Arnfalk, P., Erdmann, L., Goodman, J., Lehmann, M., *et al.*, 2006. The relevance of information and communication technologies for environmental sustainability – A prospective simulation study. *Environmental Modelling Software*, 21(11), 1618-1629.
- Hischier, R., Reichart, I., 2003. Multifunctional electronic media-traditional media. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(4), 201-208.

- Hochschorner, E., Finnveden, G., 2003. Evaluation of Two Simplified Life Cycle Assessment Methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(3), 119-128.
- Illich, I., 1975. *Némésis médicale*, Seuil.
- Institute of Electrical and Electronics Engineers, 2006. IEEE Standard for Environmental Assessment of Personal Computer Products, Including Laptop Personal Computers, Desktop Personal Computers, and Personal Computer Monitors. *IEEE Std 1680-2006*.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001. Rapport : *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press.
- International Electrotechnical Commission, 2001. IEC 60529 - Degrees of protection provided by enclosures (IP Code).
- International Organization for Standardization, 2006a. ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.
- International Organization for Standardization, 2006b. ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.
- Janin, M., 2000. *Démarche d'éco-conception en entreprise, un enjeu : construire la cohérence entre outils et processus*, Thèse de Doctorat soutenue le 28 avril 2000, Ecole Nationale Supérieure d'Arts et Métiers.
- Johnstone, I., Nicholson, J., Shehzad, B., Slipp, J., 2007. Experiences from a wireless sensor network deployment in a petroleum environment. Présenté à : International conference on Wireless communications and mobile computing (IWCMC'07), 12 août 2007, Honolulu, Hawaii, Etats-Unis. Actes pp. 382–387.
- Jokinen, P., Malaska, P., Kaivo-oja, J., 1998. The environment in an 'information society' - A transition stage towards more sustainable development? *Futures*, 30(6), 485-498.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., *et al.*, 2003. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324-330.
- Joyce, T., Okrasinski, T.A., Schaeffer, W., 2010. Estimating the Carbon Footprint of Telecommunications Products: A Heuristic Approach. *Journal of Mechanical Design*, 132(9), 094502 1-4.
- JRC European Commission, Institute for Environment and Sustainability, 2010a. Rapport : *Basket-of-products indicators Waste management indicators - Framework, methodology, data basis and updating procedures - Draft for public consultation* (30789-2007-12 NFP ISP).
- JRC European Commission, Institute for Environment and Sustainability, 2010b. Rapport : *ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System - General guide for life cycle assessment - Detailed Guidance* (EUR 24708).

- JRC European Commission, Institute for Environment and Sustainability, 2012. Rapport : *Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods - Database and supporting information* (EUR 25167).
- Junnila, S., 2006. Empirical comparison of process and economic input-output life cycle assessment in service industries. *Environmental Science & Technology*, 40(22), 7070-7076.
- Kemna, R., van Elburg, M., Li, W., van Holsteijn, R., 2005. Rapport : *MEEuP Methodology Report*.
- Kim, B., Kim, B., Kim, D., 1998. Applying an heuristic approach to lca. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(2), 95-99.
- Köhler, A., Erdmann, L., 2004. Expected Environmental Impacts of Pervasive Computing. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 10(5), 831-852.
- Köhler, A., Loerincik, Y., Hertwich, E., Jolliet, O., 2004. Sustainability in the information society. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 208-210.
- Krishnamurthy, L., Adler, R., Buonadonna, P., Chhabra, J., Flanigan, M., *et al.*, 2005. Design and deployment of industrial sensor networks: experiences from a semiconductor plant and the north sea. Présenté à : 3rd international conference on Embedded networked sensor systems (SenSys '05), 2 novembre 2005, San Diego, Californie, Etats-Unis. Actes pp. 64-75.
- Krishnan, N., Boyd, S., Rosales, J., Dornfeld, D., Raoux, S., *et al.*, 2004. Using a hybrid approach to evaluate semiconductor life cycle environmental issues - a case study in interconnect module impacts. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2004), 10 mai 2004, Washington DC, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 86-89.
- Krishnan, N., Williams, E.D., Boyd, S.B., 2008. Case studies in energy use to realize ultra-high purities in semiconductor manufacturing. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2008), 19 mai 2008, San Francisco, Californie, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 1-6.
- Labys, W.C., Waddell, L.M., 1989. Commodity lifecycles in US materials demand. *Resources Policy*, 15(3), 238-252.
- Lafrance, J.-P., 2010. Pour une approche critique de la société de l'information, in: *Critique de la société de l'information, Les Essentiels d'Hermès*.
- Lambert, R., 2010. Rapport : *Analyse de cycle de vie : Passerelle GSM-GPRS / Wavenis*. France Télécom Recherche et Développement.
- Le Pochat, S., 2005. *Intégration de l'éco-conception dans les PME : Proposition d'une méthode d'appropriation de savoir-faire pour la conception environnementale des produits.*, Thèse de Doctorat soutenue le 18 novembre 2005, Ecole Nationale Supérieure d'Arts et Métiers.

- Le, X.H.B., Di Mascolo, M., Gouin, A., Noury, N., 2007. Health Smart Home - Towards an assistant tool for automatic assessment of the dependence of elders. Présenté à : 29th Annual International Conference of the IEEE Engineering in Medicine and Biology Society (EMBS 2007), 22 août 2007, Lyon, France. Actes pp. 3806-3809.
- Lelah, A., Mathieux, F., Brissaud, D., 2011. Contributions to eco-design of machine-to-machine product service systems: the example of waste glass collection. *Journal of Cleaner Production*, 19(9-10), 1033-1044.
- Lelah, A., Mathieux, F., Brissaud, D., Gimeno, V., 2010. SensCity: a new project opening the way for sustainable services in the city based on a mutualised M2M infrastructure. Présenté à : 2nd CIRP IPS² Conference, 14 avril 2010, Linköping, Sweden. Actes pp. 99-106.
- Lemagnen, M., 2011. *Intégration du risque chimique dans la conception de produits industriels. Application au secteur aéronautique*, Thèse de Doctorat soutenue le 20 janvier 2011, Université de Grenoble.
- Leroy, Y., 2009. *Développement d'une méthodologie de fiabilisation des prises de décisions environnementales dans le cadre d'analyses de cycle de vie basée sur l'analyse et la gestion des incertitudes sur les données d'inventaires*, Thèse de Doctorat soutenue le 2009, Ecole Nationale Supérieure d'Arts et Métiers.
- Lévy, M., Jouyet, J.-P., 2006. Rapport : *L'économie de l'immatériel. La croissance de demain - Rapport de la commission sur l'économie de l'immatériel*.
- Lewandowska, A., Foltynowicz, Z., Podlesny, A., 2004. Comparative lca of industrial objects part 1: lca data quality assurance — sensitivity analysis and pedigree matrix. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(2), 86-89.
- Loerincik, Y., 2006. *Environmental impacts and benefits of information and communication technology infrastructure and services, using process and input-output life cycle assessment*, Thèse de Doctorat soutenue le 30 juin 2006, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Lofthouse, V., 2006. Ecodesign tools for designers: defining the requirements. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1386-1395.
- Luttrupp, C., Lagerstedt, J., 2006. EcoDesign and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1396-1408.
- Maillefert, M., Rousseau, S., Zuindeau, B., 2010. Lectures hétérodoxes du développement durable. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 1(3).
- Malmodin, J., Lundén, D., Lövehagen, N., 2010a. Methodology for life cycle based assessments of the CO2 reduction potential of ICT services. Présenté à : IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology (ISSST 2010), 17 mai 2010, Arlington, Virginie, Etats-Unis. Actes pp. 1 -6.

- Malmodin, J., Moberg, Å., Lundén, D., Finnveden, G., Lövehagen, N., 2010b. Greenhouse Gas Emissions and Operational Electricity Use in the ICT and Entertainment & Media Sectors. *Journal of Industrial Ecology*, 14(5), 770-790.
- Malmodin, J., Oliv, L., Bergmark, P., 2001. Life cycle assessment of third generation (3G) wireless telecommunication systems at Ericsson. Présenté à : Second International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing (EcoDesign 2001), 11 décembre 2001, Tokyo, Japon. Actes pp. 328 -334.
- Matheys, J., Van Autenboer, W., Timmermans, J.-M., Van Mierlo, J., Van den Bossche, P., *et al.*, 2007. Influence of functional unit on the life cycle assessment of traction batteries. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(3), 191-196.
- Mathieux, F., Froelich, D., Moszkowicz, P., 2008a. ReSICLED: a new recovery-conscious design method for complex products based on a multicriteria assessment of the recoverability. *Journal of Cleaner Production*, 16(3), 277-298.
- Mathieux, F., Lescuyer, L., Moenne-Loccoz, G., Brissaud, D., 2008b. Proposition of new recoverability indicators as support for the product design process: the electr(on)ic sector experience. Présenté à : 15th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering, 17 mars 2008, Sydney, Australie.
- Mathúna, C.O., O'Donnell, T., Martinez-Catala, R.V., Rohan, J., O'Flynn, B., 2008. Energy scavenging for long-term deployable wireless sensor networks. *Talanta*, 75(3), 613-623.
- Matsumoto, M., Hamano, J., Tamura, T., Iguchi, H., 2005. Impacts of ubiquitous society on the global warming problem in 2010. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2005), 16 mai 2005, New Orleans, Louisiane, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 183-188.
- Maussang-Détaille, N., 2008. *Méthodologie de conception pour les systèmes produits-services*, Thèse de Doctorat soutenue le 15 octobre 2008, Institut National Polytechnique de Grenoble.
- May, J., Brennan, D., 2003. Application of data quality assessment methods to an LCA of electricity generation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(4), 215-225.
- Millet, D., Bistagnino, L., Lanzavecchia, C., Camous, R., Poldma, T., 2007. Does the potential of the use of LCA match the design team needs? *Journal of Cleaner Production*, 15(4), 335-346.
- Miyamoto, S., Harada, H., Fujimoto, J., 2001. Environmental impact assessment for various information technology systems and classification by their environmental aspects. Présenté à : Second International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing (EcoDesign 2001), 11 décembre 2001, Tokyo, Japon. Actes pp. 785 -790.

- Moberg, Å., Johansson, M., Finnveden, G., Jonsson, A., 2010. Printed and tablet e-paper newspaper from an environmental perspective — A screening life cycle assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 30(3), 177-191.
- Mokhtarian, P.L., 2002. Telecommunications and Travel: The Case for Complementarity. *Journal of Industrial Ecology*, 6(2), 43-57.
- Mulvihill, P.R., Milan, M.J., 2007. Subtle world: Beyond sustainability, beyond information. *Futures*, 39(6), 657-668.
- Murugesan, S., 2008. Harnessing Green IT: Principles and Practices. *IT Professional*, 10(1), 24-33.
- Nakamura, J., Tsuda, M., Ichino Takahashi, K., Nishi, S., Takaoka, M., 2006. Analysis of the Potential Contribution of ICT Services to a Sustainable Society. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2006), 8 mai 2006, Scottsdale, Arizona, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 179-182.
- Nørgård, J.S., 2006. Consumer efficiency in conflict with GDP growth. *Ecological Economics*, 57(1), 15-29.
- Owens, J.W., 1997. Life-Cycle Assessment. Constraints on moving from inventory to impact assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 1(1), 37-49.
- Parlement Européen, Conseil de l'Union Européenne, 2000. Directive 2000/53/CE du Parlement Européen et du Conseil du 18 septembre 2000 relative aux véhicules hors d'usage.
- Parlement Européen, Conseil de l'Union Européenne, 2003a. Directive 2002/95/CE du Parlement Européen et du Conseil du 27 janvier 2003 relative à la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques.
- Parlement Européen, Conseil de l'Union Européenne, 2003b. Directive 2002/96/CE du Parlement Européen et du Conseil du 27 janvier 2003 relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques.
- Parlement Européen, Conseil de l'Union Européenne, 2005. Directive 2005/32/CE du Parlement Européen et du Conseil du 6 juillet 2005 établissant un cadre pour la fixation d'exigences en matière d'écoconception applicables aux produits consommateurs d'énergie.
- Parlement Européen, Conseil de l'Union Européenne, 2008. Directive n° 2008/98/CE du 19/11/08 relative aux déchets et abrogeant certaines directives.
- Parlement Européen, Conseil de l'Union Européenne, 2009. Directive 2009/125/CE du Parlement Européen et du Conseil du 21 octobre 2009 établissant un cadre pour la fixation d'exigences en matière d'écoconception applicables aux produits liés à l'énergie.

