



HAL
open science

Donner une valeur monétaire à l'environnement, une aide pour la décision publique? Le cas de la gestion des déchets et du solaire photovoltaïque à Paris.

Magali Domergue

► To cite this version:

Magali Domergue. Donner une valeur monétaire à l'environnement, une aide pour la décision publique? Le cas de la gestion des déchets et du solaire photovoltaïque à Paris. . Economies et finances. Ecole des hautes études en sciences sociales, Paris, 2016. Français. NNT : . tel-01399665

HAL Id: tel-01399665

<https://hal.science/tel-01399665v1>

Submitted on 20 Nov 2016

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.

ÉCOLE DES HAUTES ÉTUDES EN SCIENCES SOCIALES
ÉCOLE DOCTORALE ED 286

THÈSE

pour obtenir le titre de

**Docteur en
ÉCONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT**

Présentée et soutenue publiquement par

Magali DOMERGUE

Le 4 novembre 2016

**Donner une valeur monétaire à l'environnement,
une aide pour la décision publique ?**

Le cas de la gestion des déchets et du solaire photovoltaïque à Paris

Sous la direction de **Jean-Charles HOURCADE**

CIREDE, Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement,
UMR 8568 du CNRS, 94130 Nogent sur Marne

Jury :

Olivier BEAUMAIS, Université de Rouen

Franck LECOCQ, CIREDE

Jean-Michel SALLES, LAMETA –Montpellier I

Dominique BUREAU, CEDD - Ministère de l'environnement

Jean-Charles HOURCADE, CIREDE

Président

Rapporteur

Rapporteur

Examineur

Directeur de thèse

A mes enfants, **Naïs, Lise et Zian**

*Croyez toujours en vous,
croyez en vos rêves !*

Remerciements

Début 2009, après une dizaine d'années d'activité professionnelle comme ingénieur, j'ai décidé qu'il était temps de concrétiser un vieux rêve en menant à bien une thèse de doctorat pour me frotter enfin officiellement à la recherche. J'ai exploré l'horizon des laboratoires spécialisés dans le domaine de l'environnement en Ile de France. Finalement, je n'en ai pas trouvé tant que cela. Mon attention a été attirée par une unité du CNRS au statut à part qui m'a interpellé, le Centre de Recherche sur l'Environnement et le Développement (CIRED). J'ai alors contacté son directeur, Jean-Charles Hourcade. Le discours que je lui tins alors au téléphone aurait pu paraître insensé à n'importe qui mais pas à lui : voilà, je souhaite profiter de l'année de « relâche » qui suivra la naissance de mon troisième enfant pour engager un travail de doctorat que je compte poursuivre ensuite en parallèle de ma carrière d'ingénieur, j'ai réalisé une étude sur la gestion des déchets qui pourrait servir de base de départ à cette thèse. Est-ce que vous accepteriez d'en assurer la direction ?

A ma grande surprise et grande joie, il a tout de suite accepté et commencé à m'exposer des pistes de réflexion possibles. Je n'ai compris qu'ensuite que j'étais tombée sur LA bonne personne, sans doute la seule pouvant accepter d'encadrer une thèse dans ces conditions, un directeur de thèse passionné toujours prêt à transmettre son vaste savoir. C'est donc en avril 2009 que j'ai eu l'honneur de le rencontrer et de découvrir son enthousiasme communicatif et sa pensée foisonnante.

Si cette thèse existe et a pu aboutir, c'est grâce à Jean-Charles Hourcade. Ces remerciements en quelques lignes ne peuvent rendre compte de l'immense gratitude que je souhaiterais lui témoigner. Mais tâchons tout de même de développer un peu.

Cette thèse aboutit finalement au terme de nombreuses années au cours desquelles se sont enchaînées des périodes de travail intensif au prix de nuits écourtées et d'autres périodes de relâche de plusieurs mois. Cette progression par à-coups a suivi ma capacité d'investissement personnel et celle des disponibilités de l'éminent directeur du CIRED occupé activement à « sauver le monde » la plupart du temps. Je lui suis donc très reconnaissante d'avoir réussi à dégager un peu de temps pour suivre ma thèse et d'avoir gardé mon travail en mémoire d'une fois sur l'autre. Les séances de travail avec lui ont à chaque fois été très productives et riches d'enseignements soit pour réorienter certaines parties soit pour me conseiller de développer un nouvel aspect.

Jean-Charles Hourcade a un véritable talent de conteur. Il n'a pas son pareil pour raconter la genèse de telle ou telle controverse, l'histoire de telle ou telle théorie. Malgré son temps compté, il n'a jamais expédié nos entrevues et j'ai toujours pu écouter avec bonheur, outre ses conseils précieux, ses histoires sur l'économie ou sur l'administration française égayées de-ci de-là d'anecdotes dont il a le secret.

Mener une thèse sous sa conduite revêt une couleur particulière qui va bien au-delà d'un travail académique. On est loin de l'image d'Epinal du travail laborieux du thésard poussiéreux. Pour moi, ça a été une véritable aventure, une sorte de course en montagne où l'arrivée à un col laissait découvrir le chemin à suivre vers un autre point plus haut, une nouvelle antécime qu'il fallait conquérir, une rimaye à franchir, un nouvel aspect de l'économie de l'environnement, de nouvelles questions à explorer. J'ai longtemps progressé sans même apercevoir le sommet caché dans les nuages du fait de la dilatation du temps entre chaque séance de travail. Arrivée aujourd'hui au sommet pour poursuivre la métaphore montagnarde, je me retrouve avec un certain serrement au cœur puisque l'aventure s'achève. Néanmoins, quoiqu'il arrive, les bases que j'ai acquises grâce à mon guide durant cette aventure et le modèle d'enthousiasme qu'il m'a montré, resteront toujours et pour cela également je lui suis très reconnaissante.

Je remercie Franck Lecocq et Jean-Michel Salles d'avoir accepté d'être rapporteurs de mon travail et membres de mon jury de thèse. Je remercie Olivier Beaumais d'avoir accepté d'être président du jury ainsi que Dominique Bureau d'y apporter son expertise.

Je remercie également Jean-Marc Bourdin, ancien directeur de la Propreté et de l'Eau de la Ville de Paris qui m'a laissé une grande latitude d'investigation lorsqu'il m'a confié l'analyse environnementale des activités du Service Technique de la Propreté de Paris (STPP) en vue d'une certification ISO 14001. Je le remercie de la patience dont il a fait preuve car la voie de la monétarisation que je lui ai proposée fut longue à développer. Il s'agissait d'une voie nouvelle pour l'administration parisienne, une voie sur laquelle il s'est quelque peu appuyé pour orienter les choix de l'époque sur les motorisations des bennes à ordures. A ma connaissance, cela reste un exemple isolé à ce jour.

Pour terminer ces remerciements, je souhaite adresser quelques mots à Fabien pour le remercier de son soutien, ses relectures et ses conseils. Merci aussi à nos enfants d'être si indulgents avec leur maman et d'être si merveilleux. Croyez toujours en vous, croyez en vos rêves, c'est le message que je voudrais que vous gardiez de moi, ne l'oubliez jamais.

Résumé et mots clés

Cette thèse a pour objectif d'explorer les potentialités de la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement pour la décision publique au travers de deux exemples clés : la production d'énergie renouvelable (photovoltaïque) et la gestion des ordures ménagères.

Pour mener à bien ce travail, il a été nécessaire de constituer une base de référence de facteurs de monétarisation (FM) pour convertir les flux quantitatifs d'impacts (tonnes de CO₂, kg d'oxydes d'azote....) en valeurs monétarisées (€/tCO₂, €/kgNO_x...).

Le premier cas étudié montre que le bilan économique-environnemental sur 30 ans de l'installation de panneaux photovoltaïques sur les bâtiments municipaux à Paris (investissement initial, maintenance, production d'électricité, impacts environnementaux de fabrication et pose des panneaux) laisse apparaître un coût social résultant. Ce coût résultant peut être assimilé à un budget consacré au développement de la filière photovoltaïque et à la promotion des énergies renouvelables. Mettre en lumière ce type de coût résultant représente un élément d'appréciation pour les décideurs qui peuvent alors arbitrer de manière éclairée en faveur de l'objectif environnemental poursuivi (ici la production d'énergie renouvelable).

Pour ce qui est de la gestion des déchets à Paris en 2007, les données monétarisées ont permis d'explorer de nombreuses questions et notamment de montrer tout l'intérêt environnemental du recyclage, de mettre en lumière la grande performance des incinérateurs du SYCTOM ou encore de montrer que des bennes diesel peuvent présenter un bilan environnemental compétitif par rapport aux bennes GNV plus gourmandes en énergie¹. L'application d'incertitudes montre que, pour les bilans avec des composantes positives et négatives, la recherche de précision sur les données quantitatives comme sur les FM est souhaitable pour limiter l'apparition de plages de signes différents dans la fourchette de variation résultante (fourchette comportant une plage de bénéfice et de coût environnemental de telle sorte que la nature du bilan environnemental étudié reste incertaine).

Pour le cas des déchets, l'analyse a été poursuivie par une projection sur 30 ans en fonction d'hypothèses de renouvellement du parc de bennes et d'évolution des FM. Ce scénario a servi de référence pour étudier l'efficacité d'actions d'amélioration du bilan environnemental futur, mettant ainsi en lumière un autre intérêt de la monétarisation qui est la possibilité de réaliser des analyses de scénarios notamment sous contrainte budgétaire.

Ce type d'analyse est basé sur des FM issus d'études différentes, menées dans des contextes différents voire à l'aide de méthodes différentes. Les résultats obtenus sont donc fragiles mais ils pourraient s'avérer préférables à l'absence de données qui conduit à des prises de décisions potentiellement arbitraires et de ce fait, potentiellement contraire à l'intérêt environnemental (effets secondaires non pris en compte, budget mobilisé pour des effets limités...). Ces résultats sont de plus vérifiables et assortis de fourchettes d'incertitudes. Ils constituent donc un support de débat autour d'un indicateur agrégé unique plus aisément manipulable et appréhendable que de multiples flux physiques d'impacts.

Pour développer la monétarisation boudée France et générer des éléments d'aide à la décision, il est nécessaire de disposer d'une batterie de FM de référence assortis de règles d'utilisation et de règles d'évolution. Pour cela, il faudrait multiplier les études pour mettre à disposition des bilans environnementaux de toutes sortes de systèmes fournissant ainsi de nouveaux FM.

***Mots clés :** monétarisation, environnement, déchets, photovoltaïque, décision publique*

¹ ce résultat est modifié si l'on modifie l'échelle des FM attribués aux particules fines et à la consommation d'énergie comme cela s'opère actuellement implicitement avec la décision prise par la municipalité parisienne en 2014 d'abandonner les bennes diesel

Abstract and key words

This thesis aims to explore the monetization potential of non-market values in the environmental sector, for public decisions, through the analysis of two key examples : renewable energy produced by photovoltaic solar panels and household waste management.

In order to carry out this work, it was necessary to create a valuation weighting factors reference base, so as to convert the impact of quantitative flows (tons of CO₂ , kg of nitrogen oxide emissions...) into monetized value (euro per CO₂, euro per kgNO_x...).

In the first case, on a period of 30 years, the economic and environmental assessment of the installation of photovoltaic panels on municipal buildings in Paris, (initial investment, maintenance, production of electricity, environmental impact due to the manufacturing and installation of the panels), show a resulting social cost. This resulting cost can be compared to a budget dedicated to the photovoltaic industry, and the promotion of renewable energy. Highlighting this resulting cost can help the decision makers achieve their environmental objective (in this case the production of renewable energy).

Concerning domestic waste management in Paris in 2007, monetized data brought forth several interesting facts, such as the environmental benefit of recycling, the great environmental performance of the SYCTOM incinerators, and the more environmentally competitive nature of diesel garbage trucks over Natural Gas Vehicules (NGV) because they are more fuel-efficient²

Applying uncertainties shows that for assessments with positive and negative components, the search for accuracy on quantitative data and on WF is preferable to limit the appearance of different signs in the resulting range of variation (a range that includes environmental benefits and costs so that the nature of the environmental assessment remains uncertain.)

In the case of waste, the analysis was undertaken by pursuing a 30 year projection according to assumptions on the renewal of the garbage truck fleet, and WF evolution. This analysis served as a reference to study the effectiveness of actions to improve the future environmental performance thus highlighting another benefit of monetization, which is the possibility to develop and analyze scenarios under budget constraint.

This type of analysis is based on WF coming from different studies, conducted in different settings or using different methods. The results obtained are therefore weak but preferable to the lack of data which may lead to potentially arbitrary decisions and therefore contrary to environmental interest (secondary effects not taken into account, mobilizing budget for limited effects...). These results are verifiable with ranges of uncertainty. They are thus support of discussion around a single aggregate indicator easier to handle and more comprehensible than multiple physical flows of impacts.

To develop interest in monetization in France and thus generate decision tools, it is necessary to have a wide set of referenced WF accompanied by rules of use and rules of evolution. To do so, more studies will be required in order to offer a larger range of environmental reports on all kinds of systems, thus providing new WF.