- Peaucelle, J.-L., 1986. Gestion des industries informationnelles. *Bulletin des Bibliothèques de France*, 31(5), 420-433.
- Pesonen, H.-L., Ekvall, T., Fleischer, G., Huppel, G., Jahn, C., *et al.*, 2000. Framework for scenario development in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(1), 21-30.
- Philippot, O., Leboucq, T., Bordage, F., 2012. *Green Patterns - Manuel d'éco-conception des logiciels*.
- Plepys, A., 2002. The grey side of ICT. *Environmental Impact Assessment Review*, 22(5), 509-523.
- Plepys, A., 2004. The environmental impacts of electronics. Going beyond the walls of semiconductor fabs. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2004), 10 mai 2004, Washington DC, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 159-165.
- PNUE (Programme des nations unies pour l'environnement), 2005. Rapport : *Bulletin d'Alerte Environnementale - Les déchets électroniques, la face cachée de l'ascension des technologies de l'information et des communications*.
- Ramanathan, N., Balzano, L., Estrin, D., Hansen, M., Harmon, T., *et al.*, 2006. Designing Wireless Sensor Networks as a Shared Resource for Sustainable Development. Présenté à : International Conference on Information and Communication Technologies and Development (ICTD '06), mai 2006, Berkeley, Californie, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE, pp. 256-265.
- 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(4), 290-300.
- Reimann, K., Finkbeiner, M., Horvath, A., Matsuno, Y., 2010. Rapport : *Evaluation of environmental life cycle approaches for policy and decision making support in micro and macro level applications* (EUR 24562 EN). JRC European Commission - Institut for Environment and Sustainability.
- Rifkin, J., 2005. *L'âge de l'accès : La nouvelle culture du capitalisme*, La Découverte.
- Ritthoff, M., Rohn, H., Liedtke, C., Merten, T., 2002. Rapport : *Calculating MIPS - Resource productivity of products and services*, Wuppertal Spezial 27e. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH.
- Rosenblum, J., Horvath, A., Hendrickson, C., 2000. Environmental Implications of Service Industries. *Environmental Science & Technology*, 34(22), 4669-4676.
- Ross, S., Evans, D., Webber, M., 2002. How LCA studies deal with uncertainty. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(1), 47-52.
- Rovetta, A., Xiumin, F., Vicentini, F., Minghua, Z., Giusti, A., *et al.*, 2009. Early detection and evaluation of waste through sensorized containers for a collection

- monitoring application. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 29(12), 2939-2949.
- Scharnhorst, W., 2006. Life cycle assessment in the telecommunication industry: A review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 75-86.
- Scharnhorst, W., Hilty, L.M., Jolliet, O., 2006. Life cycle assessment of second generation (2G) and third generation (3G) mobile phone networks. *Environment International*, 32(5), 656-675.
- Schischke, K., Griese, H., 2004. Is Small Green? Life Cycle Aspects of Technology Trends in Microelectronics and Microsystems. Présenté à : InLCA/LCM 2004, 11 juillet 2004, Online Conference.
- Schneider, F., Hinterberger, F., Mesicek, R., Luks, F., 2001. Eco-Info-Society: Strategies for an Ecological Information Society. Présenté à : The 7th European Round Table for Cleaner Production, 2 mai 2001, Lund, Suède.
- Schütz, H., Moll, S., Bringezu, S., 2004. Rapport : *Globalisation and the shifting environmental burden - Material flows of the European Union - Which globalisation is sustainable?* (Wuppertal Papers - N°134e - ISSN 0949-5266). Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH.
- Singhal, P., Ahonen, S., Rice, G., Stutz, M., Terho, M., *et al.*, 2004. Key Environmental Performance Indicators (KEPIs): A new approach to environmental assessment. Présenté à : International Congress and Exhibition on Electronics Goes Green 2004+, 6 septembre 2004, Berlin, Allemagne. Actes édités par : Fraunhofer IRB Verlag, pp. 697-702.
- Sivaraman, D., Pacca, S., Mueller, K., Lin, J., 2007. Comparative Energy, Environmental, and Economic Analysis of Traditional and E-commerce DVD Rental Networks. *Journal of Industrial Ecology*, 11(3), 77-91.
- Souchon Foll, L., 2008. *TIC et Énergétique : Techniques d'estimation de consommation sur la hauteur, la structure et l'évolution de l'impact des TIC en France*, Thèse de Doctorat soutenue le 3 octobre 2008, Institut National des Télécommunications.
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J., 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938), 842-867.
- Suh, S., 2006. Are Services Better for Climate Change? *Environmental Science & Technology*, 40(21), 6555-6560.
- Suh, S., Huppes, G., 2005. Methods for Life Cycle Inventory of a product. *Journal of Cleaner Production*, 13(7), 687-697.
- Sui, D.Z., Rejeski, D.W., 2002. Environmental Impacts of the Emerging Digital Economy: The E-for-Environment E-Commerce? *Environmental Management*, 29(2), 155-163.

- Suri, A., Iyengar, S.S., Cho, E., 2006. Ecoinformatics using wireless sensor networks: An overview. *Ecological Informatics*, 1(3), 287-293.
- Takahashi, K.I., Tatemichi, H., Tanaka, T., Nishi, S., Kunioka, T., 2004. Environmental impact of information and communication technologies including rebound effects. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2004), 10 mai 2004, Washington DC, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 13-16.
- Takahashi, K.I., Tsuda, M., Nakamura, J., Kato, K., Nishi, S., 2005. Environmental Assessment of e-Learning Based on a Customer Survey. Présenté à : Fourth International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing (Eco Design 2005), 12 décembre 2005, Tokyo, Japon. Actes pp. 942-943.
- Taylor, C., Koomey, J., 2008. Estimating Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of Internet Advertising, February 14TH, 2008 Working Paper.
- Telenko, C., Seepersad, C.C., Webber, M.E., 2008. A compilation of design for environment principles and guidelines. Présenté à : ASME International Design Engineering Technical Conferences & Computers and Information in Engineering Conference (IDETC/CIE2008), 3 août 2008, Brooklyn, New York, Etats-Unis.
- Telenko, C., Seepersad, C.C., Webber, M.E., 2009. A Method for Developing Design for Environment Guidelines for Future Product Design. Présenté à : ASME International Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference (IDETC/CIE2009), 30 septembre 2009, San Diego, Californie, Etats-Unis. Actes édités par : ASME, pp. 291-302.
- The Royal Society, 2009. Rapport : *Geoengineering the climate - Science, governance and uncertainty*.
- Toffel, M.W., Horvath, A., 2004. Environmental implications of wireless technologies: news delivery and business meetings. *Environmental Science & Technology*, 38(11), 2961-2970.
- Tsoukas, H., 1997. The tyranny of light: The temptations and the paradoxes of the information society. *Futures*, 29(9), 827-843.
- Tukker, A., Tischner, U., 2006. Product-services as a research field: past, present and future. Reflections from a decade of research. *Journal of Cleaner Production*, 14(17), 1552-1556.
- Tyl, B., 2011. *L'apport de la créativité dans les processus d'éco-innovation. Proposition de l'outil EcoASIT pour favoriser l'éco-idéation de systèmes durables*, Thèse de Doctorat soutenue le 13 décembre 2011, Université Bordeaux 1.
- Ueno, T., Shiino, T., Onishi, H., 1999. Evaluation of electronic components in life cycle assessment. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 1(1), 25-32.

- van der Voet, E., van Oers, L., Nikolic, I., 2004. Dematerialization: Not Just a Matter of Weight. *Journal of Industrial Ecology*, 8(4), 121-137.
- van Hemel, C., Cramer, J., 2002. Barriers and stimuli for ecodesign in SMEs. *Journal of Cleaner Production*, 10(5), 439-453.
- Vargo, S.L., Lusch, R.F., 2004. Evolving to a New Dominant Logic for Marketing. *Journal of Marketing*, 68(1), 1-17.
- Ventère, J.-P., 2000. L'éco-conception : une démarche préventive. *Annales des Mines - Responsabilité et Environnement*, 20, 31-36.
- Vezzoli, C., Manzini, E., 2008. *Design for Environmental Sustainability*, Springer, Berlin - Heidelberg.
- Vezzoli, C., Sciama, D., 2006. Life Cycle Design: from general methods to product type specific guidelines and checklists: a method adopted to develop a set of guidelines/checklist handbook for the eco-efficient design of NECTA vending machines. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1319-1325.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.
- Watson, B.J., Sharma, R.K., Charles, S.K., Shah, A.J., Patel, C.D., *et al.*, 2009. Creating a sustainable IT ecosystem: Enabling next-generation urban infrastructures. Présenté à : IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology (ISSST '09), 18 mai 2009, Tempe, Arizona, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE, pp. 1-6.
- Weber, C.L., Hendrickson, C.T., Matthews, H.S., Nagengast, A., Nealer, R., *et al.*, 2009. Life cycle comparison of traditional retail and e-commerce logistics for electronic products: A case study of buy.com. Présenté à : IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology (ISSST '09), 18 mai 2009, Tempe, Arizona, Etats-Unis. Actes pp. 1-6.
- Weber, C.L., Koomey, J.G., Matthews, H.S., 2010. The Energy and Climate Change Implications of Different Music Delivery Methods. *Journal of Industrial Ecology*, 14(5), 754-769.
- Weidman, E., Lundberg, S., 2000. Life cycle assessment of Ericsson third generation systems. Présenté à : IEEE International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE 2000), 8 mai 2000, San Francisco, Californie, Etats-Unis. Actes édités par : IEEE Computer Society, pp. 136-142.
- Wenzel, H., 1998. Application dependency of lca methodology: Key variables and their mode of influencing the method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(5), 281-288.
- Werner-Allen, G., Lorincz, K., Welsh, M., Marcillo, O., Johnson, J., *et al.*, 2006. Deploying a Wireless Sensor Network on an Active Volcano. *IEEE Internet Computing*, 10(2), 18-25.

- Williams, E., 2004. Energy Intensity of Computer Manufacturing: Hybrid Assessment Combining Process and Economic Input-Output Methods. *Environmental Science & Technology*, 38(22), 6166-6174.
- Williams, E.D., Ayres, R.U., Heller, M., 2002. The 1.7 kilogram microchip: energy and material use in the production of semiconductor devices. *Environ. Sci. Technol.*, 36(24), 5504-5510.
- Wimmer, W., Züst, R., 2003. *Ecodesign Pilot - Product-Investigation-, Learning- and Optimization-Tool for Sustainable Product Development with CD-ROM*, Kluwer Academic Publishers.
- Yi, L., Thomas, H.R., 2007. A review of research on the environmental impact of e-business and ICT. *Environment International*, 33(6), 841-849.
- Yick, J., Mukherjee, B., Ghosal, D., 2008. Wireless sensor network survey. *Comput. Netw.*, 52(12), 2292-2330.
- Yung, W.K.C., Chan, H.K., So, J.H.T., Wong, D.W.C., Choi, A.C.K., *et al.*, 2011. A life-cycle assessment for eco-redesign of a consumer electronic product. *Journal of Engineering Design*, 22(2), 69-85.
- Zalasiewicz, J., Williams, M., Smith, A., Barry, T.L., Coe, A.L., *et al.*, 2008. Are we now living in the Anthropocene. *GSA Today*, 18(2), 4.
- Zhang, P., Sadler, C.M., Lyon, S.A., Martonosi, M., 2004. Hardware design experiences in ZebraNet. Présenté à: 2nd international conference on Embedded networked sensor systems (SenSys'04), 3 novembre 2004, Baltimore, Maryland, Etats-Unis. Actes pp. 227-238.
- Zwolinski, P., Lopez-Ontiveros, M.-A., Brissaud, D., 2006. Integrated design of remanufacturable products based on product profiles. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1333-1345.

Liste des publications

En journal :

Bonvoisin, J., Lelah, A., Mathieux, F., Brissaud, D., 2012. An environmental assessment method for wireless sensor networks. *Journal of Cleaner Production*, 33(0), 145-154.

Bonvoisin, J., Thiede, S., Brissaud, D., Herrmann, C., A paraître. An implemented framework to estimate manufacturing related energy consumption in product design. Article accepté et en cours de revision pour une publication dans : *International Journal of Computer Integrated Manufacturing*.

En conférence :

Bonvoisin, J., Mathieux, F., Domingo, L., Brissaud, D., 2010. Design for energy efficiency: proposition of a guidelines-based tool. Présenté à : 11th International Design Conference (Design 2010), 17-20 mai 2010, Dubrovnik - Cavtat, Croatie. Actes pp. 629-638.

Bonvoisin, J., Lelah, A., Mathieux, F., Brissaud, D., 2011. Environmental Impact Assessment Model for Wireless Sensor Networks. Présenté à : 18th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering, 2-4 mai 2011, Braunschweig, Allemagne. In: *Glocalized Solutions for Sustainability in Manufacturing*, Springer Berlin Heidelberg, pp. 124-129.

Bonvoisin, J., Thiede, S., 2012. Vers une estimation de l'énergie de fabrication d'un produit dès sa conception. Présenté à : 13ème colloque national de l'AIP-PRIMECA, 27-30 mars 2012, Le Mont-Dore, France.

Domingo, L., Mathieux, F., Bonvoisin, J., Brissaud, D., 2010. Indicator for in Use Energy Consumption (IUE): a tool enhancing Design for Energy Efficiency of products. Présenté à : IDMME - Virtual Concept 2010, 20-22 Octobre 2010, Bordeaux, France.

Moenne-Loccoz, G., Tremblay, F., Saint-Ange, S., Domingo, L., Bonvoisin, J., 2010. Method and Tools to Meet Energy Efficiency Targets at Product Design Stage. Présenté à : 5th Going Green - CARE INNOVATION 2010, 8-11 novembre 2010, Vienne, Autriche.

Arikoglu, E.S., Bonvoisin, J., Bouznif, M., Cheriti, S., Hachani, S., *et al.*, 2010. Distributed collaborative design : analysis of a student experience. Présenté à : 11th International Design Conference DESIGN 2010, 17-20 mai 2010. Actes pp. 1239-1248.

Annexe 1 – Critique méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie

1. Avant propos

On distingue généralement deux approches dans l'analyse environnementale : l'approche « site », et l'approche « cycle de vie ». Dans le premier cas, on s'intéresse aux impacts des activités, le plus souvent à caractère continu, réalisées au sein d'un système délimité par un périmètre organisationnel (p. ex. une ville, une entreprise). Par exemple, une telle approche pourra s'attacher à mesurer les impacts d'un site de production pendant une durée de référence (p. ex. un exercice). Cette approche est notamment utilisée à des fins de gestion environnementale des sites d'activité. Dans le second cas, on s'intéresse aux impacts de la mise en œuvre des ressources matérielles nécessaires à la réalisation d'une finalité, le plus souvent à caractère ponctuel. Par exemple, une telle approche pourra s'attacher à mesurer les impacts d'une solution de déplacement permettant de réaliser la fonction « parcourir un kilomètre ». Cette approche permet de rendre compte de l'ensemble des conséquences environnementales impliquées par la réalisation d'une activité. Elle correspond à la logique de *responsabilité élargie du producteur* – dans laquelle un producteur n'est pas uniquement responsable des impacts générés à la fabrication de ses produits, mais tout au long de leur cycle de vie – principe adopté par l'Europe en 2008 (Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne, 2008).

En résumé, dans l'approche site, les impacts sont attribués à l'entité qui les génère ; dans l'approche cycle de vie, les impacts sont attribués à la finalité à laquelle l'activité qui les génère contribue. La première est utilisée à des fins de management environnemental, la seconde à des fins d'éco-conception. C'est donc à cette dernière que nous nous intéressons dans ce document.

1.1. Espace des outils d'analyse

Plusieurs méthodes permettent de déterminer les axes d'amélioration environnementale d'un système dans le cadre d'une démarche systématique. Des plus simples aux plus sophistiquées, des plus qualitatives aux plus quantitatives, nous trouvons : la considération de préconisations générales, l'analyse environnementale simplifiée et l'analyse de cycle de vie⁶⁸.

⁶⁸ Dans les faits, ces catégories sont perméables, et un grand nombre de méthodes couvrent le large espace entre les recommandations générales et l'analyse de cycle de vie. Notre objectif n'est pas ici de donner une classification ni une typologie exhaustive des méthodes et outils permettant de d'établir des profils environnementaux, mais d'illustrer différents niveaux de complexité (les plus extrêmes et un niveau intermédiaire). Pour une étude plus exhaustive on pourra par exemple se reporter aux travaux de Janin (2000).

Un exemple de liste de préconisations générales nous est donné par les « dix règles d'or » de Luttrupp et Lagerstedt (2006). Ces règles, formulées de manière générique, identifient dix domaines d'action choisis pour couvrir l'ensemble des aspects environnementaux que les produits peuvent montrer. Un autre exemple nous est donné par les 67 règles collectées et classées en 6 grands principes par Telenko *et al.* (2008). Si l'examen de ces préconisations permet d'identifier des pistes de travail génériques, ils ne permettent en revanche pas de les prioriser afin d'identifier celles d'entre elles qui seraient les plus efficaces sur un projet donné.

Un exemple de méthode d'analyse environnementale simplifiée nous est donné par la matrice « MET » (pour Matériau, Energie, Toxicité). Elle donne un cadre pour lister les intrants matériels et énergétiques ainsi que les extrants toxiques intervenant dans le cycle de vie d'un produit (Brezet et van Hemel, 1997). Il s'agit d'un tableau à double entrée dont une dimension représente les phases du cycle de vie, et l'autre représente les trois domaines : matériau, énergie et toxicité. Dans chaque case sont indiquées les qualités et les quantités des flux mis en jeu. Une démarche similaire est donnée par la méthode ESQCV (pour Evaluation Simplifiée et Qualitative du Cycle de Vie - (Ventère, 2000). Dans cette méthode la dimension environnementale est donnée par une liste de « problèmes » environnementaux (pollution et déchets, épuisement des ressources naturelles, bruit, etc.) laissés au choix de l'utilisateur. Chaque élément de la matrice représente une appréciation de l'importance d'un problème environnemental pour une phase du cycle de vie (en utilisant par exemple une échelle allant de « favorable » à « défavorable »). Si ces méthodes permettent une identification qualitative des aspects environnementaux relatifs à un produit, elles ne permettent une appréciation des plus significatifs que de manière subjective (Janin, 2000).

La plus reconnue des méthodes s'inscrivant dans cette démarche est l'analyse de cycle de vie (ACV) (Janin, 2000). Elle fait l'objet de deux normes internationales : la norme ISO 14040, qui en présente les principes fondamentaux et la démarche générale, et la norme ISO 14044, qui précise ses modalités d'application (International Organization for Standardization, 2006a, 2006b). Elle fait également l'objet d'une initiative de la commission européenne visant à donner un guide détaillé de mise en pratique (JRC European Commission, Institute for Environment and Sustainability, 2010b). L'ACV propose une approche systémique des impacts environnementaux, dans le sens où son objectif est de rendre compte de l'ensemble des impacts sur l'ensemble du cycle de vie du système étudié. Elle vise à dresser le bilan des flux physiques entrants et sortants d'un système afin d'en évaluer les impacts grâce à des indicateurs environnementaux quantitatifs issus des sciences comme la biologie, la toxicologie, la chimie⁶⁹, etc. Cette évaluation quantitative au travers d'indicateurs permet la priorisation des aspects environnementaux d'un système. Alors que les méthodes plus qualitatives se basent sur le jugement d'expert, l'objectif de l'ACV est de générer des évaluations objectives et reproductibles.

En résumé, les préconisations générales proposent des pistes de travail, mais ne permettent pas d'évaluer lesquelles sont les plus efficaces pour un objet donné.

⁶⁹ Les premiers travaux visant à sa normalisation ont notamment été entrepris par la SETAC : Society of Environmental Toxicology and Chemistry (Leroy, 2009).

L'analyse simplifiée permet quant à elle d'identifier des axes de travail prioritaires, mais cependant subjectifs. L'objectif de l'analyse de cycle de vie est de faire de même mais de manière objective et reproductible (figure 36).

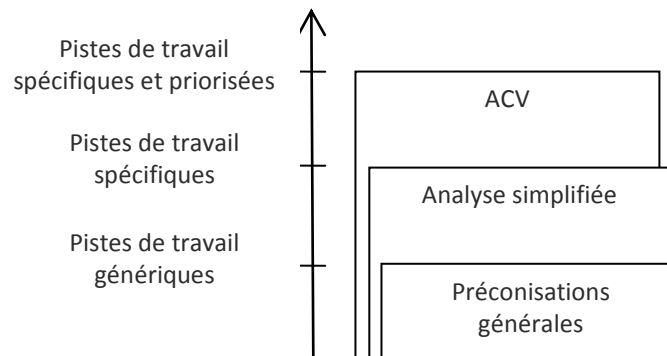


Figure 36 - Comparaison des résultats que peuvent fournir les différents types d'analyse environnementale.

1.2. Objectif et guide du document

L'ACV étant la méthode d'analyse la plus élaborée, que ce soit en terme de précision, d'exactitude, d'objectivité, c'est à elle que nous faisons appel dans notre travail de génération de connaissances sur les impacts des TIC. Cependant, malgré la reconnaissance dont elle bénéficie et sa nature conceptuellement simple, l'ACV génère dans la pratique beaucoup de complexité (Millet *et al.*, 2007). Elle est l'objet d'une recherche active – en témoigne l'existence depuis 1996 d'un journal international lui étant entièrement dédié : l'*International Journal of Life Cycle Assessment*. L'étendue des problèmes méthodologiques que rencontre l'application de cette méthode est à l'origine de nombreuses variantes, des plus pragmatiques aux plus sophistiquées. Il semble par conséquent qu'il soit moins pertinent de considérer l'ACV comme une méthode en soi que de la considérer comme une famille de méthodes partageant une même structure.

Nous présentons ici une critique des méthodes assimilées à l'ACV, notre objectif étant de soulever les problèmes méthodologiques qu'elles rencontrent, et particulièrement ceux ayant un lien avec notre objet d'étude. Notre objectif n'est cependant pas ici de faire une critique méthodologique exhaustive de l'ACV, ce pour quoi on pourra par exemple se reporter à l'étude de Reap *et al.* (2008).

2. Principes et concepts généraux

L'analyse de cycle de vie est définie par la norme ISO 14040 (International Organization for Standardization, 2006a) comme la « compilation et l'évaluation des intrants, extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produit au cours de son cycle de vie ». C'est une « approche relative », concentrée sur la notion d'« unité fonctionnelle », c'est-à-dire la performance attendue d'un produit ou d'un service. En d'autres termes, il s'agit d'un bilan des flux de matière et d'énergie

concourant à la réalisation d'une fonction et de l'évaluation de leurs impacts sur l'environnement.

Le premier principe sur lequel s'appuie l'ACV est de considérer que toute activité nécessite des intrants et génère des extrants, agissant comme modificateurs de l'environnement. Par exemple, rédiger un document sous format informatique nécessite, entre autres, l'utilisation d'électricité. Cette électricité peut être produite, faisons-en l'hypothèse, par une centrale à charbon. Cette production nécessite d'une part l'extraction d'une certaine quantité de charbon – et par conséquent une modification locale de la terre – et d'autre part génère des gaz de combustion tels que le CO₂, qui participe à l'effet de serre. Ainsi, toute activité est tributaire de flux entre la technosphère et l'environnement, vecteurs d'une influence réciproque. Ces flux sont nommés « flux élémentaires », par opposition à l'appellation « flux intermédiaires » par laquelle on désigne les flux à l'intérieur de la technosphère.

Un concept également essentiel à l'ACV est la notion de « cycle de vie d'un système de produits ». Il s'agit de l'ensemble des activités nécessaires à, ou engendrées par, la réalisation du besoin identifié par l'unité fonctionnelle. Ceci comprend notamment les activités d'extraction, de transport et de transformation des matières premières, la production, l'utilisation et le traitement en fin de vie du produit. Les activités sont définies par leurs flux entrants et sortants, caractérisés par *a minima* un couple (quantité, qualité). Le cycle de vie d'un système de produits peut être représenté par un diagramme de flux. Les activités y sont représentées par des rectangles reliés par des flèches représentant les flux. Dans l'exemple ci-dessous, où les flux intermédiaires sont représentés par des flèches pleines et les flux élémentaires par des flèches pointillées.

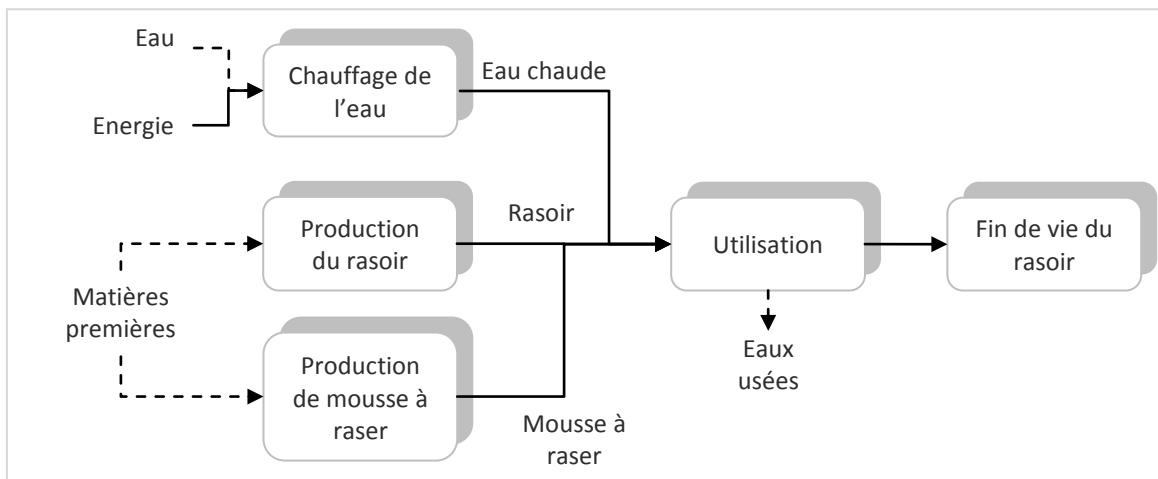


Figure 37 - Exemple de diagramme d'activité représentant le cycle de vie du système de produit correspondant à la fonction "rasage".

3. Les étapes de l'ACV

La réalisation d'une ACV, selon la norme ISO 14040, suit quatre étapes : 1) définition des objectifs et du champ d'étude 2) inventaire 3) évaluation de l'impact 4) interprétation. L'étape d'évaluation des impacts est optionnelle, et dans le cas où elle n'est pas réalisée, on ne parle alors pas d'*analyse* mais d'*inventaire* de cycle de vie.

(ICV). Ces quatre étapes s'articulent selon un processus itératif plus que linéaire, où le travail effectué sur chaque étape apporte des précisions/modifications pour les autres étapes (cf. figure 38). Dans la suite de cette section, nous présenterons les détails de ces quatre étapes afin de discuter de ceux d'entre eux qui ont une résonance particulière dans le cadre de l'analyse environnementale des TIC.

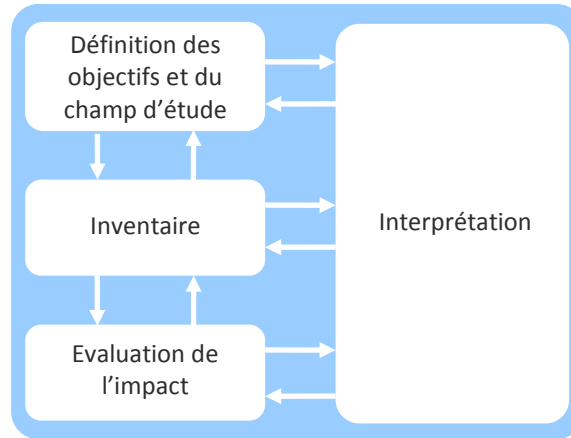


Figure 38 - Les quatre étapes de l'ACV.