Key words : monetization, environment, waste, photovoltaic, public decision

² This result changes if the MFRB scale attributed to the particulate matter and energy consumption is modified, as it is currently and implicitly taking place with the city of Paris' decision to abandon diesel garbage trucks in 2014

Sommaire

REMERCIEMENTS.....	4
RESUME ET MOTS CLES	6
ABSTRACT AND KEY WORDS.....	7
SOMMAIRE.....	8
INTRODUCTION	10
CHAPITRE 1 L'EVOLUTION DU PAYSAGE DE L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE SUR CINQ DECENNIES	19
I. Physionomie des impacts environnementaux.....	20
II. L'apparition et la montée de la conscience environnementale.....	22
III. L'évaluation environnementale.....	26
CHAPITRE 2 MONETARISER LES VALEURS NON MARCHANDES DE L'ENVIRONNEMENT	45
I. Les bases théoriques de l'évaluation non marchande.....	46
II. Méthodes de monétarisation	50
III. Les éléments du débat sur la monétarisation.....	53
IV. La monétarisation en France et ailleurs	68
V. Le rôle de l'actualisation.....	72
VI. De quelques raisons de la non utilisation de la monétarisation	76
CHAPITRE 3 FACTEURS DE MONETARISATION POUR LE PHOTOVOLTAÏQUE ET LA GESTION DES DECHETS	79
I. Etudes de référence sur la monétarisation.....	81
II. Un essai de constitution d'une base de facteurs de monétarisation	86
III. Récapitulatif et perspective.....	109
CHAPITRE 4 BILAN ENVIRONNEMENTAL DES PANNEAUX SOLAIRES PHOTOVOLTAÏQUES A PARIS	113
I. La technologie des panneaux solaires photovoltaïques.....	114
II. Le dispositif incitatif en France.....	115
III. Enjeux environnementaux des panneaux solaires photovoltaïques	117
IV. Bilan économique-environnemental monétarisé	120
V. Comparaison au bilan environnemental d'autres énergies.....	127
VI. De la valeur d'information d'un essai d'évaluation monétarisée	132
CHAPITRE 5 LES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX DE LA GESTION DES DECHETS.....	135
I. Historique de la gestion des déchets en France	136
II. L'organisation de la gestion des déchets à Paris	140
III. Les enjeux environnementaux de la gestion des déchets	143
IV. Les mesures en faveur de l'environnement prises dans le domaine des déchets	146
V. Conclusion sur les enjeux environnementaux de la gestion des déchets : une intuition générale, un déficit d'analyse ?.....	157
CHAPITRE 6 BILAN ENVIRONNEMENTAL MONETARISE DE LA GESTION DES DECHETS A PARIS EN 2007	159
I. Bilan environnemental de la collecte.....	160
II. Bilan environnemental de la valorisation matière : le recyclage	171
III. Bilan environnemental de la valorisation énergétique : l'incinération.....	172
IV. Impact environnemental de l'enfouissement.....	177
V. Bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris : récapitulatif.....	178
VI. Comparaison des ratios obtenus aux chiffres de la littérature	180
VII. Effets des incertitudes sur flux physiques et des variations des FM sur le bilan monétarisé.....	184
VIII. La monétarisation comme exercice d'intégration des données	192

CHAPITRE 7 LA MONETARISATION COMME AIDE A LA DECISION PUBLIQUE DANS LE DOMAINE DES DECHETS	197
I. Comparaison des performances des motorisations de bennes gasoil et GNV	198
II. Analyse du bilan de la collecte sélective	200
III. Comparaison des incinérateurs du SYCTOM aux autres incinérateurs franciliens	202
IV. Comparaison du bilan environnemental et du bilan financier	205
V. Un énorme gisement de matières premières secondaires perdues	207
VI. De la possibilité d'une meilleure cohérence dans les arbitrages.....	210
CHAPITRE 8 UN ESSAI DE CALCUL PROSPECTIF : LA GESTION DES DECHETS A PARIS A 30 ANS	213
I. Préambule 1 : prise en compte de l'évolution du parc de bennes	215
II. Préambule 2 : évolution des éléments porteurs d'irréversibilités et externalités fortes.....	217
III. Projection à 30 ans du bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris	226
IV. Conclusion sur l'évolution sur 30 ans du bilan environnemental de la gestion des déchets.....	232
V. Actions pouvant améliorer le bilan environnemental de la collecte des déchets à Paris	234
VI. Optimisation d'un gain environnemental sous contrainte budgétaire	240
ÉPILOGUE	247
1. Retour sur les résultats obtenus et leur signification.....	248
2. Les raisons qui conduisent à bouder la monétarisation en France : entre incertitudes, fragilité des résultats et malentendu	253
3. La monétarisation, une aide pour sortir de l'arbitraire ?.....	256
4. Démocratiser la pratique de la monétarisation, une utopie ?.....	258
5. Révéler les valeurs oubliées de l'environnement au travers d'un coût global environnemental	261
TABLES DES ILLUSTRATIONS	263
I. Table des encarts	264
II. Table des figures	264
III. Table des tableaux.....	266
REFERENCES	269
ABREVIATIONS	281
TABLE DES MATIERES	282
ANNEXES	287

Introduction

Dans le domaine de l'environnement comme dans bien d'autres, les grandes avancées sociétales et notamment juridiques sont souvent liées à des événements qui marquent la société : le grand smog meurtrier de 1952 à Londres, le naufrage du pétrolier Exxon Valdez en 1989 sont des événements qui ont marqué les consciences et l'inconscient collectif, façonnant notre vision de la vulnérabilité de l'environnement aux activités humaines. Les événements les plus marquants sont le fait générateur de nouvelles lois, de nouvelles règles techniques voire de nouvelles taxes.

Il existe de nombreux plans, directives, lois, programmes environnementaux qui visent à protéger l'environnement : le recyclage des déchets, la protection des espaces naturels sensibles, le principe pollueur-payeur, les quotas d'émissions de CO₂, les objectifs de développement des énergies renouvelables, les agendas 21, les plans climat-énergie etc. ; Les exemples sont innombrables. Pour autant, que savons-nous de la réalité de l'efficacité environnementale de ces mesures ? Ces plans ont-ils été décidés sur la base d'évaluations environnementales objectivables permettant d'assurer leur efficacité ou au moins d'assurer que les bénéfices sont effectivement supérieurs aux coûts environnementaux du déploiement de ladite mesure ? Les moyens budgétaires engagés pour mettre en œuvre ces mesures sont-ils évalués au regard des bénéfices environnementaux attendus et comparés aux bénéfices d'autres mesures pour choisir les plus efficaces du point de vue de l'environnement ?

En France, les lois Grenelles elles-mêmes, alors qu'elles présentent un objectif environnemental ambitieux et multisectoriel, ont fait l'objet d'une étude d'impact qui n'est que partielle et qui comptabilise essentiellement des gains carbone, laissant de côté de nombreux autres aspects environnementaux auxquels sont au mieux attribuées des évaluations qualitatives de type « + » ou « +++ » ... Certes, des groupes de travail ont été constitués, des avis d'experts ont été recueillis mais les coûts et bénéfices environnementaux des éléments rassemblés n'ont pas réellement été évalués et comparés. Pourtant, chaque jour, des décideurs doivent opter pour telle ou telle politique en faveur de l'environnement, ils doivent opérer des choix qui peuvent être plus ou moins bénéfiques pour l'environnement voire potentiellement négatifs si des effets secondaires se révèlent plus dommageables que les effets positifs poursuivis.

A une autre échelle, les travaux du groupe II du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) portent sur l'évaluation et la gestion des risques du changement climatique au travers de ses manifestations, ses conséquences et la construction de la résilience face à ces risques. Ces risques, identifiés à partir des travaux du groupe I sur les aspects physiques et chimiques du changement climatique (rapport 2007), embrassent un spectre particulièrement large. Si le carbone est l'indicateur clé de la cause, les rapports du groupe II ne donnent aucune évaluation synthétique des risques qui permettrait de mettre en balance les coûts calculés par le groupe III (groupe en charge de l'étude des moyens d'adaptation) et les coûts sociaux évités calculés par le groupe II. Les données rassemblées sont hétérogènes. La question d'un outil commun n'est pas abordée rendant impossible la comparaison entre eux de la multitude de risques sur l'environnement et les systèmes humains qui en découlent : modification des schémas des précipitations, de la fonte des neiges et des glaces, des systèmes hydrologiques, modification des aires de répartition de nombreuses espèces animales et végétales, impacts négatifs et plus rarement positifs sur le rendement des cultures, maladies humaines, événements climatiques extrêmes (vagues de chaleur, inondations, cyclones, feux de forêt...) etc. [GIEC, 2014].

Cette absence d'évaluation est-elle due à l'impossibilité d'évaluer globalement les bénéfices et coûts environnementaux de telle ou telle solution, de telle ou telle situation ? Si tel est le cas, cette impossibilité est-elle liée à une absence de méthodologie ou bien à une réelle impossibilité d'ordre méthodologique ?

Concernant le premier point, on constate effectivement qu'en France et en Europe, il n'existe pas de méthode d'évaluation ou d'indicateurs globaux qui fassent l'objet d'un consensus ou d'une reconnaissance par les pouvoirs publics ou les experts. Dès lors, le seul cas où il est possible de statuer sur l'effectivité d'un bénéfice environnemental est celui d'une problématique mono-impact pour laquelle la solution examinée n'a aucun effet sur d'autres aspects environnementaux.

Concernant la seconde interrogation, les débats sont nombreux et les arguments variés comme nous pourrions le constater dans ce mémoire.

Pour le CO₂, un choix d'unité de valorisation a déjà été opéré : l'unité monétaire par tonne. L'utilisation de cette unité a fait débat mais elle s'est finalement imposée, le passage au monétaire étant facilité par le fait que l'action suppose des investissements (amélioration des rendements de combustion, récupération de matières premières secondaires ...). Connaissant les montants à investir, on peut alors calculer la valeur du carbone qui permet de les déclencher.

L'un des aspects des débats sur la monétarisation des émissions de carbone a concerné la mise en place de permis d'émission négociables proposés par le protocole de Kyoto requalifiés de « droits à polluer » dans la presse. HOURCADE [2000] parle de « mises en scènes autour de la marchandisation » utilisés notamment par les médias pour protester contre l'émergence d'une société de marché.

Les marchés de quotas d'émission finalement mis en place dans différents pays ont certainement montré la voie et facilité l'exercice intellectuel de la monétarisation pour que la lutte contre le changement climatique soit finalement discutée par tous en termes d'Euros par tonne même si un prix de marché peut très bien s'écarter de la valeur sociale.

Aujourd'hui, le débat autour de la valeur du carbone se poursuit non plus sur le principe de l'unité € par tonne mais sur celle d'un prix du carbone qui pourrait être internalisé dans les échanges marchands³.

Pourtant, malgré ces débats, malgré la voie ouverte, le cas du carbone reste isolé et représente le seul cas où le recours à la valeur monétaire d'un actif environnemental est admis et partagé. Pour les aspects environnementaux autres que le changement climatique (les particules fines en ville, l'épuisement des ressources naturelles, l'acidification de l'air, la biodiversité, ...), le pas vers la logique de l'unité monétaire semble bien plus difficile à franchir ce qui fait obstacle au calcul économique.

Des méthodes de monétarisation ont été mises au point petit à petit depuis une cinquantaine d'années par les économistes pour tenter d'évaluer les bienfaits de l'environnement dont nous bénéficions et pour prendre en compte et limiter ou inverser les impacts environnementaux néfastes liés à l'exploitation croissante des ressources naturelles et à l'augmentation des rejets polluants dans la biosphère. Ces méthodes de monétarisation consistent à affecter à chaque aspect environnemental une valeur monétaire traduisant la valeur que la société lui attribue du fait de son existence ou des services qu'il rend. En théorie cela permet de placer les actifs environnementaux dans une position relative les uns par rapport aux autres et de prendre en compte les dommages et bénéfices environnementaux d'un projet donné (et de ses alternatives) y compris pour des cas complexes faisant intervenir différents aspects environnementaux.

³ Le Monde.fr, *Climat : le débat entre économistes s'échauffe*, 30 juin 2015, en ligne : http://www.lemonde.fr/idees/article/2015/06/30/climat-le-debat-entre-economistes-s-echauffe_4664873_3232.html

Outre l'exemple du CO₂, on trouve aussi d'autres valeurs environnementales utilisées dans les bilans du domaine des transports (émission de polluants atmosphériques, bruit, valeur de la vie humaine, gains de temps). La monétarisation a été utilisée dans ce domaine par le groupe de travail interministériel sur les méthodes d'évaluation des projets d'infrastructure de transport animé par Marcel Boiteux, héritier du courant des ingénieurs économistes. Ce travail a conduit en 2001 à la rédaction du rapport dit « rapport Boiteux » où l'on trouve une définition des valeurs de référence basées sur des données de l'OMS pour monétariser les impacts environnementaux dans le cadre d'études de projets liés aux transports. Ce rapport propose notamment des valeurs de référence pour les accidents, le bruit, la pollution atmosphérique et l'effet de serre. Ces valeurs sont utilisées pour analyser les projets de construction d'infrastructures de transport et leurs alternatives mais elles sont restées en pratique confidentielles en France, circonscrites au domaine des transports. A l'international, comme nous le verrons, les méthodes de monétarisation sont plus couramment utilisées mais sans jamais s'imposer réellement et sans acquérir, sauf à de rares exemples près, le statut d'outils d'arbitrage des décisions environnementales.