3.1. Définition des objectifs et du champ d'étude

L'étape de définition des objectifs et du champ d'étude consiste à circonscrire l'analyse et ainsi à préciser l'applicabilité de ses résultats. Elle définit quels sont les objectifs de l'étude, les raisons de sa réalisation, et l'usage prévu de ses résultats. Elle décrit l'objet de l'étude, en précisant l'unité fonctionnelle, et en fournissant une description du système et des frontières à l'intérieur desquelles les flux seront considérés. Elle décrit enfin la manière dont le système est étudié, en apportant des précisions méthodologiques, telles que les règles d'allocation des flux partagés entre différents systèmes de produits, ou les méthodes d'évaluation des impacts choisies. Enfin, elle précise l'applicabilité des résultats, en affichant les exigences de qualité des données d'entrée, et en décrivant les hypothèses sur lesquelles l'étude s'appuie de même que ses limites.

3.1.1. Unité fonctionnelle

Un des points importants de cette étape est la définition de l'unité fonctionnelle – quantification du service délivré par le système de produits, rendant possible sa comparaison avec d'autres systèmes proposant le même service. La définition d'une unité fonctionnelle précise est considérée comme primordiale, sans quoi la comparaison de deux systèmes peut être rendue hasardeuse, notamment dans le cas de systèmes multifonctionnels.

D'une part, l'unité fonctionnelle ne doit pas être réduite à la fonction principale d'un système : deux produits ayant la même fonction principale peuvent avoir des fonctions secondaires influençant grandement leurs usages et/ou impacts environnementaux (Reap *et al.*, 2008). D'autre part, le choix d'une unité fonctionnelle influence grandement les conclusions : la définition de plusieurs unités fonctionnelles partielles sur un même système de produits peut mener à des conclusions totalement

différentes (Matheys *et al.*, 2007). Ainsi, il est important de bien comprendre l'ensemble des fonctions et sous-fonctions d'un système de produits : les identifier, les décomposer et les prioriser (Hischier et Reichart, 2003). L'unité fonctionnelle doit être générée à partir de l'ensemble des paramètres fonctionnels du système qui ont une influence sur l'impact environnemental (Matheys *et al.*, 2007). Il est également nécessaire de vérifier la robustesse des résultats à un changement de l'unité fonctionnelle (Hischier et Reichart, 2003).

Bien qu'il semble que ce soit dans la pratique souvent le cas, l'unité fonctionnelle ne peut donc pas être définie par une simple référence au produit – voir par exemple (Environment Canada, 2000; Gurauskienė et Varžinskas, 2006; Eugster *et al.*, 2007). L'identification d'une unité fonctionnelle synthétique et facilement manipulable est cependant complexe, car définir l'utilité d'un produit requiert l'identification d'une liste complexe de spécifications fonctionnelles (Millet *et al.*, 2007).

La définition d'une unité fonctionnelle permet en théorie à l'ACV d'être un outil « orienté fonction » plus qu'« orienté produit », et ainsi d'évaluer les moyens mis en jeu pour satisfaire une fonction plutôt qu'un système de produits en tant que tel (Leroy, 2009). Mais en pratique, la nécessité de comparer deux systèmes à unité fonctionnelle identique force à ne considérer que des alternatives de conception proches, et cantonnent les démarches d'éco-conception à des améliorations environnementales marginales (Flipo et Gossart, 2008). La définition d'une unité fonctionnelle conduit ainsi à mettre l'accent sur des sous-problèmes techniques (changement de matériau ou de procédé par exemple) sans prendre de recul et se poser de questions plus profondes (comme la remise en question des fonctions). A travers la notion d'unité fonctionnelle, l'ACV incite à raisonner en termes de fonctions immobiles (Millet *et al.*, 2007). Elle ne favorise ainsi pas l'apparition d'éco-innovations (Tyl, 2011), tributaires d'une réflexion sur la fonction de l'objet de conception, et incite plus à des améliorations incrémentales (par opposition à « de rupture »).

3.1.2. Frontières de l'étude

La réalisation d'une ACV est également tributaire de la définition d'un périmètre d'étude, de l'établissement frontières au système étudié. L'idéal est de définir ces frontières de manière à ce que les entrants et les sortants du système soient des flux élémentaires, et ainsi prendre en compte l'ensemble des liens entre la fonction recherchée et l'environnement. En pratique, il peut être nécessaire d'exclure, afin de répondre aux objectifs de l'étude, une partie du système de produits. Ainsi, si l'objectif d'une étude est de comparer deux produits dont une partie des intrants et sortants sont communs, leur inclusion au système d'étude n'est pas nécessaire (Finnveden, 1999). Par exemple, si l'on veut comparer deux téléphones portables, il ne sera pas nécessaire d'étudier l'infrastructure de télécommunication dont ils dépendent, à condition qu'ils la sollicitent de la même manière.

3.2. Inventaire

L'étape d'inventaire est, selon les mots d'Owens (1997) un « exercice d'ingénierie visant à décrire un bilan chimique, matériel et énergétique d'un système de produits ». En d'autres termes, cette étape consiste à décrire, compiler et quantifier

les entrants et extrants d'un système. Plusieurs méthodes sont disponibles pour ce : la P-LCA (pour *Process-Based Life Cycle Assessment*), l'IO-LCA (pour *Input-Output Life Cycle Assessment*) et des méthodes dérivées de leur combinaison (Suh et Huppés, 2005).

3.2.1. Process-Based Life cycle Assessment (P-LCA)

La P-LCA consiste à modéliser le cycle de vie du système de produits sous la forme d'un diagramme de flux où tous les flux à l'exception du flux de référence (*c.-à-d.* le produit décrit par l'unité fonctionnelle) sont des flux élémentaires. A titre d'exemple, la figure 39 présente un diagramme de flux simplifié traçant les émissions de CO₂ relatives à la production d'un bouchon de bouteille en PEHD (polyéthylène téréphtalate). Dans cet exemple, le bouchon est le flux de référence, nécessitant la présence de flux intermédiaires (énergie et PEHD) dont la production génère des flux élémentaires (CO₂).

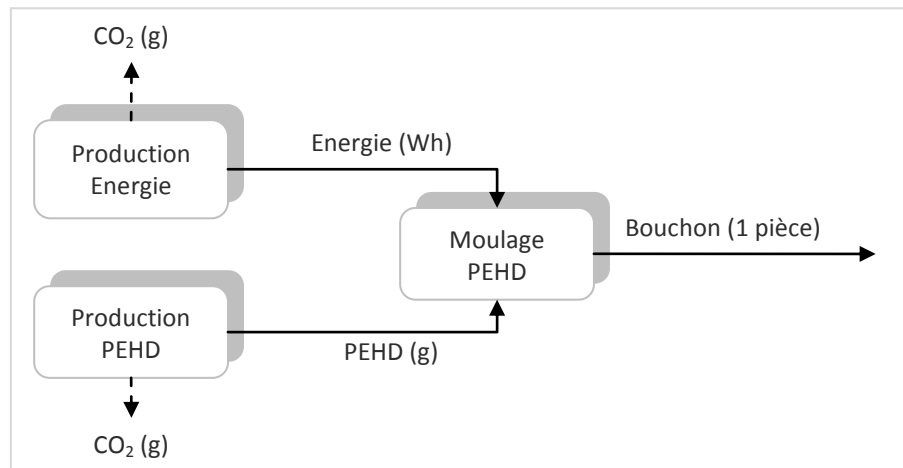


Figure 39 - Exemple simple de diagramme de flux.

Ce diagramme permet de définir chaque activité comme un ratio entre une quantité d'intrants et une quantité de sortants. L'ensemble des intrants et sortants du système de produits sont définis par une combinaison linéaire de ces ratios. Dans notre exemple :

$$\frac{g \text{ CO}_2}{\text{Bouchon}} = \left(\frac{g \text{ PET}}{\text{Bouchon}} \cdot \frac{g \text{ CO}_2}{g \text{ PET}} \right) + \left(\frac{\text{Wh Energie}}{\text{Bouchon}} \cdot \frac{g \text{ CO}_2}{\text{Wh Energie}} \right) \quad (21)$$

En pratique, cette méthode nécessite un volume de données dont le coût de collecte peut être rédhibitoire. D'une part, les flux sont caractérisés par des dimensions physiques (kg, MJ, kWh, m², etc.) dont les valeurs ne sont pas directement disponibles dans les entreprises. D'autre part, l'obtention d'un produit ou service est le résultat d'une chaîne d'acteurs indépendants dont chacun n'en maîtrise qu'une partie. Chaque acte externalisé permet de ne pas avoir à prendre en charge sa réalisation, mais détruit aussi la possibilité d'en connaître les détails. Une grande partie des données d'inventaire peut donc n'être disponibles que chez les fournisseurs ou clients de rang 1 ou au delà. Ces derniers ne disposent pas nécessairement des informations recherchées, ou peuvent refuser de les communiquer pour des raisons de

confidentialité. En pratique donc, est systématiquement fait appel à des bases de données environnementales qui fournissent pour un flux intermédiaire l'ensemble des flux élémentaires qu'il engendre, évitant ainsi de réaliser entièrement la décomposition du système en flux élémentaires.

3.2.2. *Input-output Life cycle Assessment (IO-LCA)*

Réaliser un inventaire par P-LCA nécessite de définir un système anthropique isolé, c'est-à-dire dont les entrées et sorties sont des flux élémentaires. Cette condition n'est en pratique pas réalisable, car l'ensemble des procédés est fortement interconnecté. N'étant techniquement pas possible d'étendre le système étudié à l'ensemble de l'économie, il est nécessaire de définir des règles de coupure afin d'exclure certains flux (Suh et Huppés, 2005). Leur définition est à la discrétion du praticien. La définition du périmètre d'un système est donc une nécessaire opération de simplification qui se fait au prix d'une prise en compte non exhaustive des impacts et d'une certaine subjectivité. Le périmètre d'une ACV est, en pratique donc, arbitrairement limité, et ignore des flux, qui, bien que pris individuellement peuvent sembler modiques, peuvent être nombreux et constituer une part non négligeable de l'impact du système étudié (Hendrickson *et al.*, 1998).

L'IO-LCA élude ce problème en utilisant comme intermédiaire de la définition des flux élémentaires un tableau d'entrées-sorties, ou matrice de Leontief, décrivant les interdépendances des industries d'un territoire donné au travers des flux monétaires intervenant entre eux. Chaque colonne de ce tableau représente l'augmentation d'activité marginale de l'ensemble des secteurs de l'économie nécessaire à l'augmentation d'activité marginale d'un secteur donné. Ce tableau, croisé avec les émissions et les consommations de ressources par secteur économique, permet de retrouver les flux élémentaires générés par tous les secteurs suite à la consommation d'une unité monétaire d'un secteur donné. Ces tableaux sont spécifiques à chaque territoire, et ne sont disponibles que pour ceux qui les publient régulièrement, comme les Etats-Unis par exemple (Reimann *et al.*, 2010).

La réalisation d'un inventaire de cycle de vie par IO-LCA peut être représentée sous la forme mathématique suivante (Hendrickson *et al.*, 1998) :

$$\vec{b} = B \cdot (I + A + AA + AAA+) \cdot \vec{y} = B \cdot (I - A)^{-1} \cdot \vec{y} \quad (22)$$

Où :

- \vec{b} est un vecteur de dimension p et représente l'ensemble des flux élémentaires nécessaires à la réalisation de l'unité fonctionnelle, où p représente le nombre de flux élémentaires considérés ;
- I est la matrice identité ;
- B est une matrice de dimensions pq représentant les flux élémentaires engagés par la réalisation d'une unité monétaire pour chaque secteur de l'économie (p . ex. les émissions relatives à la production d'un euro de construction de bâtiment), où q est le nombre de secteurs économiques considérés ;
- A est la « matrice technologique », matrice carrée de dimension q représentant les interdépendances entre secteurs économiques, où chaque coefficient

a_{ij} ($i, j < q$) représente les dépenses dans le secteur i nécessaire à la production d'une unité monétaire du secteur j (par exemple les dépenses nécessaires dans le secteur de la construction pour réaliser un euro de service financier) ;

- \vec{y} est un vecteur de dimension q représentant l'ensemble des dépenses nécessaires à la production de l'unité fonctionnelle ;
- L'expression $I + A + AA + AAA + \dots = (I - A)^{-1}$, appelée « matrice de Leontief inversée », représente la série développée à l'infini des besoins à des rangs de fournisseurs successifs.

La représentation des interdépendances entre secteurs économiques par la matrice de Leontief confère l'IO-LCA deux avantages comparativement à la P-LCA : 1) il n'est pas nécessaire de détailler les phases amont du diagramme de flux jusqu'à ne trouver que des flux élémentaires ; le travail de collecte s'en trouve donc simplifié 2) il n'est pas nécessaire de définir des règles de coupure, évitant ainsi les imprécisions leur étant inhérentes.

3.2.3. Avantages respectifs et déclinaisons hybrides

Le tableau 13 présente les avantages comparatifs de l'IO-LCA et de la P-LCA. Ces avantages peuvent être combinés par l'utilisation de méthodes hybrides dont il existe trois variantes (Suh et Huppés, 2005) :

- *Tiered hybrid analysis* : la méthode P-LCA est utilisée pour collecter les données relatives aux phases d'usage et de fin de vie – qui ne peuvent être prises en compte par l'IO-LCA – ainsi que pour les activités importantes – demandant de la précision. La méthode IO-LCA est utilisée pour collecter les données de toutes les autres activités qui n'ont pas été prises en compte par la P-LCA.
- *IO-based hybrid analysis* : comme pour la variante précédente, la méthode P-LCA est utilisée pour collecter les données relatives aux phases d'usage et de fin de vie, ainsi que pour les activités importantes. Pour les autres phases, la méthode IO-LCA est utilisée en se basant sur des tables d'entrées-sorties « désagrégées », c'est-à-dire dans lesquelles les imprécisions dues à l'agrégation en secteurs économiques ont été partiellement corrigées.
- *Integrated hybrid analysis* : cette variante consiste en une interconnexion des deux méthodes plutôt qu'en leur utilisation conjointe. Les données environnementales des deux méthodes sont intégrées dans une même matrice technologique permettant de ne pas définir de règles de coupure même pour les activités modélisées avec des données P-LCA.

Si la méthode integrated hybrid analysis est celle qui permet d'obtenir les résultats à la fois les plus précis et complets, c'est aussi la plus complexe à mettre en œuvre, notamment car elle nécessite une certaine connaissance de l'analyse entrées-sorties ainsi que l'utilisation d'outils spécifiques pour inverser la matrice technologique. La méthode IO-LCA pure est celle qui nécessite le moins de données, mais est aussi celle qui produit des résultats les plus incertains. La méthode P-LCA nécessite une collecte de données chronophage et fournit des résultats d'une précision intermédiaire, reste la méthode la plus utilisée et pour lesquelles le plus de logiciels et de bases de données sont disponibles. Enfin, la méthode tiered hybrid analysis constitue un bon compromis

ente ces deux car elle permet concentrer les efforts d'étude sur les processus dont on a la maîtrise tout en ayant une vision globale du système.

Point de comparaison	Explication	P-LCA	IO-LCA
Reproductibilité.	L'IO-LCA se base sur les tableaux d'entrées-sorties et les tableaux d'émission de polluants et de consommation de ressources par secteur économiques. Ces données sont publiques, ce qui a pour avantage d'assurer une bonne reproductibilité des résultats. La P-LCA est quant à elle réalisée à l'aide de données spécifiques privées, détenues soit par l'entreprise qui réalise l'analyse soit par le propriétaire d'une base de données. La représentativité de ces données souffre d'un problème de transparence qui nuit à la reproductibilité des études P-LCA. Elle nécessite également la définition d'une frontière de système à la discrétion du praticien.	-	+
Ressources humaines	L'utilisation des tables d'entrée sortie ne nécessite pas la décomposition complète du système en flux élémentaires. La modélisation du système est donc plus simple que pour une P-LCA, nécessite moins de données, qui sont donc moins coûteuses à collecter. De plus, la modélisation se fait en utilisant des valeurs monétaires plus facilement disponibles en entreprise que des valeurs physiques telles que poids, volumes, quantité d'énergie, etc.	-	+
Prise en compte du cycle de vie	L'IO-LCA, de par l'inclusion des interdépendances des secteurs économiques, ne requiert pas la définition de règles de coupure. En revanche, c'est une approche cradle-to-gate : elle ne peut rendre compte des impacts des phases d'usage et de fin de vie. Si l'IO-LCA permet de rendre compte des impacts d'un périmètre exhaustif pour les phases pré-consommateur, la P-LCA reste la seule méthode permettant de prendre en compte l'ensemble du cycle de vie.	-	+
Disponibilité des données environnementales	Les deux méthodes font face à des problèmes de disponibilité des données environnementales. D'un côté, les bases de données de P-LCA ne sont pas développées pour tous les procédés et matériaux existants. De l'autre côté, la disponibilité des données environnementales utilisées en IO-LCA sont dépendantes de la publication par les états de leurs tables d'entrées-sorties, ainsi que des rejets de polluants et des consommations de ressources pour chaque secteur. Ces données sont disponibles pour peu de pays et pour un nombre très limité de flux élémentaires.	=	=
Représentativité des données environnementales	Les données environnementales des bases de données commerciales représentent le plus souvent des moyennes régionales, et peuvent être obsolètes. Les données environnementales utilisées en IO-LCA font face aux mêmes problèmes de représentativité temporelle, géographique et technologique. Les tables d'entrées-sorties sont représentatives à leur publication de la période écoulée depuis la précédente publication. De plus, elles considèrent les importations comme des produits internes au pays, et suppose donc que la structure de la production est équivalente à l'étranger. Egalement, en fonction de leur niveau d'agrégation, les données relatives à un secteur	=	=

Point de comparaison	Explication	P-LCA	IO-LCA
	économique peuvent couvrir un ensemble divers de produits et services et n'offrir qu'une approximation grossière des impacts. Enfin, la construction de ces tables est basée sur l'hypothèse d'une réponse linéaire de l'augmentation marginale des entrées-sorties des secteurs économiques à une augmentation marginale d'un secteur donné. Les deux sources de données ne sont donc pas adaptées aux technologies en développement.		
Spécificité et précision des résultats	Les données environnementales utilisées en P-LCA, surtout si elles sont issues de mesures directes, sont par construction plus précises que celles utilisées en IO-LCA. Cette dernière méthode est donc plus appropriée dans le cas où l'étude vise à obtenir une première approximation des impacts. L'utilisation de la P-LCA est plus appropriée quand l'étude vise à obtenir des résultats précis, notamment à des fins d'éco-conception.	+	-
Conformité à la norme ISO 14001	De par le fait qu'elle ne peut pas rendre compte des impacts des phases d'usage, de maintenance et de fin de vie, la méthode IO-LCA n'est pas conforme à la norme ISO 14001 qui nécessite l'analyse des impacts sur l'ensemble du cycle de vie d'un système.	+	-

Tableau 13 - Avantages comparatifs de la P-LCA et de l'IO-LCA, selon (Hendrickson *et al.*, 1998; Suh et Huppés, 2005; Hawkins *et al.*, 2006; Junnila, 2006; Loerincik, 2006; Reimann *et al.*, 2010).

3.3. Evaluation de l'impact

L'étape d'évaluation de l'impact permet d'associer aux flux identifiés par l'étape d'inventaire une estimation chiffrée de leurs impacts, qu'ils soient économiques, sociétaux ou écologiques. De par la complexité des phénomènes naturels et de leurs rapports avec l'Homme, une grande variété d'impacts environnementaux peut être considérée, parmi lesquels nous pouvons citer à titre d'exemple l'écotoxicité, l'appauvrissement de la couche d'ozone, l'eutrophisation des eaux, l'occupation des sols, le réchauffement climatique, ou encore l'appauvrissement des ressources non renouvelables.

La complexité des effets des activités anthropiques sur l'environnement peut être comprise au regard des notions de réseaux d'impact et de chaîne de causes et conséquences (illustrées par la figure 40). Chaque produit ou service est consubstantiel à la réalisation d'activités qui engendrent des facteurs de stress sur l'environnement (*stressor*), c'est-à-dire des flux élémentaires, tels une émission de SO₂. Chaque facteur de stress peut engendrer un ou plusieurs phénomènes dommageables (*insult*), comme une acidification des pluies et la formation de particules soufrées dans le cas de l'émission de SO₂. Ces phénomènes engendrent à leur tour un stress des milieux (*stress*), à l'image de l'acidification des pluies qui engendre une acidification des eaux et des sols. Ces stress peuvent ensuite avoir des conséquences sur les équilibres internes des milieux (*consequences*), tel la mort de poissons suite à une acidification de l'eau. Enfin, ces conséquences représentent des pertes de valeurs (*value lost*), comme la perte de la valeur récréative d'un lac suite à la mort de poissons.

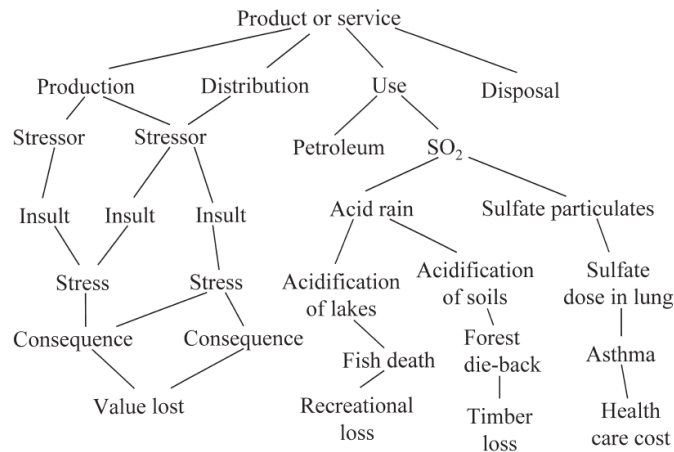


Figure 40 - Illustration d'un réseau d'impacts (Hertwich *et al.*, 2000).

L'étape d'évaluation de l'impact environnemental consiste à descendre cette chaîne de causes de conséquences dont l'étape d'inventaire définit le premier maillon : les facteurs de stress – autrement dit les flux élémentaires. L'étude peut viser à fournir des indicateurs traduisant différents niveaux de cette chaîne, que nous appelons indifféremment *impacts (environnementaux)*. Les indicateurs portant sur le début de la chaîne sont appelés *midpoint*, ceux portant sur la fin, *endpoint*. Les indicateurs endpoint reflètent des effets tangibles plus facilement compréhensibles que les indicateurs midpoint, mais leur calcul nécessite des modèles d'agrégation complexes, soumis à de nombreuses simplifications, et nécessite l'introduction de valeurs non scientifiques. Le choix entre des indicateurs midpoint ou endpoint est donc le résultat d'un compromis entre fiabilité scientifique et capacité de l'indicateur à refléter nos préoccupations (Hertwich *et al.*, 2000). Contrairement à l'étape d'inventaire qui est une tâche d'« ingénierie », cette étape se rapporte donc à l'utilisation de modèles issus de sciences de la nature.

L'évaluation des impacts implique deux étapes essentielles, la *classification* et la *caractérisation*. Deux autres étapes sont optionnelles : la *normalisation* et la *pondération*.

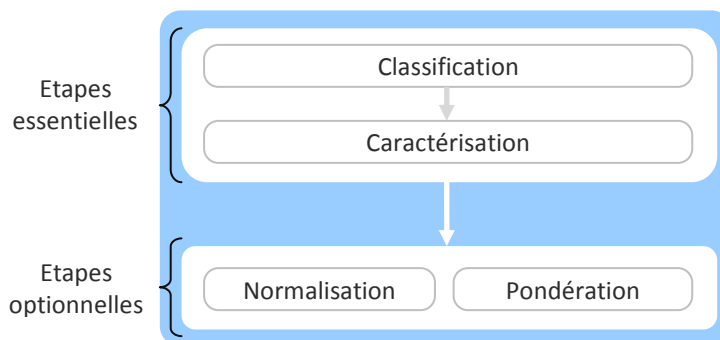


Figure 41 - Les étapes de l'étape d'évaluation des impacts, d'après (International Organization for Standardization, 2006a).

L'étape de *classification* a pour but d'identifier pour chaque flux élémentaire la ou les catégories d'impact auxquels il contribue. Par exemple le CFC-11 est un gaz qui, une fois relâché dans l'atmosphère, contribue à l'appauvrissement de la couche d'ozone et

au réchauffement climatique. Le méthane, quant à lui, dans les mêmes conditions, ne contribue qu'au réchauffement climatique.

L'étape de *caractérisation* a pour but d'évaluer numériquement la contribution du système étudié à chaque catégorie d'impact. Ceci nécessite de quantifier et d'agréger les contributions individuelles des flux élémentaires. Ceci est rendu possible grâce à des facteurs d'impacts appliqués à leurs masses et déterminés grâce à des modèles représentant leurs mécanismes d'action sur l'environnement. Par exemple, si le dioxyde de carbone et le méthane sont des gaz à effet de serre, une molécule de ces deux gaz ne contribue pas à la même hauteur au réchauffement climatique. Afin d'additionner les contributions de ces deux gaz a été développé par le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) le 'potentiel de réchauffement climatique', indicateur exprimé en grammes équivalents CO₂. Selon ce modèle, l'effet du largage dans l'atmosphère d'une molécule de méthane correspond à celui de 23 molécules de CO₂ (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001). D'autres indicateurs, mettant en jeu d'autres modèles, sont disponibles pour d'autres catégories d'impact. Notons que, du fait des simplifications nécessairement apportées par les modèles d'impact, l'ACV ne mesure ni de prédit en rien des impacts ou des effets réels, ni ne constitue une démonstration d'un lien de cause à effet entre l'existence d'un système et des impacts environnementaux, mais donne simplement une indication d'effets potentiels d'un système sur l'environnement (Owens, 1997).

Le résultat de ces deux étapes est une liste d'impacts chiffrés par des indicateurs environnementaux, exprimés dans des unités différentes, car différents en nature et ne pouvant être comparés. L'expression de l'impact par un trop grand nombre d'indicateurs peut rendre difficile la prise de décision lorsque l'objectif de l'étude est de choisir entre plusieurs solutions techniques afin de répondre à un besoin. Les dilemmes sont par exemples fréquents : une alternative peut montrer des impacts plus faibles qu'une autre pour un ensemble d'indicateurs, mais plus forts pour d'autres. La seule manière de prendre une décision en cas de dilemme est de prioriser les impacts, ce qui peut faire l'objet d'une troisième étape optionnelle. Deux approches sont possibles : la *pondération* et la *normalisation*.

La *pondération* a pour but de donner une valeur relative aux impacts environnementaux afin de les ramener à une même unité et ainsi de les comparer. Le praticien peut implicitement effectuer une pondération en choisissant les impacts à prendre en compte : le choix de certains impacts et l'exclusion d'autres est déjà en soi une pondération subjective des impacts (Finnveden, 1997). Une méthode plus explicite est d'avoir recours à une méthode de pondération prédéfinie : plusieurs méthodes ont été développées afin de générer des indicateurs d'impacts environnementaux uniques ou des sets réduits d'indicateurs traduisant les dommages générés en termes écologiques, économiques ou de santé humaine. Voir à ce titre les méthodes Impact 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003), ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009) ou encore eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma, 2001). A titre d'illustration de cette étape de pondération, est présenté dans le tableau 14 la liste des catégories d'impact considérées par la méthode Impact 2002+ (midpoint), et leur regroupement par pondération en 4 indicateurs agrégés de dommages environnementaux (endpoint).