Dans le domaine de l'environnement où il n'y a à priori pas de prix, trois problèmes supplémentaires se posent au-delà du simple fait de monétariser lorsqu'on s'interroge sur la conduite du calcul économique : la définition de l'intérêt général, la définition des moyens potentiels pour l'atteindre et l'arbitrage entre différents objectifs d'une part et différents moyens d'autre part au moment d'allouer des moyens budgétaires disponibles en quantité finie.

Comme le souligne le rapport Quinet de 2013 [CGSP], « *L'utilité [des avantages d'un investissement], comme la désutilité du coût, dépend de la richesse de la collectivité à l'année où ils se réalisent : un € gagné a d'autant plus de valeur qu'on est pauvre* ». En cette période de restrictions budgétaires pour les collectivités et l'Etat, la garantie de l'efficacité de chaque euro investi est plus que jamais indispensable. Or, les sujets de dépenses sont multiples et les projets entrent donc d'autant plus rudement en concurrence budgétaire les uns avec les autres que les ressources sont contraintes.

Le choix du sujet de cette thèse est partie de mon expérience d'ingénieur à la Ville de Paris dans les domaines de la gestion des déchets, du bâtiment durable et de l'efficacité énergétique des bâtiments. J'ai en effet pu observer dans cette collectivité comme à tous les niveaux y compris au niveau de l'Etat que d'une part les choix d'actions environnementales ne sont pas effectués sur la base de critères objectivés (pas d'analyse des effets environnementaux secondaires, des pertes de bénéfices environnementaux des alternatives auxquelles on renonce, des gains nets, des gains en valeur actuelle...) et d'autre part que les arbitrages budgétaires suivent une logique spécifique dont un des critères est la visibilité de l'action pour les administrés condamnant des actions non visibles comme l'isolation des combles des bâtiments par exemple (alors qu'il s'agit de travaux faciles à mettre en œuvre et présentant le temps de retour sur investissement le plus intéressant pour l'efficacité énergétique).

Or, à Paris comme dans d'autres collectivités, des problématiques environnementales variées se présentent : vaut-il mieux financer l'efficacité énergétique des bâtiments ou la réduction des particules fines dans l'atmosphère des villes ? La lutte contre le bruit ou le développement des énergies renouvelables ? Ces sujets entrent également en concurrence avec d'autres problématiques : la construction d'une crèche, la rénovation d'un collège, les aides sociales, la végétalisation, l'accessibilité handicapés, etc. Tout euro dépensé pour un projet ne sera plus disponible pour un autre, des arbitrages sont donc nécessaires.

Une fois déduits les frais fixes et les dépenses nécessaires pour mener à leur terme des projets engagés les années précédentes, le budget résiduel peut être affecté aux projets nouveaux. Certains projets nouveaux s'imposent de fait car poussés par une obligation juridique. Par exemple, depuis une ordonnance de 2014, les collectivités disposent d'un délai de 9 ans maximum pour rendre la totalité des établissements recevant du public accessibles à tous. L'obligation de mise en accessibilité peut alors venir obérer les chances qu'un budget de rénovation énergétique des bâtiments soit attribué. On peut donc se retrouver dans une

situation où deux sujets totalement étrangers l'un à l'autre peuvent venir se concurrencer dans l'allocation des ressources budgétaires. Dans ce jeu de taquin, les valeurs non marchandes risquent de sortir du jeu faute de valeur identifiée pour la société.

Pour imposer un objectif non marchand, la seule solution consiste alors à passer d'un extrême à l'autre, passer d'une valeur nulle qui condamne à l'ombre à une valeur infinie qui interdit tout débat. En effet, une problématique environnementale non prise en compte est une problématique à laquelle on attribue une valeur nulle telle qu'elle passera après n'importe quelle autre préoccupation quel que soit son intérêt socio-économique. A l'inverse, une problématique environnementale prioritaire, qui doit être financée au détriment de tout autre sujet, se voit implicitement appliquer une valeur si élevée que cela conduit à la considérer comme infinie.

Dans l'Histoire de l'économie, les interrogations sur la recherche de l'efficacité économique ne sont pas nouvelles. Depuis Adam Smith en passant par les « welfare economics » aux Etats-Unis et en Grande Bretagne puis les ingénieurs économistes en France, issus des grands corps techniques de l'Etat, l'objectif commun est selon HOURCADE [2007] de « *lutter contre l'arbitraire dans les décisions* ».

Si le rôle du politique est de tracer le chemin, de définir les priorités pour la société qu'il représente, comment ces orientations peuvent-elles se décliner en pratique ? Dans son article « *De la mesure de l'utilité des travaux Publics* » de 1844⁴, l'Ingénieur en chef des Ponts et Chaussées, Jules Dupuit, illustre au travers d'exemples chiffrées les notions d'utilité acquise et d'utilité perdue qui l'ont conduit à la définition de la courbe d'utilité marginale décroissante, notion centrale en microéconomie. Il conclut cet article en soulignant l'importance de l'approche scientifique (et donc mathématique) pour assoir les déclinaisons pratiques de l'économie politique : « (...) *les questions d'économie politique, pour être maniées d'une manière habile et sûre dans la pratique ont d'autant plus besoin de s'appuyer sur les principes rigoureux des éléments de la science, que les données dont on dispose sont plus incomplètes et plus incertaines* ».

Les travaux sur l'optimum économique ont intéressé de nombreux économistes de renom et ont suscité bien des débats : Pareto, Hicks et Kaldor, Arrow et Debreu, Von Mises... Par contre, le développement d'outils pour la pratique quotidienne du choix économique optimum est resté du domaine des ingénieurs économistes. Ce sont eux qui, dans la lignée de Jules Dupuit, ont défini les bases et développé la théorie du calcul économique. Ce dernier vise à apporter des outils de calcul pour objectiver les choix pratiques de déclinaison des orientations fixées par l'économie politique.

Malgré plus de 150 ans de pratique et de discussions sur le calcul économique, malgré les exemples concrets que les ingénieurs économistes ont illustré, cet outil n'a toujours pas acquis le statut d'outil d'aide à la décision publique. Aurait-il été supplanté par d'autres outils ? Nous verrons qu'il n'en est rien et que la place reste désespérément vacante.

A l'économiste l'évaluation des moyens d'atteindre les objectifs fixés et aux politiques la recherche de compromis d'ensemble comme l'écrivait Maurice Allais en 1945 : « *Les fins à poursuivre sont du domaine de la politique, et en fait, c'est là la tâche essentielle des systèmes politiques que de les dégager par des compromis d'ensemble. Mais précisément, sur le plan économique, le rôle de l'économiste est d'examiner si les fins dégagées par ces compromis sont effectivement compatibles entre elles et si les moyens utilisés pour les atteindre sont effectivement les plus appropriés* ».

En pratique, comment dégager ces compromis d'ensemble ? Comment faire en sorte que les parties prenantes parviennent à se comprendre alors que les scientifiques, les économistes parlent d'incertitudes, de fonctions de dommage, d'irréversibilité tandis que les décideurs qui orientent les dépenses publiques répondent lignes budgétaires, priorités, résultats.

⁴ Publié en 1995 dans la Revue française d'économie, Volume 10, n°2, p. 55-94, disponible en ligne : http://www.persee.fr/web/revues/home/prescript/article/rfec_0769-0479_1995_num_10_2_978

C'est sans doute en premier lieu une question de langage commun qu'il convient de résoudre. Comment faire en sorte que les équations et modèles des économistes puissent être traduits par les décideurs en processus opérationnels assortis de budgets adéquats ? Quels outils peuvent faciliter le passage des connaissances scientifiques à une réponse politique adaptée en termes d'effort budgétaire et de calendrier de mise en place ?

Pour rationaliser les décisions dans le domaine de l'environnement, des choix doivent être effectués. Ces choix doivent intervenir à deux niveaux : (1) décider de calculer ou non, c'est-à-dire d'affecter une valeur à chaque aspect environnemental considéré afin de pouvoir comparer différents enjeux entre eux, cet exercice peut être mené sur la base de normes arbitraires mais objectivées⁵ (2) décider de rationaliser ou non ces normes en recourant à la monétarisation.

Si l'on décide de ne pas évaluer les actifs environnementaux selon une norme prédéfinie, par principe déontologique ou simplement par scepticisme ou même rejet vis-à-vis de la méthode de calcul, il ne reste donc que l'arbitraire et les pondérations subjectives sur le modèle de la blague bien connue des enfants : « tu préfères l'émission d'un kilo de CO₂ ou d'un kilo de particules ?! ». A ce jeu là, les gagnants sont alors les plus habiles. Il s'agit d'un jeu auquel s'entendent les lobbies, un jeu dans lequel l'intérêt général intergénérationnel semble bien mal armé pour émerger. Aux lobbies de certains groupes industriels ajoutons également d'autres groupes de pression tels que décrits par TREICH [2005] concernant la gestion des risques : groupes environnementalistes « *soucieux de protéger l'environnement, mais peut-être moins conscients du coût total de ces politiques de protection (...)* », médias qui privilégient « *les risques les plus populaires* » ou encore « *d'autres formes de capture politique, par exemple une dérive hygiéniste, via des médecins influents qui sont incontournables dans les cercles de décisions politiques en matière de prévention.* ».

C'est l'observation des conséquences économiques, de la gestion médiatique et des alertes qui en découlent qui ont conduit à l'émergence du concept de décision sous controverse qui est venue remplacer la notion de décision sous incertitude. Ces cas sont des cas indécidables, l'indécidabilité correspondant à une situation où à un état des connaissances donné, une problématique environnementale reste controversée du fait du manque de données ou d'outils théoriques pour conclure [HOURCADE, SALLES et THERY, 1992].

S'emparant de sujets avant que les incertitudes scientifiques n'aient été levées, les médias jouent un rôle anxiogène auprès du grand public qui réclame alors des solutions. HOURCADE, SALLES et THERY décrivent un processus en deux temps (1) le problème environnemental demeure dans la sphère scientifique aussi longtemps que le public ne réclame pas de réponse, (2) ensuite, lorsque les médias s'emparent du sujet, dès lors que des hypothèses et incertitudes scientifiques demeurent et sont présentées de manière simplifiée voire simpliste, le public est prompt à y voir l'imminence d'une catastrophe qui ne manquera pas d'emballer la machine médiatique et il réclame des solutions. Le cas cité dans cet article est celui des pluies acides en Allemagne de l'Ouest qui est devenu en peu de temps en 1983 un sujet prégnant. Ce revirement d'opinion est intervenu une fois que les médias eurent popularisé l'idée de forêts en train de dépérir. Quand l'opinion s'alarme, les politiques sont alors acculées à des prises de décision rapides. Tous les ingrédients sont réunis pour aboutir à des prises de position dictées par les intérêts de certains groupes de pression, la rationalité n'a plus forcément cours du moment que l'on agit : « *For obvious reasons the media dislike complex scientific puzzles and prefer to transform them into an urgent environmental crisis to be solved by strong political will. The scene is then ready for some actors to push their own strategic interests.* » [ibid.].

⁵ par exemple, on peut décider que sauver 1 ha de forêt amazonienne de la déforestation a autant de valeur que d'éviter le rejet de x tonnes de dioxyde de soufre dans l'atmosphère ou que d'éviter le rejet de y tonnes de métaux lourds dans un cours d'eau

Dans ces conditions, une évaluation, même basée sur des hypothèses controversées ne vaudrait-elle pas mieux que rien ? Dans la mesure où, pour une norme donnée, cela permet de se doter d'un outil de rationalisation des choix, cela représente un progrès. Il est alors possible d'engager un débat sur la définition de ces normes, de le réviser en fonction de retours d'expérience ou de l'acquisition de connaissances nouvelles voire de les infléchir afin de renchérir le poids de certaines problématiques au détriment d'autres.

Pour pouvoir mener cette évaluation, le politique doit définir les valeurs et les objectifs, ces valeurs peuvent alors être traduits en « *outils de négociation* » comme l'explique HOURCADE [2007] : « *Pour être en mesure de limiter l'arbitraire, le libre jeu du plus 'malin' ou du plus 'fort' dans le débat public, [l'ingénieur économiste] se doit de reconnaître que sa fonction est de fournir, comme le suggère Claude Henry, des 'outils de négociation' entre des intérêts économiques et politiques se référant à plusieurs visions du futur (conjectures sur la technologie, sur la croissance économique, l'évolution des modes de vie, etc.), plusieurs jugements de valeurs* ». Tout comme pour le CO₂, l'unité monétaire par unité quantitative (€/tonne, €/m³, €/ha...) constitue une solution intéressante et pratique puisqu'elle permet de placer l'actif environnemental considéré sur une même base de calcul que les budgets que doivent allouer les décideurs. En donnant une valeur monétaire à un actif environnemental, on le rend visible dans le domaine économique, on en fait un bien qui peut être étudié par la science économique. On peut alors discuter de notions de maximisation, d'optimisation, de substitution etc. et fournir aux politiques et au grand public des données sur lesquelles baser leurs réflexions puis leurs décisions.