Indicateurs d'impact midpoint		Facteurs de pondération		Indicateur de dommages endpoint	
Catégorie	Unité	Pondération	Unité	Catégorie	Unité
Toxicité pour les êtres humains	kg eq. chloroéthylène	1.45E-06	DALY/kg eq. chloroéthylène	Santé humaine	DALY
Particules inorganiques aux effets respiratoires	kg eq. PM2.5	1.45E-06	DALY/kg eq. PM2.5	Santé humaine	DALY
Radiations ionisantes	Bq eq. carbone-14	7.00E-04	DALY/Bq eq. carbone-14	Santé humaine	DALY
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg eq. CFC-11	1.05E-03	DALY/kg eq. CFC-11	Santé humaine	DALY
Ozone photochimique troposphérique	kg eq. éthylène	2.10E-10	PDF/kg eq. éthylène	Qualité des écosystèmes	PDF
Ecotoxicité dans les milieux aquatiques	kg eq. tri-éthylène glycol	2.13E-06	PDF/kg eq. tri-éthylène glycol	Qualité des écosystèmes	PDF
Ecotoxicité dans les milieux terrestres	kg eq. tri-éthylène glycol	8.86E-05	PDF/kg eq. tri-éthylène glycol	Qualité des écosystèmes	PDF
Acidification des terres	kg eq. SO2	8.86E-05	PDF/kg eq. SO2	Qualité des écosystèmes	PDF
Acidification des eaux	kg eq. SO2	1.04	PDF/kg eq. SO2	Qualité des écosystèmes	PDF
Eutrophisation des eaux	kg eq. PO4 ³⁻	NC	PDF/kg eq. PO4 ³⁻	Qualité des écosystèmes	PDF
Occupation des sols	m ² eq. terre arable-an	1.09	PDF/m ² eq. terre arable-an	Qualité des écosystèmes	PDF
Réchauffement climatique	kg eq. CO ₂	1	kg eq. CO ₂	Changement climatique	kg eq. CO ₂
Epuisement des ressources énergétiques	MJ	5.10E-02	-	Ressources	MJ
Epuisement des ressources minérales	MJ	45.6	-	Ressources	MJ

Tableau 14 - Impacts environnementaux considérés par la méthode d'évaluation Impact 2002+, d'après (Jolliet *et al.*, 2003). DALY : Disability Adjusted Life Years. PDF : Potentially Disappeared Fraction.

La *normalisation* a pour but de comparer les impacts d'un système à ceux d'une population de référence : ceci permet de déterminer la contribution relative du système étudié à l'impact moyen d'un individu d'une population donnée. Le calcul de normalisation consiste en la division pour chaque indicateur de l'impact du système par l'impact de l'individu. Le résultat est alors exprimé pour chaque indicateur par une unité adimensionnelle qui permet d'apporter de points de comparaison entre les impacts.

3.4. Interprétation

L'objectif de l'étape d'interprétation, précédemment appelée « phase d'analyse de améliorations » (Owens, 1997), est de présenter les résultats, d'apporter les éléments de vérification permettant d'estimer leur pertinence, de les mettre en perspective avec l'objectif et le champ d'étude, afin d'apporter des conclusions appropriées quant aux impacts environnementaux du système étudié. L'analyse des résultats permet d'identifier les enjeux environnementaux significatifs du système, c'est-à-dire les phases du cycle de vie, les composantes ou les flux élémentaires ayant le plus d'impact. Ceci permet par la suite de formuler des préconisations d'éco-conception pour le système étudié.

Afin de vérifier la pertinence des résultats, plusieurs analyses peuvent être effectuées et croisées :

- Analyse de gravité : elle permet d'identifier les données qui contribuent le plus aux impacts dans le but d'affiner leur modélisation si besoin est.

- Analyse d'incertitudes : elle permet de déterminer la plage de variation des résultats engendrée par les incertitudes inhérentes aux données d'entrée, aux modèles utilisés ou aux choix méthodologiques effectués au cours de l'étude.
- Analyse de sensibilité : elle permet de déterminer la variation des résultats relative à des modifications des données d'entrée et des choix méthodologiques effectués dans l'étude. La fiabilité des résultats pourra être testée en faisant varier les flux les plus incertains et les règles d'allocation des flux partagés entre différents systèmes de produits.

Les résultats de ces analyses permettent de questionner la validité des conclusions de l'étude. Le niveau de détail de ces analyses dépend de l'importance des conséquences environnementales, sociales et économiques des décisions appuyées par l'ACV (Wenzel, 1998).

En pratique, ces vérifications entrent dans le champ de ce qui est appelé dans la littérature « analyse des incertitudes », englobant l'ensemble des problèmes que peut rencontrer la recherche d'un résultat précis et exact. Les bordures de ce champ restent cependant floues, car la définition même de l'incertitude ne fait pas consensus. Les incertitudes sont la résultante de problèmes nombreux et de différentes natures – comme le montre le tableau 15 – dont la prise en compte diverge selon les praticiens (Leroy, 2009). Malgré les efforts de la communauté de recherche, manque encore un consensus sur la définition d'une méthode de prise en compte des incertitudes (Ciroth, 2004).

Source d'incertitudes	Explication
Précision des mesures	Variabilité des valeurs acquises autour de la valeur vraie dues aux imperfections de la méthode de mesure (défauts, définition, biais...).
Manque de données	Certaines données peuvent ne pas être connues du tout, comme la composition d'un matériau par exemple.
Représentativité temporelle	Ecart séparant le contexte temporel de la création de la donnée et celui de son utilisation, pendant lequel le phénomène décrit a pu évoluer.
Représentativité géographique	Ecart séparant le contexte géographique de la création de la donnée et celui de son utilisation, pouvant entacher la représentativité du phénomène décrit.
Représentativité technologique	Différences entre le phénomène à représenter et le phénomène que représente la donnée, par exemple : utilisation d'une donnée générique.
Imprécision des modèles	L'analyse peut utiliser des abstractions mathématiques du monde réel qui impliquent une part de simplification (ex. : hypothèse de linéarité de la relation dose-effet).
Choix méthodologiques	Les choix méthodologiques du praticien influent sur les résultats, par exemple : règles d'allocation, unité fonctionnelle, périmètre du système étudié, choix de données moyennes ou extrêmes.
Incertitude épistémique	Incertitudes inhérentes à l'exhaustivité de la connaissance des comportements du système étudié. Par exemple, la modélisation d'un système futur est nécessairement incertaine.
Erreurs	Imprécisions dues aux erreurs apparaissant lors de la modélisation, par exemple : erreurs de calcul ou de saisie de données.
Evaluation de l'incertitude	L'évaluation de l'incertitude est elle-même génératrice de nouvelles incertitudes, car elle peut sous- ou surestimer l'incertitude.

Tableau 15 - Sources d'incertitudes en ACV, d'après (Björklund, 2002).

Ainsi, malgré le fait que la mauvaise qualité des données d'entrée et les incertitudes qui en découlent soit l'une des faiblesses majeures de l'ACV (Lewandowska *et al.*, 2004), malgré l'identification claire dans la norme ISO des problèmes d'incertitudes et des précautions qu'elles requièrent dans l'interprétation des résultats, l'analyse des incertitudes reste en pratique marginale, et leur simple évocation dans la présentation des résultats est loin d'être systématique (Ross *et al.*, 2002). Les résultats restent ainsi généralement présentés sous forme de valeurs fixes, ce qui surestime déraisonnablement leur fiabilité et leur exactitude (Björklund, 2002).

May et Brennan (2003) argumentent que le degré d'insatisfaction généré par le manque de transparence est aujourd'hui trop bas, et les doutes quant à l'apport de ces analyses à la prise de décision trop forts, pour justifier les dépenses de ressources relative à l'analyse des incertitudes. L'ACV souffre en effet sur ce point d'un paradoxe : plus l'incertitude est connue, plus il est probable que les résultats présentent un problème indécidable (Reap *et al.*, 2008). Intégrer à l'ACV une analyse d'incertitude ne simplifie donc pas la prise de décision, et peut même mener à la confusion des résultats (Leroy, 2009). Les praticiens semblent pour ces raisons être réticents à considérer les incertitudes, ce qui fait dire à Ciroth (2004) : "uncertainties in LCAs are cumbersome, easily ignored, and not wanted".

4. Méthodes alternatives

Appliquer avec rigueur une ACV traitant correctement les points méthodologiques que nous avons soulevés se révèle en pratique avoir un coût rédhibitoire. Le volume et l'étendue des données environnementales à collecter, celui de leurs métadonnées permettant de mesurer leurs incertitudes, la réalisation d'analyses d'incertitudes et de sensibilité, la complexité de définition d'une unité fonctionnelle et d'un périmètre d'étude pertinent, etc., représentent un effort conséquent. Différentes déclinaisons existent, qui, au prix de résultats plus partiels, permettent d'obtenir à moindre coût une image des impacts d'un produit.

4.1. Approche monocritère : MIPS

Parmi les dérivées de l'ACV les plus simples compte la méthode dénommée « Material Input Per Service unit » (MIPS), développée par le Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie (Institut Wuppertal pour le climat, l'environnement et l'énergie) (Ritthoff *et al.*, 2002). Cette méthode consiste à sommer les masses de tous les intrants nécessaires à la réalisation d'une unité de service. Elle comptabilise l'ensemble des extractions de matières premières et des déplacements de matière tels que l'érosion provoquée par l'agriculture ou les déplacements de matière engendrés par les activités minières. Ses résultats sont exprimés en kilogrammes par unité de service (autrement dit par unité fonctionnelle), donnant ainsi une mesure de la quantité de matière nécessaire à la production d'un produit ou d'un service.

Il s'agit plus d'un *inventaire* que d'une *analyse* de cycle de vie : la méthode MIPS ne donne pas une mesure directe des effets d'une activité anthropique sur l'environnement, mais fournit une indication de l'importance de ses impacts potentiels. La principale critique dont fait l'objet cette méthode est qu'elle ne prend en

compte que les intrants. Elle fait l'impasse sur les extrants et s'abstient donc de caractériser leur qualité et leurs conséquences variées sur l'environnement (Leroy, 2009). Certes tout intrant est destiné tôt ou tard à devenir un extrant, mais la masse d'un flux ne renseigne de toute manière en rien sur l'effet des substances qu'il met en jeu (van der Voet *et al.*, 2004). Il s'agit donc d'un indicateur environnemental partiel, dont l'avantage tient au fait qu'il est pratique, car il s'affranchit justement de la complexité des modèles de prédiction des effets environnementaux des substances considérées.

Une approche monocritère consiste à analyser un système au seul vu de ses émissions de gaz à effet de serre (calculées grâce à l'indicateur de *potentiel de réchauffement global* développé par le GIEC (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001)). Cette approche, très couramment utilisée en raison de la forte popularité actuelle de l'effet de serre, n'en reste pas moins une approche partielle, et ne rend pas compte de la complexité des conséquences environnementales des activités qu'elle permet d'analyser.

4.2. Approches simplifiées

Nous l'avons vu, dans l'état actuel de son développement, l'ACV fait face à des coûts de réalisation importants et des problèmes méthodologiques complexes qui réduisent l'exactitude de ses résultats. Réaliser une ACV complète et exacte est même *stricto sensu* impossible (Hochschorner et Finnveden, 2003). Face à ce constat, certains auteurs prennent le parti pragmatique de faire un compromis entre exactitude et effort de collecte. Ainsi Kim *et al.* (1998) soulignent qu'il est inutile de mobiliser trop de ressources pour un résultat approximatif. Une solution exacte est rarement nécessaire, et les efforts pour évaluer l'exactitude des résultats sont souvent négligés, soit dans leur réalisation, soit dans la prise de décision. Ils proposent en réponse d'utiliser des « heuristiques » lors de la collecte de données, autrement dit des hypothèses intuitives venant se substituer aux données inaccessibles, et ainsi faire un compromis conscient entre exactitude et temps de collecte.

De nombreuses méthodes simplifiées ont été proposées (Hochschorner et Finnveden, 2003). Il existe trois types d'ACV par niveau de détail et coût de réalisation croissant (Wenzel, 1998) :

- *Streamlined LCA* : analyses par tableaux, dont une dimension représente les phases du cycle de vie et l'autre les aspects environnementaux à considérer. Ces analyses peuvent être semi-quantitatives – c'est-à-dire basées sur des échelles de notation, ou qualitatives. De telles approches permettent, avec un faible coût de réalisation, d'obtenir une cartographie des aspects environnementaux d'un système de produits et de donner une description textuelle des principaux problèmes à considérer. Elles peuvent être suffisantes tant qu'il n'existe pas de compromis à faire entre impacts environnementaux, même si les conséquences environnementales du système ne sont pas négligeables. Dans le cas contraire une quantification est nécessaire.
- *Screening LCA* : analyses concentrées sur une partie du système de produit ou faisant appel à des données génériques. Ces analyses peuvent être semi-quantitatives ou quantifier les impacts en utilisant des données existantes.

C'est l'approche minimale permettant d'obtenir une base de comparaison chiffrée en cas de dilemmes entre impacts environnementaux.

- *Full LCA* : analyses quantitatives prenant en compte l'ensemble du cycle de vie du système de produits et basant leurs calculs sur des données spécifiques au système étudié.