Au travers de deux cas, les panneaux solaires photovoltaïques et la gestion des déchets, cette thèse vise à illustrer la faisabilité et l'intérêt de la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement et du calcul économique pour la décision publique et l'intérêt général. Ces deux cas d'étude présentent des enjeux fondamentaux pour la société puisqu'ils sont au cœur de la question de la préservation des ressources de notre planète qu'ils s'agisse des ressources énergétiques (valorisation énergétique des déchets, production d'énergie renouvelable) ou des ressources non énergétiques (récupération de matières premières secondaires, minimisation des impacts du processus de gestion des déchets ménagers qui sont une partie essentielle des effluents de nos modes de vie).

Le premier cas étudié est celui des panneaux solaires photovoltaïques. Il s'agit d'un domaine largement médiatisé auprès du grand public. En effet, depuis une décennie, les Français sont incités à s'équiper en panneaux solaires photovoltaïques via une politique tarifaire très avantageuse garantissant un rendement élevé des investissements (obligation d'achat et tarifs garantis durant 20 ans) et ouvrant droit à un crédit d'impôt. En outre, la nouvelle réglementation thermique applicable aux permis de construire demandés à compter du 28 octobre 2011 (RT 2012) impose aux particuliers le recours obligatoire à une énergie renouvelable en maison individuelle ou accolée⁶, obligation pour laquelle les panneaux solaires photovoltaïques représentent une solution possible. Les conditions sont réunies pour donner au solaire photovoltaïque une image d'attractivité financière et d'exemplarité environnementale fortes dans le grand public et dans les médias. Ce statut d'exemplarité environnementale est-il avéré ? Les études disponibles dans le domaine sont uniquement de deux types : des analyses du cycle de vie qui fournissent des flux d'impacts quantitatifs sans indicateur agrégé ou des études sur le temps de retour énergétique⁷. Nous examinerons la question du bilan socio-environnemental de l'installation de panneaux solaires photovoltaïques à Paris au regard des enseignements qui peuvent être retirés des valeurs monétaires des différents aspects en jeu à la fois environnementaux et financiers. Nous nous

⁶ Article 16 de l'arrêté du 26 octobre 2010 relatif aux caractéristiques thermiques et aux exigences de performance énergétique des bâtiments nouveaux et des parties nouvelles de bâtiments

⁷ temps au bout duquel le panneau a produit autant d'énergie qu'il a été nécessaire en amont pour sa fabrication et son installation, y compris les phases liées aux matériaux constituant le panneau et ses supports dans une logique de cycle de vie

interrogerons également sur les enjeux de la filière en comparant le bilan environnemental du kWh photovoltaïque avec celui du kWh de chauffage produit à partir de ressources énergétiques classiques (bois, gaz, fioul, électricité de réseau).

Le deuxième cas concerne un domaine au cœur duquel le législateur a inscrit depuis longtemps la question environnementale : la gestion des déchets ménagers. Il s'agit d'un domaine comportant une palette d'impacts environnementaux plus large que celle du cas des panneaux photovoltaïques et qui est universel puisque, contrairement au photovoltaïque, il concerne chacun dans son quotidien ainsi que toutes les communes ou communautés de communes qui doivent les gérer, toutes les administrations et les entreprises qui doivent organiser la gestion de leurs propres déchets.

Enfin, là où pour les panneaux photovoltaïques les arbitrages budgétaires sont essentiellement liés à des questions de rentabilité d'investissement et plus rarement à des préoccupations de soutien à la filière renouvelable (investissements publics), les aspects budgétaires de la gestion des déchets sont étroitement liés aux questions environnementales de l'activité (économies de carburant, taxe carbone éventuelle, économie de matières premières primaires...). Les décisions à caractère financier contribuent alors naturellement à l'amélioration du bilan environnemental sans besoin de révéler les valeurs non marchandes de l'environnement correspondantes. Par contre, certains investissements à visée spécifiquement environnemental ou présentant un temps de retour sur investissement financier considéré comme non rentable, peuvent se révéler intéressants pour la société dès lors que l'on considère, grâce à la monétarisation, un bilan socio-économique global. Par exemple, le prix d'achat des matières premières secondaires issues du recyclage suit actuellement la simple loi de l'offre et de la demande sans prise en compte de la valeur environnementale qu'elles représentent. On admet volontiers que cette valeur existe puisque des collectives sélectives sont organisées mais elle n'est pas objectivée ce qui empêche de juger de l'intérêt réel de ces collectes spécifiques et de décider ou non de les multiplier.

En France, le tri des déchets ne fait encore partie que des gestes de bonne volonté en l'absence d'obligations véritables⁸. Révéler la véritable valeur de nos poubelles pourrait contribuer à accélérer la prise de conscience de la nécessité d'améliorer les taux de tri et de recyclage qui sont encore très bas et à les inscrire dans la réflexion plus globale de l'économie circulaire. Au travers de cet aspect ou d'autres, le domaine des déchets se révèle un cas d'étude idéal pour la familiarisation du grand public et des décideurs avec les méthodes de monétarisation.

Avant d'aborder les deux études de cas envisagées, les chapitres 1 et 2 présentent le contexte de la monétarisation.

Le premier chapitre présente l'évolution du paysage de l'évaluation environnementale sur cinq décennies au travers des textes juridiques nationaux et internationaux imposant une évaluation environnementale des projets ou réglementations. Différentes méthodes d'évaluations des enjeux environnementaux ainsi que leurs avantages et inconvénients sont présentées parmi lesquelles la monétarisation.

Le chapitre 2 est consacré à la présentation des fondements théoriques des méthodes de monétarisation et des différentes formes qu'elles revêtent. Les éléments du débat sur la monétarisation sont également examinés. Enfin, le rôle de l'actualisation est présenté en prévision des calculs prospectifs réalisés aux chapitres 4 et 8.

Pour pouvoir dresser un bilan monétarisé pour les panneaux photovoltaïques et la gestion des déchets, il a été nécessaire de définir les facteurs de monétarisation à appliquer à chacun des flux quantitatifs d'impacts rencontrés (€/litre de carburant, €/kg de particules émises...). Cet exercice est mené de manière systématique au chapitre 3 à partir des données de la littérature. Les principales études de référence utilisées sont présentées en tête de chapitre.

⁸ la loi de 1992 « relative à l'élimination des déchets (...) » incite au recyclage et à la valorisation des déchets mais n'instaure pas d'obligation.

Le chapitre 4 est consacré à l'étude du bilan environnemental et financier de l'installation de des panneaux solaires photovoltaïques à Paris ainsi qu'à sa comparaison aux bilans environnementaux d'autres sources d'énergie.

Le chapitre 5 ouvre l'étude du cas de la gestion des déchets ménagers par la présentation des enjeux environnementaux propres à ce domaine en partant d'une présentation historique de l'organisation de la collecte et du traitement des déchets. L'organisation parisienne en 2007 est exposée. Sont également passés en revue les connaissances disponibles en matière de bilans environnementaux, monétarisés ou non, sur la gestion des déchets.

Le chapitre 6 est consacré à l'analyse quantitative (litres de carburants, kg de polluants émis dans l'atmosphère...) puis à la monétarisation des impacts et bénéfices environnementaux liés à la gestion des déchets à Paris en 2007 : collecte, recyclage, incinération et enfouissement. Pour étudier la robustesse de ce bilan, les incertitudes sur les flux quantitatifs considérés et sur les fourchettes de variations des facteurs de monétarisation sont étudiées. Cet exercice sera l'occasion de mettre en lumière les limites et les difficultés de mise en œuvre de la monétarisation.

Le chapitre 7 est consacré à l'illustration de l'intérêt de la monétarisation comme aide à la décision publique dans le domaine des déchets au travers de différents volets : comparaison des performances des motorisations de bennes de collecte des ordures, analyse du bilan de la collecte sélective et enfin, comparaison des performances des incinérateurs du syndicat de traitement des ordures ménagères de l'agglomération parisienne (SYCTOM) à la moyenne des usines d'incinération franciliennes. Le bilan environnemental monétarisé est ensuite mis en perspective par rapport aux coûts financiers annuels de gestion des déchets.

Les bilans dressés au chapitre 7 sont établis pour une année donnée. Mais la monétarisation des enjeux environnementaux montre un intérêt décisif par rapport à des indicateurs quantitatifs lorsqu'il s'agit de dresser des analyses prospectives sur plusieurs années. En effet, en exprimant les aspects environnementaux en € au même titre que les budgets investis, on peut leur appliquer les règles du calcul économique et effectuer des projections dans le futur grâce à l'actualisation tout en conservant une cohérence d'ensemble entre projections budgétaires et projections environnementales.

C'est cet exercice qui est mené au chapitre 8 pour le bilan environnemental de la gestion des déchets parisiens à 30 ans en tenant compte de l'évolution technologique du parc de bennes et de l'évolution de la valeur des facteurs de monétarisation liés à des éléments porteurs d'irréversibilités et d'externalités fortes sur l'environnement (consommation d'énergie fossile, émissions de gaz à effet de serre...).

Connaissant l'évolution future de ce bilan environnemental, on pourra alors s'interroger sur les actions potentielles à mettre en œuvre aujourd'hui pour l'améliorer. Cette question d'optimisation d'un gain environnemental sous contrainte budgétaire est ensuite généralisée par une mise en équation à l'aide de l'algorithme du simplexe. Il s'agit d'un exemple particulier de la multitude de possibilités offerte par la monétarisation des bilans environnementaux en matière d'optimisation sous contrainte.

Chapitre 1

L'évolution du paysage de l'évaluation environnementale sur cinq décennies

L'adoption de règles nationales et transnationales en faveur de la protection de l'environnement est souvent intervenue après des catastrophes environnementales marquantes qui ont joué un rôle symbolique. Certains de ces textes ou d'autres imposent la réalisation d'évaluations des impacts des projets sur l'environnement et prônent la recherche de solutions moins impactantes ou de solutions de compensation. Quel(s) outil(s) utiliser pour cela ? La capacité des outils d'évaluation classiques existants à servir d'outils d'aide à la décision est ici examinée et l'efficacité de l'évaluation environnementale telle qu'elle est menée actuellement est questionnée

Si le souci des générations futures et la notion de développement durable n'ont été formalisés respectivement qu'en 1972 à la conférence de Stockholm de l'ONU et en 1987 avec le rapport Brundtland, la conscience de l'environnement comme facteur limitant de la croissance est une notion ancestrale. Les hommes préhistoriques nomades en avaient déjà conscience puisque leurs migrations étaient dictées par l'amenuisement des ressources locales à l'endroit où ils s'installaient. Les « *limites de la croissance* » dont parle le club de Rome dans son rapport de 1972 étaient, à l'ère préhistorique, concentrées sur un lieu et un temps donné. En effet, d'une part le départ des Hommes pour trouver de nouvelles ressources permettait à l'environnement de se régénérer et d'autre part, ce départ était possible car ailleurs se trouvaient d'autres contrées généreuses non exploitées. Tant que l'accès aux ressources s'est fait de manière aisée en prospectant simplement plus loin, il n'a jamais été nécessaire de limiter les impacts sur l'environnement. Le seul facteur limitant était le coût à engager, étroitement lié aux technologies, à la main d'œuvre et aux connaissances pour exploiter ces ressources.

Dans ce premier chapitre, nous allons voir que la prise de conscience des conséquences néfastes sur l'environnement des activités humaines et la mise en œuvre de programmes de protection de l'environnement sont récentes. Cette prise de conscience s'est accompagnée de l'adoption de règles nationales et transnationales (lois, directives, conventions) visant à imposer l'évaluation des impacts sur l'environnement et la recherche de solutions moins impactantes ou de solutions de compensation.

Les impacts environnementaux peuvent être de différente nature, s'exercer à différentes échelles et concourir à des phénomènes plus ou moins complexes. Aussi, allons-nous ouvrir ce chapitre en explorant plus précisément cette notion d'impact environnemental.

I. Physionomie des impacts environnementaux

Les types d'impacts environnementaux peuvent être classifiés selon deux catégories : les pollutions et l'utilisation de ressources non renouvelables ou dont le renouvellement peut être menacé.

La directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (IPCC⁹) donne une définition de la pollution (encart 1). Celle-ci concerne aussi bien les substances diverses que la chaleur ou le bruit du moment qu'il s'ensuit potentiellement une atteinte pour la santé humaine, l'environnement ou les biens matériels.

Encart 1 – Directive IPPC, définition de la pollution

« (...) introduction directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, de vibrations, de chaleur ou de bruit dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité de l'environnement, d'entraîner des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier ».

Le caractère non renouvelable concerne les matériaux et services environnementaux dont la consommation ou l'utilisation entraîne leur disparition sans possibilité d'un renouvellement naturel dans l'échelle de temps de l'Humanité. Les énergies fossiles sont des ressources non renouvelables. Par opposition, certains types d'énergies sont dits renouvelables. La loi n° 2005-781 du 13 juillet 2005 de programme fixant les orientations de la politique énergétique définit les énergies renouvelables comme « *les énergies éolienne, solaire, géothermique, houlomotrice, marémotrice et hydraulique ainsi que l'énergie issue de la biomasse, du gaz de décharge, du gaz de stations d'épuration d'eaux usées et du biogaz.* »

⁹ directive 2008/1/CE remplacée en 2010 par la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles (IED)

Les impacts environnementaux sont complexes à cerner du fait des propriétés des substances considérées (effets d'un même produit sur plusieurs plans, effets indirects...) et des échelles auxquelles ces composés peuvent produire des impacts (temps et espace).

a) Impact global : notion de cycle de vie

L'impact d'une activité (utilisation d'une machine, mise en œuvre d'un procédé ou d'un service) ne se limite pas à la seule utilisation de tel produit ou de tel engin. En effet, la fabrication de ce produit ou de cet engin, son transport et enfin la gestion de sa fin de vie sont des étapes qui sont elles aussi génératrices d'impacts sur l'environnement. La prise en compte de l'ensemble de ces étapes consiste à analyser le produit ou l'engin sur son cycle de vie. Pour ce faire, il faut étudier les entrants et sortants du procédé de fabrication du produit considéré, c'est à dire l'ensemble des ressources utilisées et des rejets dans le milieu naturel qui en résultent.

Cette notion de cycle de vie peut être élargie à une activité. Les entrants correspondent alors à l'ensemble des produits, engins, énergies et eau utilisés pour l'accomplissement des tâches élémentaires. Les extrants correspondent aux rejets dans l'eau, l'air et le sol ainsi qu'aux nuisances autres que celles liées à la pollution dans ces trois milieux mais pouvant avoir une incidence sur la santé humaine voire sur le confort des riverains (bruit, odeurs, impact visuel et production de déchets).

b) Echelle de temps et échelle d'espace

Un aspect environnemental, suivant la définition de la norme ISO 14001, est l'élément de l'activité considérée qui est « *susceptible d'interactions avec l'environnement* ». C'est donc l'aspect environnemental qui est générateur d'impact sur l'environnement. Tous les impacts n'ont pas la même portée sur le plan spatial et temporel. Les nuisances sonores et olfactives sont localisées puisque circonscrites au périmètre de diffusion du phénomène. De plus, une fois la source de bruit ou d'odeur déplacée (cas de la collecte des déchets), la nuisance locale cesse. Dans ce cas, il y a donc un lien entre périmètre d'exposition à la nuisance, exercice de l'activité et durée de la persistance de la nuisance.

Par contre, il ne faut pas confondre l'échelle de temps de l'aspect et celle de l'impact. En effet, une nuisance peut être ponctuelle puis cesser tout en ayant un impact dont les effets négatifs peuvent ne se faire ressentir que bien plus tard (irradiation par exemple). Inversement, une exposition chronique peut être subie à faibles doses sur de longues périodes pour finalement avoir un effet sur l'environnement et/ou l'Homme à long terme (particules fines dans l'atmosphère).

De même, l'échelle spatiale de l'aspect est à distinguer de l'échelle spatiale de l'impact. Un aspect lié à une activité locale peut avoir un impact local (rejet de métaux lourds) ou un impact global (rejet gaz à effet de serre), voir tableau 1.

Tableau 1 – Exemple de classification d'échelle d'impact environnemental : impact global, impact local, tiré de [AMORCE, 2005]

		Impact global	Impact local
Consommation des ressources	Consommation des ressources naturelles non renouvelables	X	
	Consommation des ressources naturelles renouvelables	X	X
Pollution atmosphérique	Effet de serre	X	
	Dégradation de la couche d'ozone	X	
	Acidification		X
	Pollution photochimique ou smog		X
	Autres formes de la pollution de l'air (métaux, poussières, dioxines et furanes,)	X	X
Pollution des eaux	Eutrophisation		X
	Rejets de composés organiques carbonés		X
	Matières en suspension		X
	Métaux lourds		X
Pollution des sols	Métaux lourds		X
	Polluants organiques		X
	Pollution par les déchets		X

Enfin, pour pouvoir appréhender les effets sur l'environnement ou la santé des polluants émis, il convient de connaître leur durée de vie. Par exemple, la durée de vie dans l'atmosphère du dioxyde de carbone est d'une centaine d'années. La production de ce gaz engendre donc un impact sur le long terme. Le temps de survenue de l'aspect (fait générateur) est bien à distinguer du temps au bout duquel ou durant lequel l'impact se fait sentir (conséquence).

c) Impacts combinés et impacts secondaires

Certains polluants peuvent participer à différents phénomènes chimiques et donc avoir des effets environnementaux sur plusieurs plans. De plus, certains impacts peuvent naître de la combinaison de plusieurs facteurs. Enfin, un impact peut engendrer plusieurs impacts induits. Les trois exemples suivants permettent d'illustrer ces 3 cas de figure :

1. **Impact multiples d'un même élément**: le dioxyde d'azote (NO₂) peut participer à la formation de polluants photochimiques comme l'ozone, néfastes pour la santé et concourir au phénomène des pluies acides ainsi qu'à l'eutrophisation des eaux. De plus, selon l'arrêté du 8 juillet 2003¹⁰, c'est « *le polluant le plus nocif pour la santé humaine. C'est un gaz irritant pour les bronches. Chez les asthmatiques il augmente la fréquence et la gravité des crises ; chez l'enfant il peut favoriser certaines infections pulmonaires.* »
2. **Combinaison de plusieurs facteurs entraînant un impact** : les composés organiques volatils (COV) s'associent aux oxydes d'azote (NO_x) et au rayonnement solaire, pour former des polluants photochimiques nocifs pour la santé tels que l'ozone.
3. **Impacts secondaires** : Les gaz à effet de serre produisent une élévation de la température moyenne à la surface du globe ce qui induit d'autres impacts, des impacts secondaires : augmentation du niveau de la mer avec submersion de certaines zones habitées, fonte des glaciers, modification des zones d'extension de certaines maladies (maladies tropicales)...

II. L'apparition et la montée de la conscience environnementale

Les politiques de protection de l'environnement dessinent les lignes directrices à suivre en se fondant sur les connaissances scientifiques du moment (réduire l'impact de la gestion des déchets ou réduire les émissions de gaz à effet de serre par exemple). Depuis le milieu du XX^{ème} siècle, de grandes catastrophes ont joué un rôle symbolique décisif et ont conduit à l'adoption de textes encadrant les risques environnementaux. Ces textes ont façonné le paysage actuel de la protection de l'environnement.

II.1. Quelques catastrophes environnementales marquantes du XX^{ème} siècle

A la fin du XVIII^{ème} siècle, l'économiste Malthus expliquait déjà que face à la croissance de la population, le fait que les ressources naturelles soient limitées aboutirait inéluctablement au déclin du capital et de la production et donc au déclin de la croissance. Les limites étaient perçues mais l'environnement n'était pas encore une préoccupation au siècle des Lumières, pas plus au siècle suivant où le développement des connaissances en matière d'hygiène et de microbiologie mobilisent les décideurs : percées haussmanniennes et arrêtés du Préfet Poubelle pour réglementer le ramassage des ordures à Paris ... La première moitié du XX^{ème} siècle marquée par deux guerres mondiales et la crise économique de 1929 n'est pas propice à cette prise de conscience. Ce n'est qu'à partir de la seconde moitié du XX^{ème} siècle, à la faveur d'événements qui ont marqué les esprits que la conscience environnementale s'est peu à peu mise en place.

¹⁰ arrêté portant approbation du programme national de réduction des émissions de polluants atmosphériques : SO₂, NO_x, COV et NH₃

Le premier événement marquant est certainement le grand smog de Londres de 1952. Il s'agit de ce fameux brouillard londonien qui recouvrit la capitale d'un voile particulièrement épais durant plusieurs jours en décembre 1952. Ce smog constitué notamment de particules de suie riches en goudron et de dioxyde de soufre n'a pu être dispersé que lors du retour des vents absents durant cet épisode anticyclonique. Les émissions des cheminées des industries, des moteurs des véhicules et des chauffages des logements, particulièrement importantes du fait des températures très basses, se sont retrouvées piégées. Cet épisode est encore considéré aujourd'hui comme le pire épisode de pollution atmosphérique qu'ait connu le Royaume-Uni. Il aurait été à l'origine de 12 000 morts durant l'épisode et dans les semaines qui ont suivi [BELL et DAVIS, 2001]. Suite à cet épisode dramatique, des Clean Air Acts ont été adoptés (1956, 1968) afin d'imposer des mesures visant à réduire les émissions de polluants atmosphériques.

Après le smog de Londres, ce sont d'autres événements d'envergure, les naufrages des pétroliers américains Amoco Cadiz en Bretagne en mars 1978 et Exxon Valdez sur les côtes de l'Alaska en 1989, qui marquent un tournant dans l'appréhension des problématiques environnementales. Ces événements ont marqué l'opinion publique avec le déversement de près de 220 000 tonnes de pétrole brut pour l'Amoco Cadiz et 40 000 tonnes pour l'Exxon Valdez entraînant pour ce dernier une marée noire touchant plus de 7000 km² et 800 km de côtes continentales. Suite à ce naufrage en 1989, l'Oil Pollution Act donne en 1990 aux Etats-Unis un statut juridique aux dommages sur les biens environnementaux non marchands qui deviennent éligibles aux indemnisations. Au final, les indemnisations versées par la société Exxon dépassent le milliard de dollars. Pour l'Amoco Cadiz, le combat juridique des 92 communes bretonnes touchées constituées en syndicat mixte a conduit à une indemnité de 225 MF (34 M€) au syndicat et 1 milliard de francs (159 M€) pour l'Etat français.

Citons également le rejet accidentel de dioxine par une usine sur 4 communes italiennes dont la commune de Seveso en 1976 qui est à l'origine de la politique européenne en matière de prévention des risques industriels majeurs. Cet accident a conduit à l'adoption de la directive 82/501/CEE de juin 1982 dite directive « SEVESO » qui demande aux Etats et aux entreprises d'identifier les risques associés à certaines activités industrielles dangereuses et de prendre les mesures nécessaires pour y faire face. Cette directive a été modifiée à plusieurs reprises et a vu son champ d'application progressivement étendu, notamment à la suite d'autres accidents : la pollution du Rhin par 30 tonnes de pesticides au mercure en 1986 (incendie des entrepôts de Bâle en Suisse), la pollution du Danube par des cyanures en 2000 à Baïa Mare en Roumanie et l'explosion de l'usine AZF à Toulouse en 2001.

En 1985, une diminution importante de la concentration d'ozone stratosphérique au cours des mois de septembre et d'octobre au-dessus du continent Antarctique met en alerte les scientifiques et les décideurs. Les conséquences potentielles pour l'Humanité de cette diminution d'épaisseur¹¹, baptisée « trou dans la couche d'ozone » conduit à une prise rapide de mesures avec le protocole de Montréal de 1987 (révisé à Londres, Copenhague, Montréal et Pékin jusqu'en 1999) qui impose la réduction drastique des émissions de composés chlorés destructeurs d'ozone. En 2009, ce protocole a atteint le nombre record de ratifications de 196 pays. L'ampleur et la rapidité de ces mesures universellement adoptées sont sans précédent.

En France, c'est également un événement majeur qui a provoqué une prise de conscience du grand public de la nécessité d'agir pour lutter contre le réchauffement climatique. Il s'agit de la canicule de l'été 2003 qui a entraîné des milliers de morts. Si d'un point de vue statistique, ce seul événement n'est pas révélateur du phénomène global de changement climatique, il a rappelé à chacun que l'Homme est tributaire de son environnement. En France, la canicule de 2003 a marqué un changement dans la prise de conscience de la nécessité d'intervenir et non plus de laisser faire.

¹¹ cancers cutanés, cataracte, dégénérescence maculaire liée à l'âge (DMLA)

La production législative relative à l'environnement n'est néanmoins pas toujours consécutive à des catastrophes. Des approches préventives ont pu être enclenchées sans représenter une réponse à un événement particulier comme la loi sur l'eau de 1964¹² et la première loi déchets de 1975 en France¹³.

II.2. De l'écodéveloppement au développement durable

La structuration de la pensée environnementale organisée autour de la reconnaissance de l'existence de problèmes transfrontières, de la responsabilité de l'Homme dans la dégradation des actifs environnementaux et de la responsabilité partagée vis-à-vis de leur préservation s'est opérée à partir des années 1970.

En 1972 paraît le rapport *Limits to growth* aussi appelé « rapport Meadows » du nom de ses principaux auteurs. Ce rapport commandé par le Club de Rome, association d'experts internationaux, préconise l'arrêt de la croissance économique comme seul remède à la croissance exponentielle de la population, de la production industrielle et de l'exploitation des ressources de la planète. En l'absence d'une adaptation de l'Humanité aux contraintes environnementales, le club prédit l'effondrement du système actuel avant 2100 se traduisant par une diminution brutale de la taille de la population du fait de la pollution, de l'appauvrissement des sols cultivables et de la raréfaction des ressources énergétiques.

C'est également en 1972 qu'apparaît le terme d'écodéveloppement à la conférence de Stockholm de l'Organisation des Nations Unies. Il désigne un développement qui ne serait pas uniquement basé sur les théories classiques de l'économie de marché. Lors de cette conférence a été formulé le souci de « *protéger et d'améliorer l'environnement pour les générations présentes et futures* » (principe 1 de la déclaration finale de la conférence). La dimension sociale du développement est également déjà présente.