Dans certains cas, comme dans les premières phases de conception d'un produit, plus que budgétaire ou méthodologique, la difficulté est technique, car peu de données sont connaissables. Il peut être intéressant dans ces cas d'utiliser des méthodes simplifiées afin de disposer d'une évaluation approximative lorsqu'aucune étude approfondie n'est envisageable. Par ailleurs, dans certains cas d'étude, certains impacts peuvent résister à la quantification, soit parce que le calcul des flux élémentaires est trop complexe, soit parce qu'aucune méthodes d'agrégation des contributions des flux n'existe ou ne fait consensus, comme c'est le cas pour la pollution sonore ou électromagnétique par exemple. Dans ce cas il peut être intéressant de compléter une analyse quantitative par une analyse qualitative, estimant textuellement les implications environnementales. Enfin, l'utilisation de méthodes simplifiées permet de constituer une pré-étude visant à cibler les problèmes à étudier par la suite plus en détail au travers d'une ACV complète (Hochschorner et Finnveden, 2003). Cependant, malgré les simplifications qu'elles apportent en termes de temps de travail, ces méthodes restent tout de même des outils d'expert (Le Pochat, 2005).

5. Remarques conclusives

Malgré l'ensemble des contributions dont elle a bénéficié, l'analyse environnementale reste une discipline en développement. L'ACV, méthode phare de cette discipline, est en même temps très utilisée et très discutée : si certains de ses aspects sont normés, d'autres sont toujours l'objet de débats et de recherches, son application faisant face à des problèmes méthodologiques limitant sa portée. Ainsi la définition d'une unité fonctionnelle et l'interprétation des résultats à sa lueur peut être problématique pour certains produits. Le volume de données requis par une ACV peut entraîner des coûts de collecte rédhibitoires. La quantification des impacts des flux ainsi identifiés fait appel à des modèles représentant de manière simplifiée leur influence sur l'environnement, et pouvant faire intervenir des paramètres autres que scientifiques. Les simplifications effectuées aux différentes étapes de la méthode génèrent une incertitude qui n'est que rarement appréciée à sa valeur, car difficile à analyser. Ces problèmes, parmi d'autres, limitent les résultats d'une méthode pourtant la plus complète et aboutie, et reflètent la difficulté à cerner les rapports qu'entretiennent les activités anthropiques avec leur environnement.

Annexe 2 – Analyses environnementales des équipements

Cette annexe présente les analyses environnementales du capteur et du répéteur dont les résultats sont interprétés et utilisés au chapitre 4. Les choix de modélisation communs à ces deux analyses sont présentés en première section. Les sections 2 et 3 détaillent respectivement l'étude du capteur et celle du répéteur.

1. Choix de modélisation

Comme présenté au chapitre 4 (section 2.1), la modélisation des équipements a été réalisée avec le logiciel EIME. Le tableau 16 rappelle les indicateurs d'impact environnemental que prend en compte ce logiciel.

	Catégorie d'impact	Dénomination dans le logiciel	Sigle	Méthode
1	épuisement des ressources naturelles abiotiques	raw material depletion	RMD	propriétaire EIME
2	épuisement des ressources énergétiques non renouvelables	energy depletion	ED	propriétaire EIME
3	épuisement des ressources en eau	water depletion	WD	propriétaire EIME
4	réchauffement climatique	global warming	GW	IPCC GWP100 years
5	déplétion de l'ozone stratosphérique	ozone depletion	OD	WMO 1998
6	toxicité dans l'air	air toxicity	AT	BUWAL 1991
7	formation d'ozone photochimique	photochemical oxidation	POC	UNECE 1991
8	acidification de l'air	air acidification	AA	CML 2001
9	toxicité de l'eau	water toxicity	WT	BUWAL 1991
10	eutrophisation des eaux douces et marines	water eutrophication	WE	CML 2001
11	production de déchets dangereux	hazardous waste production	HWP	propriétaire EIME

Tableau 16 - Catégories d'impacts prises en compte par le logiciel d'ACV EIME⁷⁰.

1.1. Fabrication

Cette phase est découpée en trois sous-phases : 1) extraction des matières premières et fabrication des composants 2) transports 3) assemblage.

1.1.1. Extraction des matières premières et fabrication des composants

Peu d'informations sont disponibles sur cette phase. Nous pouvons supposer que l'ensemble des composants sont fabriqués en Asie, à l'exception des circuits intégrés, qui sont fabriqués en Europe. Cependant, il est fort probable que l'encapsulation de

⁷⁰ http://www.codde.fr/files/EIME%20Manuel%20Indicateurs_Juillet_09_CODDE_BV.pdf, Consulté le 13 juin 2012.

ces composants soit tout de même réalisée en Asie. Nous considérons donc que ces composants font pour cette opération un aller retour Europe-Asie.

1.1.2. Transports

Cette phase embrasse l'ensemble des transports effectués entre le lieu fabrication des composants et le lieu d'assemblage du produit. Peu d'informations sont disponibles sur cette phase. Nous ne connaissons ni les lieux d'approvisionnement, ni les moyens de transport, ni les chemins logistiques. Au vu des délais d'approvisionnement (courts), de la taille (faible) et du prix (fort) des composants, il est peu probable que ceux-ci soient transportés en bateau, du moins en ce qui concerne les circuits intégrés. Cependant, par manque de connaissance des réseaux de transport aériens et à cause de la diversité des chaînes logistiques possibles (notamment à cause de la localisation des hubs aéroportuaires des transporteurs), les transports internationaux ont été modélisés comme étant réalisés par bateau (avec tout de même une prise en compte d'une chaîne logistique amont et aval).

1.1.2.1. Scénarios de transport

Différents scénarios de transports ont été considérés en fonction des composants. Ils sont présentés par le tableau 17.

Scénario	Trajets	Moyen de transport
Scénario A Production en Chine, envoi direct au site d'assemblage en France	Shanghai – Marseille	bateau
	Marseille – Site d'assemblage	camion
Scénario B Semi-conducteurs, production dans la ville X, envoi pour encapsulation en Chine, retour à la ville X, livraison sur le site d'assemblage	« dernier km » vers l'aéroport de la ville X	camionnette
	Ville X – Shanghai,	avion
	« dernier km » à partir de l'aéroport de Shanghai	camionnette
	« dernier km » vers l'aéroport de Shanghai	camionnette
	Shanghai – Ville X	avion
	Transport « dernier km » à partir de l'aéroport de la ville X	camionnette
Scénario C Composants produits entièrement en Europe, dans la ville X.	Ville X – Lieu de production	camion
	Ville X – Lieu de production en France	camion
Scénario D Composants produits localement.	Pas de transport	

Tableau 17 - Scénarios de transport.

1.1.2.2. Méthode de calcul

Chaque flux intermédiaire est associé (si pertinent) à un scénario de transport. Chaque scénario de transport génère un ou plusieurs flux de transport dont la métrique significative est exprimée en t.km. Celle-ci correspond à la distance parcourue entre une provenance et une destination, multipliée par la somme de tous les poids des flux associés à ce scénario, pondérés par un « facteur d'emballage ». Ces facteurs permettent d'intégrer le fait que le produit n'est pas transporté seul, mais avec un emballage, dont le poids est exprimé en fonction de celui du produit. L'impact de la

production et du traitement en fin de vie de cet emballage n'a cependant pas été pris en compte.

Ceci est résumé par l'équation suivante :

$$Q_A = D_A \cdot \sum_{\text{Flux Concernés } i} (W_i \cdot \alpha_i) \quad (23)$$

Où :

- Q_A est la quantité de transport du Scénario A, exprimée en t.km ;
- D_A est la distance parcourue dans le scénario A ;
- W_i est le poids du flux intermédiaire i ;
- α_i est le facteur d'emballage du flux intermédiaire i .

1.1.2.3. Exemple de calcul d'un facteur d'emballage

Prenons l'exemple des semi-conducteurs de type SOT23-3, transportés dans des bobines « Tape & Reel » (Cf. figure 42). Le tableau 18 donne le poids des bobines constatées chez les constructeurs Fairchild et CDIL, en fonction du nombre de composants qu'elles transportent :



Figure 42 - A gauche : Bobine Tape & Reel⁷¹. A droite : semi-conducteur de type SOT23-3⁷².

Contenance de la bobine (pièces)	Poids constaté Fairchild ⁷³ (g)	Poids constaté CDIL ⁷⁴ (g)	Moyenne (g)
3000	117,5	136	126,75
10000	400,6	415	407,8

Tableau 18 - Poids des emballages constatés pour des semi-conducteurs type SOT23.

Une régression linéaire sur les valeurs moyennes de ce tableau nous donne l'expression suivante :

$$y = 0,0402 \cdot x + 6,3 \quad (24)$$

⁷¹ Fairchild Semiconductor, *SOT-23 Tape and Reel Data and Package Dimensions, September 1999, Rev. C.*

⁷² ST Microelectronics, *BAR42FILM, BAR43FILM, Small signal Schottky diode, April 2005, Rev. 3.*

⁷³ Fairchild Semiconductor, *ibid.*

⁷⁴ CDIL (Continental Device India Limited), *SOT-23 Surface Mount Plastic Package - Package Outline, Tape, Reel and Packaging Information.*

Où :

- y est le poids de la bobine (produit et emballage) ;
- x est la quantité de composants SOT23-3.

Si l'on néglige la partie constante de l'équation 24 (ces composants étant généralement transportés en grand nombre, si bien que la partie constante de l'équation devient négligeable), on a que, pour chaque composant SOT23-3, le poids du total emballage/produit correspondant est de 0,0402g. Or, si on considère qu'un composant SOT23-3 pèse 0,009g, il y a alors un rapport de 4,467 entre le poids du produit emballé et le poids du produit nu. Ce produit devra donc être affecté d'un facteur d'emballage d'environ 4,5.

1.1.3. Assemblage

Peu d'informations sont disponibles sur cette phase. Sa réalisation est sous-traitée et n'est pas maîtrisée par les commanditaires. Les procédés de transformation et d'assemblage ne sont pas connus, sauf pour certaines pièces telles que les coques en plastique injecté. Dans ce cas, le module standard de la base de données environnementale a été utilisé. Cette phase n'est donc que très partiellement modélisée.

1.2. Installation

L'installation consiste en un déplacement d'un technicien sur site et en une opération d'installation :

- *Déplacement.* L'installateur est supposé venir installer les équipements en une fois. Le site d'installation est supposé être distant de 500km du point de rattachement de l'installateur. Ce déplacement est pris en compte et est uniformément alloué entre tous les produits d'un réseau. Nous avons considéré que le réseau comptait 300 équipements. Une fois sur place, l'installateur effectue une « tournée » d'installation qui nécessite de parcourir en moyenne 1,3km entre chaque emplacement – déplacement que nous allouons à chaque produit.
- *Opération d'installation.* L'utilisation d'outils pour l'opération d'installation (par exemple : charriot élévateur, perceuse) n'est pas prise en compte. En revanche, les matériels de fixation (par exemple : vis et cheville) permettant d'installer l'équipement sur son support sont pris en compte. Le support de fixation préexistant à l'installation (un réverbère par exemple) n'est pas pris en compte.

1.3. Usage

L'usage n'a pas été pris en compte dans cette étude, car il est dépendant de l'intégration du capteur dans le réseau de capteurs. La durée de vie de l'équipement, la maintenance sur l'équipement, l'usage qui est fait des données et les conséquences qu'elles entraînent ne sont donc pas pris en compte à ce niveau.

1.4. Dépose

La dépose consiste en un déplacement d'un technicien sur site et en une opération de dépose :

- *Déplacement.* Par analogie à la phase d'installation, l'intervention du technicien se compose d'un déplacement et d'une tournée. Le technicien est supposé être basé dans la ville dans laquelle le réseau est déployé, si bien que le déplacement est nul. La distance effectuée entre chaque équipement lors de la tournée est supposée être égale à celle effectuée pendant l'installation, c'est-à-dire 1,3km.
- *Opération de dépose.* Par analogie avec la phase d'installation, l'utilisation d'outils n'est pas prise en compte. Aucune activité n'est donc modélisée pour cette opération.

1.5. Fin de vie

Une analyse de recyclabilité suivant la méthode ReSICLED, développée par Mathieux *et al.* (2008b), permet d'identifier l'ensemble des pièces recyclables de l'équipement. Les données environnementales concernant les procédés de recyclage étant quasiment inexistantes dans les bases de données disponibles, le recyclage de matériaux issus des produits en fin de vie n'a pas été pris en compte. Les composants non recyclables ont en revanche été considérés comme incinérés après un transport de 500km vers le site de traitement spécialisé. Nous prenons le parti de ne pas compter les bénéfices éventuels de la valorisation énergétique des composants non recyclables, car ces bénéfices seront utilisés dans un autre système de produit.

2. Capteur

2.1. Choix de modélisation supplémentaires

2.1.1. Installation

Deux types d'installation peuvent être effectués : sur un point d'apport volontaire aérien ou enterré. Si le conteneur est aérien, un trou est percé dans la partie supérieure de la colonne, le capteur y est posé et riveté. Si le conteneur est enterré, une équerre en inox est posée dans le conteneur et le capteur y est riveté. La modélisation se base sur un scénario moyen prenant en compte la répartition suivante : 29% de capteurs enterrés, 71% de capteurs aériens. Le poids de l'équerre est supposé être de 520g.

2.1.2. Fin de vie

La résine moulée dans le capteur empêche la séparation de composants, que ce soit par démontage ou par broyage. Seuls le capot supérieur, les vis qui le fixent au capot inférieur (où se trouvent les autres composants noyés dans la résine), ainsi que le joint entre les deux, sont effectivement séparables. Ces pièces représentent 18% du poids du capteur (sans l'équerre de fixation). En prenant en compte les taux de recyclage

effectifs sur lesquels se base le logiciel ReSICLED, le taux de recyclage effectif est de 16,5%. L'équerre de fixation quant à elle est intégralement recyclée.