Immédiatement après, les deux chocs pétroliers de 1973 et 1978 ont montré que le ralentissement de la croissance qui s'en est suivi n'a pas stoppé les atteintes à l'environnement. La reprise de la croissance mondiale après ces deux épisodes et les nombreuses critiques formulées par les économistes de l'époque n'ont pas permis au rapport Meadows de convaincre de la nécessité d'une mutation vers une économie verte. Pourtant, si les effets ne se feront sentir que plus tard, ces chocs pétroliers sont deux autres événements qui ont contribué à la prise de conscience environnementale collective.

La notion du développement soutenable (de l'anglais « sustainable development ») est apparue au début des années 1980. Ce terme est proposé par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN : International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources). Selon cette théorie, l'environnement est effectivement une contrainte pour la croissance mais un compromis est possible entre développement actuel et préservation des ressources naturelles pour les générations futures.

Cette notion essentiellement environnementale évoluera à la fin des années 1980 vers le développement durable tel qu'il apparaît aujourd'hui avec 3 piliers : environnement, social et économie. Sa définition officielle est celle donnée en 1987 par le rapport « *Notre avenir à*

¹² Loi n° 64-1245 du 16/12/64 *relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution*. Cette loi se place dans un objectif de « *lutte contre la pollution des eaux et leur régénération, dans le but de satisfaire ou de concilier les exigences : de l'alimentation en eau potable des populations et de la santé publique ; (...) de toutes autres activités humaines d'intérêt général ; de la vie biologique du milieu récepteur et spécialement de la faune piscicole ainsi que des loisirs des sports nautiques et de la protection des sites ; de la conservation et de l'écoulement des eaux.* »

¹³ Loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 *relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux*. Cette loi fixe les responsabilités des producteurs de déchets vis-à-vis de risques d'atteinte « *à la santé de l'homme et à l'environnement* » et précise les dispositions concernant leur élimination et la récupération de matériaux.

tous » (« *Our common future* ») de la Commission mondiale sur l'environnement WCED présidée par madame Brundtland premier ministre de Norvège : « *c'est un mode de développement qui s'efforce de répondre aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs* ».

Le développement durable est consacré en 1992 lors du Sommet de la Terre avec la déclaration de Rio qui précise que « *les êtres humains sont au centre des préoccupations relatives au développement durable : ils ont droit à une vie saine et productive en harmonie avec la nature* ».

II.3. Les grandes problématiques environnementales aujourd'hui

Dans son rapport « *Le développement durable dans les pays de l'OCDE* » [2006], l'Organisation de Coopération et de développement économiques a identifié sept grands problèmes qualifiés de « questions de fond » pour le développement durable en 2006 :

- la réduction des émissions de gaz à effet de serre,
- la réduction de la pollution de l'air,
- la réduction de la pollution des eaux,
- l'amélioration de la gestion des ressources naturelles,
- la réduction de la production de déchets et l'amélioration de leur gestion,
- l'amélioration du niveau de vie des pays en développement,
- et l'assurance d'un revenu de retraite durable.

Cinq de ces questions concernent des thématiques environnementales. L'analyse présentée dans ce rapport est abordée sous l'aspect des coûts et de leur minimisation comme en témoignent les titres des chapitres :

- « *atteindre les objectifs environnementaux de manière efficace par rapport aux coûts* »
- « *réaliser les objectifs sociaux avec un bon rapport coût-efficacité* »

Ces problématiques correspondent à des dégradations de qualité, de disponibilité ou à des réductions de capacités d'auto-régénération de certains aspects fondamentaux pour l'équilibre environnemental et pour la survie des espèces vivantes et notamment de l'espèce humaine. Ces risques de dégradation ont tous en commun d'être des impacts sur l'environnement liés aux activités humaines.

Même si l'épuisement des énergies fossiles va de pair avec celui des ressources naturelles, ces thématiques sont pour l'essentiel déconnectées les unes des autres. Leur prise en charge ne relève pas de plans d'actions communs, ne touchent pas les mêmes secteurs d'activité et ne mobilisent donc pas les mêmes acteurs, les mêmes leviers d'action et les mêmes budgets. Il s'agit d'un inventaire hétéroclite dont la prise en charge globale ne s'appréhende pas de manière unitaire et immédiate.

Dès lors, les questions d'arbitrages, de définition de priorités et des effets croisés de politiques éventuelles vis-à-vis de tel ou tel aspect environnemental se pose de manière aiguë. Il convient donc de définir une méthodologie permettant d'appréhender des problématiques différentes et de prendre des orientations cohérentes pour aboutir à un solde bénéficiaire en faveur de l'environnement une fois déployé un ensemble de politiques dont les objectifs sont très disparates et donc les effets collatéraux peuvent ne pas être négligeables. Par exemple, pour réduire la pollution de l'eau ou des sols, il faudra peut-être déployer des technologies plus gourmandes en énergie ou en ressources naturelles. Il n'y a pas de raison a priori que tous les indicateurs liés à ces différents aspects environnementaux s'orientent dans un sens positif pour l'environnement à l'issue de politiques non concertées et non cohérentes. Pour appréhender ces questions, cela suppose un référentiel commun d'analyse et un langage commun de négociation et de décision entre acteurs. Comme nous allons le voir, ce référentiel n'existe pas, il faut donc le créer.

Dans ce contexte, la question de l'évaluation environnementale est cruciale puisque décisive pour orienter l'action. Nous allons voir que deux types d'approches existent - l'évaluation des incidences sur l'environnement (EIE) et l'évaluation environnementale stratégique (EES) – mais que, dans un cas comme dans l'autre, les outils concrets font défaut.

III. L'évaluation environnementale

L'évaluation environnementale fournit des informations sur les impacts, les risques et les conséquences que peuvent avoir sur l'environnement des projets et notamment des projets d'aménagement et des projets dont la vocation est la protection de l'environnement. Elle repose sur une étude d'impact qui vise à recenser et évaluer l'ensemble des impacts potentiels du projet considéré sur l'environnement. Il s'agit de l'évaluation des incidences sur l'environnement ou EIE.

Dans les années 80 et 90, l'évaluation environnementale s'est vue appliquée aux politiques, aux plans et aux programmes. On parle alors d'évaluation environnementale stratégique (EES). Cette approche amont permet d'intégrer les considérations environnementales au cœur du processus décisionnel. En France, le support de l'EES est désignée par le terme de « *rapport environnemental* » (et « *non étude d'impact* » qui concerne l'EIE).

D'une manière générale, que ce soit pour l'EIE ou l'EES, l'environnement s'entend dans un sens large sur les plans physique, biologique et social.

Le paragraphe suivant propose un panorama des textes nationaux et internationaux liés à l'EIE et à l'EES et recherche les rares précisions apportées par ces textes quant aux méthodes à employer pour évaluer l'environnement. Son ensuite présentés les textes européens et français relatifs à l'évaluation environnementale.

III.1. L'évaluation environnementale dans les textes internationaux

III.1.1. Aux Etats unis, l'adoption de la NEPA en 1969

Aux Etats-Unis, faisant figure de pionnière, la loi nationale sur la politique environnementale (National Environmental Policy Act) ou NEPA est signée en 1969 et entre en vigueur le 1^{er} janvier 1970. Cette loi impose l'évaluation des impacts sur l'environnement pour les projets du Gouvernement américain. Depuis, de nombreux pays ont adopté cette démarche consacrée par l'acronyme EIE (Evaluation des Incidences sur l'Environnement).

Dans la foulée, le 2 décembre 1970 l'EPA (Environmental Protection Agency) est créée. Il s'agit de l'agence de protection de l'environnement américaine dont la mission est de « *protéger la santé humaine et de sauvegarder les éléments naturels - l'air, l'eau et la terre - essentiels à la vie* »

III.1.2. La déclaration de Stockholm de 1972

En 1972, la Conférence des Nations Unies sur l'environnement en Suède a abouti à la « *Déclaration de Stockholm* » dont certains principes annoncent déjà la nécessité de recourir à l'évaluation environnementale sans aller jusqu'à utiliser ce terme. En effet, certains principes affichent des objectifs dont la mise en œuvre est étroitement liée à la connaissance et donc l'évaluation des effets sur l'environnement. Listons quelques-uns de ces principes :

- principe 2 : Préservation des ressources naturelles « (...) *dans l'intérêt des générations présentes et à venir par une planification ou une gestion attentive* »
- principe 3 : préservation de la « (...) *capacité du globe de produire des ressources renouvelables essentielles* »

- principe 5 : exploitation raisonnée des ressources non renouvelables du globe
- principe 7 : arrêt des rejets de matières toxiques dépassant les biocapacités d'auto régénération de l'environnement
- principe 13 : développement compatible avec la nécessité de protéger et d'améliorer l'environnement
- principe 15 : planification des établissements humains et de l'urbanisation de manière à veiller à éviter les atteintes à l'environnement et à obtenir le maximum d'avantages sociaux, économiques et écologiques pour tous.

III.1.3. L'exemple NEPA se développe dans le monde dans les années 70 et 80

Dans « *Étude internationale sur l'efficacité de l'évaluation environnementale (...)* », SADLER [1996] relate l'expansion de l'exemple de la NEPA dans le monde dans les années 70 et après. Il explique qu'en 1973 et 1974, le Canada, l'Australie et la Nouvelle-Zélande ont été les premiers pays à suivre le modèle de la NEPA. Contrairement à l'Australie, qui a adopté dès le départ une loi régissant l'évaluation des incidences sur l'environnement, le Canada et la Nouvelle-Zélande ont d'abord adopté une procédure administrative.

Durant les années 1970, d'autres pays industrialisés et des pays en développement ont mis en œuvre un régime officiel d'évaluation de l'impact sur l'environnement (la France en 1976 comme nous le verrons plus loin; les Philippines en 1977). D'autres pays explorent le processus de manière informelle ou expérimentale (Pays-Bas en 1978) ou adoptent une forme d'évaluation (étude d'impact, rapport d'impact) liée aux demandes de permis d'aménagement (länder allemands, Irlande). Dans les années 80, l'Union Européenne se dote de directives relatives à l'évaluation environnementale (voir plus loin).

III.1.4. L'analyse coût-bénéfice de l'Executive Order 12291 de 1981 et de l'Oil Pollution Act de 1990 aux Etats-Unis

Après la NEPA en 1969 qui concerne les projets du Gouvernement américain, c'est un décret présidentiel, l'Executive Order 12291 de 1981, qui rend obligatoire les études d'impacts pour toute législation d'une certaine importance ayant trait à l'environnement. Suite à ce texte, les agences doivent, à l'appui de leurs projets de nouveaux textes législatifs dont l'impact attendu est supérieure à 100 millions de dollars par an, expliciter la nécessité de réguler le domaine visé, examiner les alternatives possibles au projet envisagé et détailler les coûts et les bénéfices attendus, de manière à démontrer l'existence d'un effet bénéfique net pour la société. Contrairement aux textes français et européens que nous passerons en revue plus loin, l'EO 12291 de 1981 vise explicitement une méthode d'évaluation d'impact à utiliser dans le cadre des études d'impact : l'analyse coût-bénéfice (ACB, voir plus loin).

Ce décret a été assoupli par un décret du président Clinton de 1993 (Executive Order 12866 du 30 septembre 1993), qui, sans remettre en cause le principe des analyses coûts-bénéfices, fixe désormais pour règle que les bénéfices justifient les coûts alors qu'initialement les bénéfices devaient être supérieurs aux coûts.

Des députés français expliquent dans un rapport d'information à l'Assemblée Nationale sur le principe de précaution [GEST et TOURTELIER, 2010] que « *Cette approche repose sur l'idée que toute mesure réglementaire (en particulier en matière de protection de l'environnement ou de santé publique), ne devrait pas coûter plus qu'elle ne rapporte et sur le postulat d'une quantification, voire d'une monétisation des impacts d'un projet de réglementation.* ». Confrontant cette approche au principe de précaution, GEST et TOURTELIER soulignent ses limites pour les cas comportant des incertitudes puisque l'analyse coût-bénéfice ne pourrait pas a priori valoriser des effets non certains et assimilerait à des surcoûts injustifiés des dépenses proposées pour éviter tels impacts incertains.

Suite au naufrage du pétrolier américain Exxon Valdez sur les côtes de l'Alaska en 1989, l'Oil Pollution Act (OPA) est promulgué en 1990 aux Etats-Unis. Cet Acte, qui présente un caractère de contrainte encore inégalé, cerne la question des pollutions maritimes sous tous ses aspects : prévention (doubles coques pour les navires dans les eaux nationales), évaluation des dommages, indemnisation et réparation. Contrairement aux conventions internationales, les dommages aux ressources naturelles sont pris en compte dans le périmètre des atteintes indemnissables.

L'évaluation des dommages peut prendre différentes formes, laissées au jugement des parties, sous réserve que le travail soit effectué « *convenablement* ». Les coûts liés à l'effort de réduction des impacts et à leur suivi peuvent également être indemnisés. Le système réserve la possibilité pour chaque État de faire-valoir des législations complémentaires propres, comme l'intégration de l'affréteur, responsable du choix du navire, dans la liste des payeurs.

Au-delà du texte lui-même et de ses orientations inédites, cette loi a conduit le Ministère du Commerce américain, à écrire ses propres recommandations quant à l'évaluation des dommages environnementaux selon la méthode de l'évaluation contingente qui est une méthode d'évaluation des valeurs non marchandes (voir chapitre 2).

III.1.5. De nouvelles orientations internationales dans les années 1990

Toujours dans [1996], SADLER souligne que pendant les années 1990, des changements importants sont survenus dans le cadre législatif et institutionnel de l'évaluation environnementale, sur le plan national et international. Les champs d'application se sont grandement élargis.

En 1989, suite à une directive opérationnelle (modifiée en 1991), la réalisation d'une évaluation environnementale devient obligatoire pour tout projet d'investissement financé par la Banque Mondiale. Par la suite, d'autres établissements bancaires ou organismes donateurs ont adopté cette démarche ce qui a contribué à la généralisation de l'évaluation environnementale dans les pays en développement.

Après la diffusion du concept de développement durable en 1987, l'évaluation environnementale devient rapidement un outil essentiel de la démarche. Pour la première fois en 1992, les Nations unies adoptent à Rio le principe de l'étude d'impact comme outil d'évaluation des activités nocives pour l'environnement (principe 17).

L'évaluation environnementale sous une forme ou une autre est maintenant généralisée dans les pays développés et se répand dans les pays en développement. En 1996, SADLER comptabilisait environ 70 pays en développement ayant adopté une législation sur l'évaluation environnementale et un total de plus d'une centaine de pays dans le monde.

a) Convention de 1991 sur les impacts transfrontières

En 1991, dans le cadre de la Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies (CEE-NU), une convention « *relative à l'évaluation de l'impact sur l'environnement dans un contexte transfrontière* » a été adoptée à Espoo en Finlande. Cette convention a été signée par 27 Etats européens dont la France, la Communauté européenne ainsi que les Etats-Unis et le Canada. Elle est entrée en vigueur le 10 septembre 1997 (ratification par 16 pays).

Cette convention concerne les activités des industries les plus nuisibles ou dangereuses (chimie, hydrocarbures, pétrole...), l'énergie (centrales à combustible fossile ou nucléaire...), les grands travaux publics (routes, voies ferrées, aéroports...) et les déboisements de grandes superficies.

Elle prescrit l'obligation, pour les pays signataires, d'entreprendre une évaluation afin de prévenir ou de réduire les impacts des activités susceptibles d'avoir un impact transfrontière préjudiciable important et ce en amont de la prise de décision d'autoriser ou d'entreprendre cette activité. Dans certains cas, le seuil d'application est fixé par la convention, dans d'autres, il est renvoyé au droit national. La liste d'activités visées peut être complétée par arrangement bilatéral.

La convention s'engage également sur le chemin de l'évaluation environnementale mais de manière non contraignante puisqu'elle reste sur le plan de la simple recommandation : « *Dans la mesure voulue, les Parties s'efforcent d'appliquer les principes de l'évaluation de l'impact sur l'environnement aux politiques, plans et programmes.* »

Elle rappelle que les signataires s'accordent à considérer que l'évaluation de l'impact sur l'environnement est un : « (...) *outil nécessaire pour améliorer la qualité des renseignements fournis aux responsables et leur permettre ainsi de prendre des décisions rationnelles du point de vue de l'environnement en s'attachant à limiter autant que possible l'impact préjudiciable important des activités, notamment dans un contexte transfrontière* ». Pour que cet objectif soit atteint, les évaluations doivent être aussi complètes que possible afin de ne pas négliger un ou des impacts potentiellement significatifs. De plus, l'évaluation doit fournir des éléments précis et étayés pour que les décisions qui en découlent soient fondées sur des bases solides. Mais le texte reste muet sur la manière de parvenir à ces objectifs.

b) Déclaration de Rio de 1992

En juin 1992, la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le Développement (appelée aussi : sommet de la Terre) se déroule à Rio de Janeiro au Brésil. Elle aboutit à l'élaboration de la « *Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement* » qui comporte 27 principes parmi lesquels le principe 17 qui vise à la réalisation d'études d'impacts sur les activités nocives pour l'environnement. L'évaluation environnementale apparaît donc clairement cette fois dans cette déclaration des Nations Unies. Citons également certains principes qui, comme en 1972, sont étroitement liés à l'évaluation environnementale :

- principe 4 : « *la protection de l'environnement doit faire partie intégrante du processus de développement* »
- principe 13 : développement du droit national et international sur la responsabilité de la pollution, les dommages à l'environnement et l'indemnisation des victimes.
- principe 15 : mesures de précaution pour protéger l'environnement
- principe 16 : principe pollueur-payeur : promotion de l'internalisation des coûts de protection de l'environnement

En complément des 27 principes de la déclaration de Rio qui engagent les signataires, on trouve une « *déclaration de principes, non juridiquement contraignante mais faisant autorité, pour un consensus mondial sur la gestion, la conservation et l'exploitation écologiquement viable de tous types de forêts* ». Au nombre de ces principes le 6-c) préconise, à propos de la préservation des ressources forestières, « *une évaluation approfondie de la valeur économique et non économique des biens et services forestiers et des coûts et avantages environnementaux* » en précisant que « *La mise au point et l'amélioration des méthodes à utiliser pour ces évaluations devraient être encouragées* ».

c) Convention-cadre des Nations-Unies de 1992 sur les changements climatiques

Le 9 mai 1992 a été établie la « *convention-cadre des Nations-Unies sur les changements climatiques* ». Elle est entrée en vigueur le 21 mars 1994 tandis que la signature de la France suivait le 23 juin 1994. Cette convention a pour objectif de stabiliser les concentrations des gaz à effets de serre dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toutes perturbations anthropiques dangereuses du système climatique. Pour cela, les Parties contractantes, soit 192 pays en mai 2008, s'engagent à préserver le système climatique et donc à prendre des mesures de précaution pour prévoir, prévenir et atténuer les causes des changements climatiques et en limiter les effets néfastes ainsi qu'à œuvrer pour le développement durable. C'est ensuite le Protocole de Kyoto adopté le 11 décembre 1997 qui a fixé des engagements chiffrés pour réduire ou limiter les émissions anthropiques de gaz à effet de serre pour l'horizon 2008-2012 des pays engagés dans la convention-cadre.

L'un des engagements de la convention cadre des Nations-Unies de 1992 sur les changements climatiques prévoit l'utilisation de méthodes « *appropriées, par exemple des études d'impact (...) pour réduire au minimum les effets – préjudiciables à l'économie, à la santé publique et à la qualité de l'environnement – des projets ou mesures qu'elles entreprennent en vue d'atténuer les changements climatiques ou de s'y adapter* ». L'étude d'impact est citée comme méthode d'évaluation alors qu'il s'agit d'une simple démarche à suivre pour recenser les impacts environnementaux d'un projet mais en aucun cas une méthode pour les évaluer.

III.2. L'évaluation environnementale dans les textes français et européens

a) Loi du 10 juillet 1976

En France, l'étude d'impact apparaît en 1976 avec la loi du 10 juillet 1976 *relative à la protection de la nature*. Dans cette loi, il est question de « préoccupations d'environnement ». Elle dispose que « *Les travaux et projets d'aménagement qui sont entrepris par une collectivité publique ou qui nécessitent une autorisation ou une décision d'approbation ainsi que les documents d'urbanisme doivent respecter les préoccupations d'environnement.*

Les études préalables à la réalisation d'aménagements ou d'ouvrages qui, par l'importance de leurs dimensions ou leurs incidences sur le milieu naturel, peuvent porter atteinte à ce dernier, doivent comporter une étude d'impact permettant d'en apprécier les conséquences ».

L'étude d'impact introduite par cette loi de 1976 a été codifiée aux articles L. 122-1 à 122-3 du code de l'Environnement pour les études des travaux et projets et L. 122-4 à 122-11 pour les plans.

Selon les termes de la circulaire 93-73 de 1993¹⁴, la loi de 1976 intervient dans un contexte où, à l'époque, « (...) *prendre en compte l'environnement lors de la réalisation de travaux ou d'aménagements constituait une révolution dans les esprits et dans les pratiques. Depuis, les idées ont fait leur chemin et la procédure est entrée dans les mœurs* ».

b) Décret du 12 octobre 1977 modifié et circulaire associée

Les dispositions de la loi de 1976 ont été précisées par décret du 12 octobre 1977 (n° 77-1141) lui-même complété par le décret n° 93-245 du 25 février 1993. Ce décret de 1993 introduit notamment un nouveau chapitre obligatoire dans l'étude d'impact : « *Une analyse des méthodes utilisées pour évaluer les effets du projet sur l'environnement mentionnant les difficultés éventuelles de nature technique ou scientifique rencontrées pour établir cette évaluation* ».

La circulaire relative à ce décret¹⁵ explicite les attendus de cette analyse :

« il s'agira par conséquent d'indiquer succinctement quelle a été la méthode retenue pour évaluer tout ou partie des effets du projet, pour chacune des solutions envisagées. Il conviendra, par exemple, de préciser si, pour conduire telle partie de l'étude, on a eu recours à une méthode courante ou à une démarche particulière (enquêtes, comptage, mesures sur le terrain, etc.). Dans ce dernier cas, une explication détaillée du processus sera présentée. Lorsqu'un modèle sera utilisé (dans le domaine hydraulique ou acoustique, par exemple), ses paramètres seront justifiés en fonction du contexte particulier de l'étude. »

¹⁴ Circulaire 93-73 du 27 septembre 1993 prise pour l'application du décret n° 93-245 du 25 février 1993 relatif aux études d'impact et au champ d'application des enquêtes publiques et modifiant le décret 77-1141 du 12 octobre 1977 et l'annexe au décret n° 85-453 du 23 avril 1985

¹⁵ Circulaire 93-73 du 27/09/93 prise pour l'application du décret 93-245 du 25/02/1993 relatif aux études d'impact et au champ d'application des enquêtes publiques et modifiant le décret 77-1141 du 12/10/1977 et l'annexe au décret 85-453 du 23/04/1985

On ne peut qu'être frappé par l'utilisation du terme « *succinctement* » pour le degré de précision attendu pour les informations sur les méthodes d'évaluation utilisées. En effet, comment appréhender le sérieux d'une étude d'impact si ces informations ne sont que succinctes. Un degré de précision succinct conviendrait pour le résumé non technique qui doit accompagner toute étude d'impact mais certainement pas pour le rapport d'étude lui-même. Ceci est d'autant plus étonnant qu'en introduction de cette circulaire, le rédacteur souligne que certains aménageurs considèrent l'étude d'impact comme une « *tracasserie administrative* » là où il faut y voir un « *outil essentiel pour la protection de l'environnement* ». Si l'outil n'est pas bien encadré, comment prétendre à ce qu'il soit efficace et bien utilisé ? Enfin, comment permettre aux services instructeurs des projets d'effectuer un contrôle « *sur le fond, sur la suffisance quantitative et qualitative de l'étude, sur l'exactitude des données, sur l'adéquation des analyses et des conclusions.* » comme le réclame cette circulaire alors qu'une présentation succincte de la méthode utilisée est censée suffire ?

Ces contradictions semblent révéler les hésitations des rédacteurs du décret appelant d'un côté de leurs vœux une évaluation précise tant du point de vue qualitatif que quantitatif tandis qu'ils avouent être prêts à accepter toute évaluation même imprécise. Cette position est sans doute un compromis entre ce à quoi il faudrait aspirer et ce que l'on est finalement capable de produire en pratique.

Le paragraphe de la circulaire ouvrant sur les attentes succinctes se poursuit par une attention particulière aux méthodes produisant un ou des indicateur(s) agrégé(s) : « *Une explication sera également nécessaire chaque fois que l'utilisation de méthodes d'agrégation partielle ou totale des impacts sera faite pour déterminer le caractère globalement acceptable du projet* ». Il est curieux que les rédacteurs ne citent pas de méthode et utilisent une périphrase. On peut y voir un souhait de ne pas promouvoir une méthode plutôt qu'une autre mais potentiellement aussi une volonté de prise de distance vis-à-vis des principes sur lesquels elles sont basées.

c) Loi du 12 juillet 1983

Le dispositif de l'étude d'impact est complété le 12 juillet 1983 par l'enquête publique avec la loi 83-630 *relative à la démocratisation des enquêtes publiques et à la protection de l'environnement* (codifiée depuis). Cette loi dite loi Bouchardeau a pour objectif « (...) *d'informer le public et de recueillir ses appréciations, suggestions et contre-propositions, postérieurement à l'étude d'impact lorsque celle-ci est requise, afin de permettre à l'autorité compétente de disposer de tous éléments nécessaires à son information.* ».

d) Directive 85/337/CEE puis directive 2011/92/UE (EIE)

Au niveau européen, on trouve la directive 85/337/CEE du 27 juin 1985 *concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement* dite directive EIE qui est entrée en vigueur en 1988 et qui a pour objet d'inciter les pays membres à adopter une législation et à élaborer un processus d'évaluation environnementale.

Cette directive, après plusieurs modifications, a été récemment remplacée par la directive 2011/92/UE du 13 décembre 2011 *concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement*. Les principes sont inchangées, il s'agit simplement d'offrir une nouvelle rédaction plus concise et plus claire d'un texte datant de 26 ans et modifié à 3 reprises.