2.2. Modélisation

La figure 43 présente de manière simplifiée la modélisation du cycle de vie du capteur réalisée dans le logiciel d'analyse de cycle de vie.

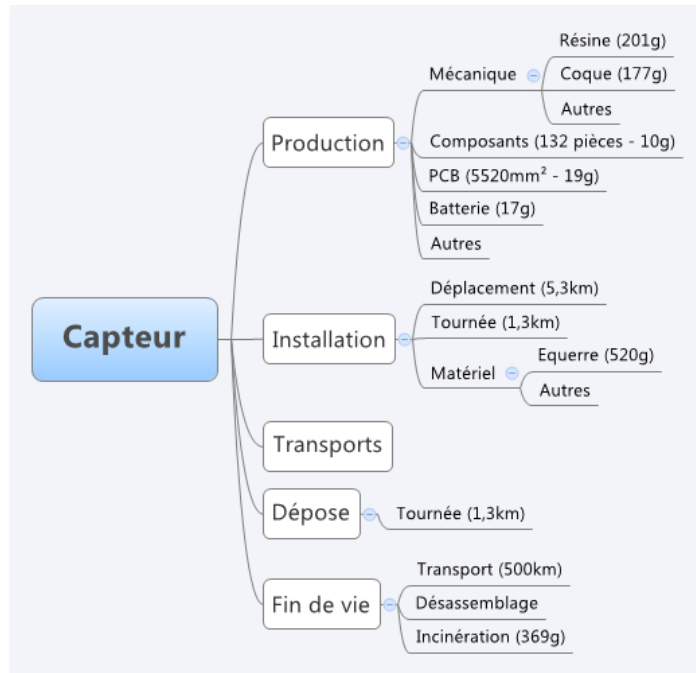


Figure 43 - Résumé de la modélisation du cycle de vie effectuée dans le logiciel d'ACV.

2.3. Résultats

La contribution relative des différentes phases du cycle de vie du capteur aux 11 impacts environnementaux modélisés par le logiciel EIME est présentée en figure 44.

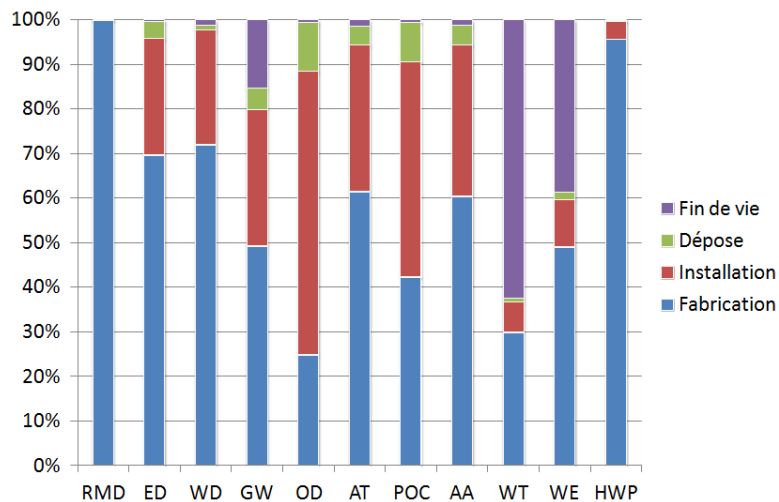


Figure 44 - Contribution relative des phases du cycle de vie du capteur.

La fabrication est la principale contributrice aux impacts du cycle de vie du capteur, suivie par l'installation. Les autres phases contribuent de manière marginale, mise à part la contribution importante de la fin de vie sur les deux indicateurs WT et WE. La contribution de la phase de fabrication est majoritaire sur 6 des 11 impacts, représente plus du tiers de 9 des 11 impacts, et la quasi-totalité des impacts HWP et RMD. Celle de la phase d'installation est majoritaire sur l'indicateur OD et représente plus du tiers de 5 des 11 impacts. Celle de la phase de fin de vie est majoritaire sur l'impact WT et représente plus du tiers de 2 des 11 impacts. Enfin, celle de la phase de dépose est minoritaire sur l'ensemble des impacts.

La contribution relative des différents composants du capteur aux impacts de la phase de fabrication est présentée en figure 45. Les transports sont affichés séparément et ne prennent part que de manière marginale aux impacts. La plupart des impacts sont générés par les pièces mécaniques, suivies par les composants électroniques, et, dans une moindre mesure, la carte électronique (PCB – printed circuit board) et la batterie. Les pièces mécaniques représentent plus de la moitié de 5 des 11 impacts, plus du tiers de 9 des 11 impacts, mais n'affectent quasiment pas l'impact RMD. Les composants électroniques représentent plus de 75% de l'impact RMD, et plus d'un tiers de 3 des 11 impacts. La batterie et le PCB ne participent à plus d'un tiers des impacts que sur une seule catégorie (respectivement WE et HPW).

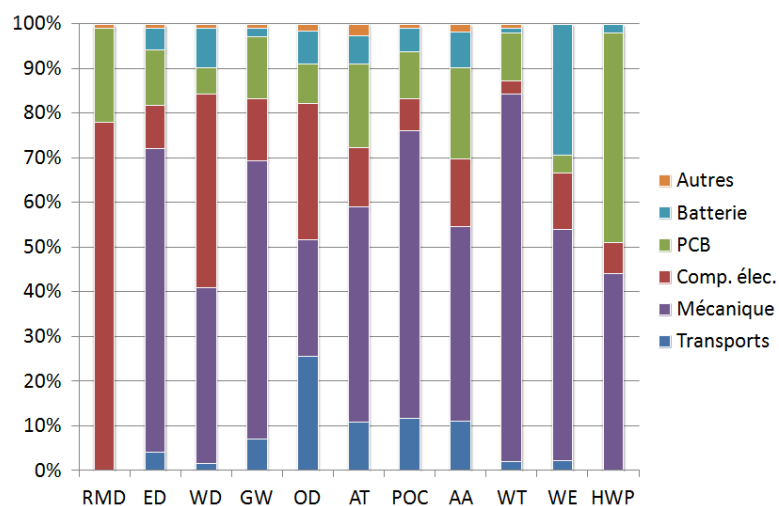


Figure 45 - Contribution relative des composants du produit aux impacts de la fabrication.

La contribution relative des différents composants à la fabrication des parties mécaniques du capteur est présentée en figure 45. La coque et la résine se partagent de manière comparable la quasi-totalité des impacts. La contribution de la coque est majoritaire sur 6 des 11 impacts, représente plus du tiers de 10 des 11 impacts et la quasi-totalité de l'impact de la coque provient du procédé de moulage, le reste étant dû à la fabrication des matières premières. La contribution de la résine est majoritaire sur 4 des 11 impacts, et représente plus du tiers de 9 des 11 impacts.

Le détail des impacts de la phase d'installation est présenté par la figure 47. Le déplacement vers la ville de déploiement du réseau contribue majoritairement aux impacts de cette phase, suivi par le matériel d'installation, et, dans une moindre

mesure, la tournée d'installation. La contribution du déplacement est majoritaire sur 9 des 11 impacts et représente plus du tiers de 10 des 11 impacts. Celle du matériel (particulièrement l'équerre sur laquelle est posé le capteur dans les points d'apport enterrés) est majoritaire sur 2 des 11 impacts et représente plus du tiers de 6 des 11 impacts. L'impact de la tournée varie entre seulement 5 et 18% des impacts selon les indicateurs.

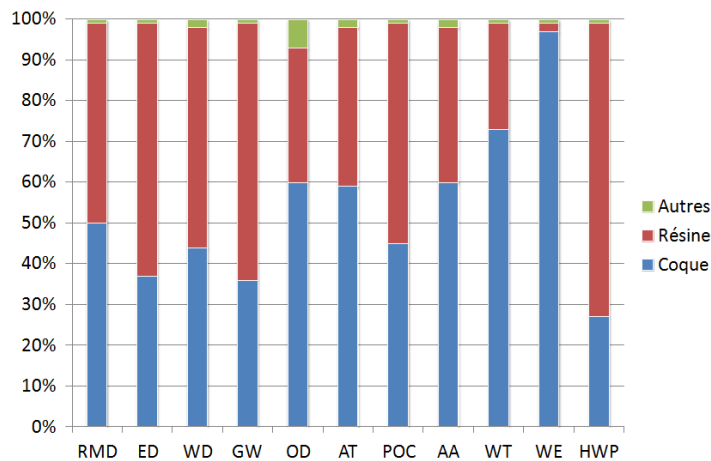


Figure 46 - Contribution relative des composants aux impacts de la partie mécanique du capteur.



Figure 47 – Détail des impacts de la phase d'installation du capteur.

3. Répéteur

3.1. Choix de modélisation supplémentaires

La modélisation du répéteur est basée sur les mêmes hypothèses que celle du capteur, à l'exception de l'installation. Il a été supposé que la fixation de l'équipement se fait avec des matériels d'une masse suffisamment faible pour que leurs impacts soient négligeables. Aucun matériel d'installation n'est donc pris en compte.

3.2. Modélisation

La figure 44 présente de manière simplifiée la modélisation du cycle de vie du répéteur réalisée dans le logiciel d'analyse de cycle de vie.

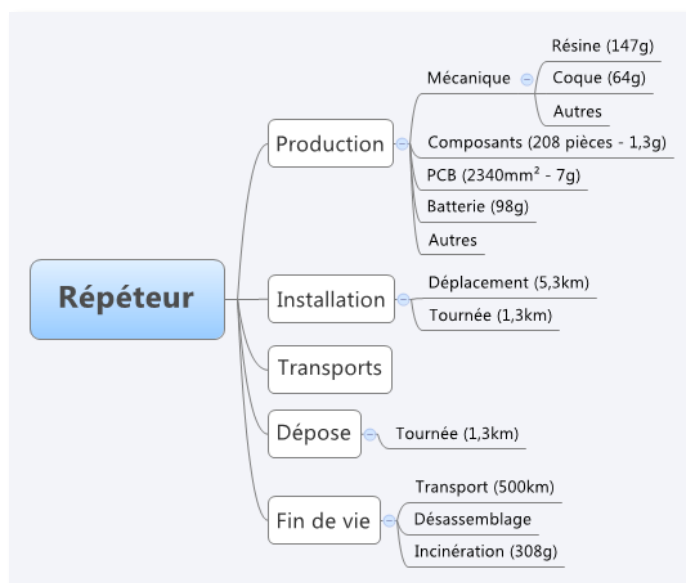


Figure 48 - Résumé de la modélisation du cycle de vie effectuée dans le logiciel d'ACV.

3.3. Résultats

La contribution relative des différentes phases du cycle de vie du répéteur aux 11 impacts environnementaux modélisés par le logiciel EIME est présentée en figure 48. La fabrication est la principale contributrice aux impacts du cycle de vie du répéteur, suivie par l'installation. Les autres phases contribuent de manière marginale, mise à part la contribution importante de la fin de vie sur les deux indicateurs WT et WE. La phase de fabrication représente plus de la moitié de 7 des 11 impacts, plus du tiers de 9 des 11 impacts et la quasi-totalité des impacts HWP et RMD. La contribution de la phase d'installation est majoritaire sur les impacts OD et POC et représente plus du tiers de GW. La phase de fin de vie apporte une contribution marginale sur 8 des 11 impacts, mais représente en revanche plus de 70% de l'impact WT. Enfin, la contribution de la phase de dépose est minoritaire sur l'ensemble des impacts.

La contribution relative des différents composants du capteur aux impacts de la phase de fabrication est présentée en figure 50. Les transports sont affichés séparément, et ne prennent part que de manière marginale aux impacts. La plupart des impacts sont générés par la batterie et les pièces mécaniques, suivies par les composants électroniques et la carte électronique (PCB – printed circuit board). La contribution de la batterie est majoritaire sur 3 des 11 impacts et représente plus du tiers de 7 des 11 impacts. Les pièces mécaniques représentent plus de la moitié de 2 des 11 impacts et plus du tiers de 5 des 11 impacts, mais n'affectent quasiment pas l'impact RMD. Les impacts de la mécanique sont à part équivalente dus à la coque et à la résine. Une part importante de l'impact de la coque provient du procédé de moulage. Les composants électroniques représentent plus de 75% de l'impact RMD, et mais participent peu aux

autres impacts, de même que la carte électronique qui ne contribue à plus du tiers que sur l'impact HWP.

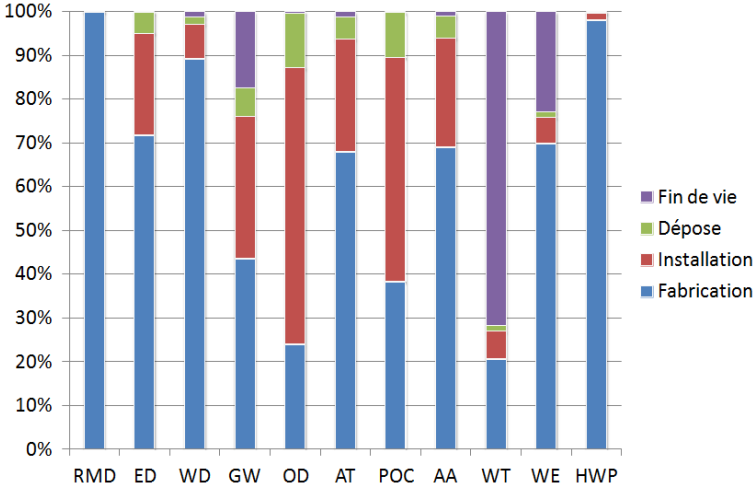


Figure 49 - Contribution relative des phases du cycle de vie du répéteur.



Figure 50 - Contribution relative des composants du produit aux impacts de la fabrication.