En France, la transposition de cette directive n'a pas été immédiatement complète, plusieurs textes ont été nécessaires pour répondre aux mises en cause des instances européennes portant notamment sur l'introduction par le décret de 1993 d'un seuil de 12 MF (1,9 M€) exemptant un nombre important de projets de l'évaluation (décret du 25 février 1993, décret du 30 avril 2009, loi du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement : ENE ou « Grenelle 2 ») [GILLET-LORENZI, 2013].

e) Directive cadre sur l'eau du 23 octobre 2000 (DCE)

La directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 *établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau* fixe un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique en Europe. Cette directive cadre sur l'eau (DCE), fixe comme objectif d'atteindre un bon état des masses d'eaux en 2015 (bon état écologique ou, pour les masses d'eau fortement modifiées par des actions humaines, un bon potentiel écologique) et de réduire progressivement les rejets polluants pour les supprimer d'ici à 2021 pour les substances définies comme prioritaires dangereuses.

Pour prendre en compte la difficulté d'atteindre un bon état généralisé, des cas d'exemption sont prévus. L'un des motifs admissibles prévu par la DCE pour justifier une exemption est celle du coût disproportionné qui doit être examiné à l'aide d'une analyse coût-bénéfice (ACB). Les bénéfices pris en compte sont les bénéfices marchands (coûts évités) et non marchands (bénéfices environnementaux). Dans ce cadre, les analyses coût-bénéfice doivent permettre de définir localement des objectifs adaptés de restauration des milieux.

La notion de disproportion n'est pas explicitée. Elle sous-entend qu'il existe un niveau de « déficit » socio-économique à partir duquel le respect de la DCE n'a plus de sens. Ce niveau dépend bien entendu des hypothèses de valorisation des actifs non marchands adoptées. Comme nous le verrons plus loin, dans une ACB, les flux quantitatifs sont transformés en valeurs monétarisées au moyen de facteur de monétarisation (FM). Pour deux choix de FM différant par exemple de 50% (mais situés dans une fourchette de variation cohérente¹⁶), le bilan socio-économique sera fortement modifié et pourra être disproportionné dans un cas et acceptable dans un autre cas. On se trouve une nouvelle fois dans une situation on ne peut plus floue.

f) Directive 2001/42/CE (ESIE)

Pour les plans et programmes européens, c'est la directive 2001/42/CE dite directive ESIE (pour « *évaluation stratégique des incidences sur l'environnement* ») qui précise les obligations.

Cette directive impose la réalisation d'une évaluation des incidences notables probables sur l'environnement et des solutions de substitution raisonnables en amont de l'adoption d'un nouveau programme européen. Les secteurs concernés sont l'agriculture, l'énergie, l'industrie, les transports, la gestion des déchets, la gestion de l'eau, l'aménagement du territoire ...

Cette directive de 2001 prévoit que le rapport environnemental doit contenir notamment les informations suivantes :

- la teneur du plan ou du programme et ses principaux objectifs ;
- la situation environnementale existante et son évolution probable si le plan ou programme n'est pas réalisé;
- les caractéristiques environnementales de la zone susceptible d'être affectée de manière notable par le plan ou le programme;
- les incidences environnementales notables susceptibles de découler de la mise en œuvre du plan ou du programme;
- toute mesure envisageable pour éviter, réduire et compenser les incidences négatives sur l'environnement;
- un résumé des raisons pour lesquelles les autres solutions envisagées ont été écartées;
- une description de la manière dont l'évaluation a été effectuée.

Mais toujours pas l'ombre d'une quelconque préconisation de méthode d'évaluation.

¹⁶ L'instruction cadre transport dont nous reparlerons plus loin préconise des fourchettes de sensibilité à +/-70% pour les polluants atmosphériques

g) Ordonnance n° 2004-489 du 3 juin 2004

En France, la transposition de la directive ESIE qui crée la section « *Evaluation de certains plans et documents ayant une incidence notable sur l'environnement* » dans le Code de l'environnement ne précise pas quelle méthode d'évaluation adopter. Sur ce point, l'ordonnance de transposition (ordonnance n° 2004-489 du 03/06/04, suivie ensuite par deux décrets en 2005 puis deux circulaires d'application en 2006) propose une formulation toute en circonvolutions : « *Le rapport environnemental contient les informations qui peuvent être raisonnablement exigées, compte tenu des connaissances et des méthodes d'évaluation existant à la date à laquelle est élaboré ou révisé le plan ou le document, (...)* ». La formulation laisse là aussi à l'évaluateur le choix de d'utiliser les outils qu'il souhaite.

h) Loi organique 2009-403 du 15 avril 2009

En France, la loi organique 2009-403 du 15 avril 2009 *relative à l'application des articles 34-1, 39 et 44 de la Constitution*, oblige depuis le 1^{er} septembre 2009 à accompagner tout projet de loi d'une étude d'impact exposant les objectifs poursuivis, les motifs du recours à une nouvelle législation, l'état actuel du droit dans le domaine visé, l'articulation du projet avec le droit européen, l'évaluation des conséquences économiques, financières, sociales et environnementales des dispositions du projet et les modalités d'application envisagées ainsi que leurs conséquences.

Chargés d'un rapport sur ces nouvelles dispositions, messieurs les députés GOASGUEN et MALLOT [2009] ont dressé une grille de lecture des études d'impacts de projets de lois afin de faciliter la vérification par leur Assemblée de la qualité de l'étude menée.

Pour la question environnementale, ce guide liste les items incontournables suivants :

- climat
- transport et énergie
- qualité de l'air
- biodiversité, flore, faune et paysages
- qualité de l'eau et ressources en eau
- qualité des sols et ressources
- utilisation des sols
- production de déchets/recyclage
- ressources renouvelables et non renouvelables
- impacts environnementaux des entreprises et consommateurs
- risques environnementaux
- bien-être animal
- environnement international

Mais, l'impact environnemental n'est clairement pas une priorité de ce texte qui ambitionne, après plusieurs années d'expérimentation, de réguler la production pléthorique de lois en France en offrant un vecteur d'identification des effets indésirables de certains projets de lois. Il n'est donc pas étonnant de n'y trouver aucune piste quant aux méthodes d'évaluation environnementale à mettre en œuvre.

i) Directive du 13 décembre 2011

La directive du 13 décembre 2011 *concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement* prévoit une description du projet et apporte pour la première fois des précisions sur la manière d'évaluer l'environnement en demandant :

- une description des caractéristiques physiques de l'ensemble du projet et des exigences en matière d'utilisation du sol lors des phases de construction et de fonctionnement;
- une description des principales caractéristiques des procédés de fabrication, par exemple la nature et les quantités des matériaux utilisés;
- et une estimation des types et des quantités de résidus et d'émissions attendus (pollution de l'eau, de l'air et du sol, bruit, vibration, lumière, chaleur, radiation, etc.) résultant du fonctionnement du projet proposé.

Quant aux méthodes d'évaluation proprement dite, il est demandé au maître d'ouvrage de préciser « *les méthodes de prévisions utilisées pour évaluer les effets sur l'environnement* » et de fournir « *Un aperçu des difficultés éventuelles (lacunes techniques ou manques dans les connaissances) rencontrées (...) dans la compilation des informations requises* ». La portée juridique de ces dernières précisions interroge. Cet aperçu vise certainement à améliorer la connaissance et la pratique de l'évaluation. Cependant, il semble difficile d'attendre du rédacteur du rapport d'évaluation, dont l'objectif est de porter le projet, qu'il vienne apporter les clés permettant de remettre en question la validité de son approche. L'apparition dans ce texte d'une liste indicative d'items ou d'impacts environnementaux à prendre en compte représente toutefois un progrès notable par rapport aux textes antérieurs, permettant de cadrer un minimum la validité de la discussion attendue sur les éléments manquants.

j) Décret 2011-2019 du 29 décembre 2011

En 2011, le décret 2011-2019 est venu réformer l'étude d'impact introduite en droit français en 1976. Ce décret a été pris pour l'application de l'article 230 de la loi du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (ENE, loi « Grenelle 2 »)¹⁷. Le décret modifie le champ de l'étude d'impact (article R. 122-2 du Code de l'Environnement) ainsi que son contenu (Art. R. 122-5). Les principales modifications apportées sont :

- le remplacement des seuils financiers par des seuils techniques : passage d'un principe général de soumission automatique des projets à étude d'impact au-dessus d'un montant de 1,9 M€ à une liste exhaustive de types de projets (liste exhaustive de projets mentionnés en annexe à l'article R. 122-2 du code de l'environnement) ;
- lorsque le projet est soumis à l'obligation de réaliser une étude d'impact, la décision autorisant celui-ci doit mentionner les mesures d'évitement, de réduction et de compensation à la charge du pétitionnaire et préciser les modalités de leur suivi.

La liste en annexe de l'article R. 122-2 du code de l'environnement distingue les projets qui sont obligatoirement soumis à étude d'impact en toute circonstance et ceux qui peuvent l'être, après une vérification préliminaire dite « examen au cas par cas » effectuée par l'Autorité environnementale compétente. Cet « examen au cas par cas » porte sur la nécessité de réaliser ou non une étude d'impact en fonction de la nature du projet, de sa localisation ou de la sensibilité du milieu. Il est réalisé par l'autorité de l'Etat compétente en matière d'environnement (selon les cas, ministère de l'Ecologie, Autorité environnementale ou préfet de région)¹⁸.

Le tableau 2 page suivante propose une comparaison de certaines dispositions issues de la loi de 1976 et de celles issues de la loi Grenelle 2 et du décret de 2011. Cette comparaison est centrée sur les méthodes d'évaluation. Elle montre que la réforme de l'étude d'impact n'apporte aucune précision sur la méthode à mettre en œuvre si ce n'est pour les infrastructures de transport concernant les enjeux visés (pollutions et nuisances, consommations énergétiques, nuisances sonores). L'expression « *analyse des coûts collectifs des pollutions et nuisances et des avantages induits pour la collectivité* » qui est utilisée n'est pas très explicite mais fait référence aux orientations de l' « *instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures de transport* » de 1995¹⁹.

¹⁷ Entré en vigueur le 1^{er} juin 2012, ce décret a également été l'occasion de répondre définitivement aux mises en demeure de la Commission européenne pour transposition incorrecte et incomplète de la directive EIE de 1985 en permettant de mieux prendre en compte les critères de sensibilité des milieux et les effets cumulés des projets.

¹⁸ Par exemple, pour les ouvrages d'art deux seuils sont définis : les ponts d'une longueur supérieure à 100 m (étude d'impact systématique ou inférieure à 100 m (étude d'impact au cas par cas) et les tunnels et tranchées couvertes d'une longueur supérieure à 300m (étude systématique) ou inférieure à 300 m (cas par cas)

¹⁹ diffusée puis mise à jour par circulaires ministérielles des 25 mars 2004 et du 27 mai 2005 ; remplacée par une nouvelle instruction le 16 juin 2014

Tableau 2 – Etude d'impact environnementale modifiés par le décret 2011-2019 du 29 décembre 2011, éléments liés à l'évaluation environnementale

	Avant 1er juin 2012 art. R122-3 code de l'environnement	Après 1er juin 2012 Art. R122-5 code environnement
analyse des effets sur l'environnement	Une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents du projet sur l'environnement	Une analyse des effets négatifs et positifs, directs et indirects, temporaires (y compris pendant la phase des travaux) et permanents, à court, moyen et long terme du projet sur l'environnement,
Infrastructures de transport	Pour les infrastructures de transport, l'étude d'impact comprend en outre une analyse des coûts collectifs des pollutions et nuisances et des avantages induits pour la collectivité ainsi qu'une évaluation des consommations énergétiques résultant de l'exploitation du projet, notamment du fait des déplacements qu'elle entraîne ou permet d'éviter.	III. - Pour les infrastructures de transport visées aux 5° à 9° du tableau annexé à l'article R.122-2, l'étude d'impact comprend en outre : - une analyse des conséquences prévisibles du projet sur le développement éventuel de l'urbanisation - une analyse des enjeux écologiques et des risques potentiels liés aux aménagements fonciers, agricoles et forestiers portant notamment sur la consommation des espaces agricoles, naturels ou forestiers induits par le projet, en fonction de l'ampleur des travaux prévisibles et de la sensibilité des milieux concernés ; - une analyse des coûts collectifs des pollutions et nuisances et des avantages induits pour la collectivité. Cette analyse comprendra les principaux résultats commentés de l'analyse socioéconomique lorsqu'elle est requise par l'article L. 1511-2 du code des transports ; - une évaluation des consommations énergétiques résultant de l'exploitation du projet , notamment du fait des déplacements qu'elle entraîne ou permet d'éviter ; - une description des hypothèses de trafic, des conditions de circulation et des méthodes de calcul utilisées pour les évaluer et en étudier les conséquences. Elle indique également les principes des mesures de protection contre les nuisances sonores qui seront mis en œuvre en application des dispositions des articles R. 571-44 à R. 571-52
analyse des effets cumulés	/	4° Une analyse des effets cumulés du projet avec d'autres projets connus. Ces projets sont ceux qui, lors du dépôt de l'étude d'impact : ont fait l'objet d'un document d'incidences au titre de l'article R. 214-6 du présent code et d'une enquête publique ;
raisons du choix du projet	3° Les raisons pour lesquelles, notamment du point de vue des préoccupations d'environnement, parmi les partis envisagés qui font l'objet d'une description, le projet présenté a été retenu	5° Une esquisse des principales solutions de substitution examinées par le pétitionnaire ou le maître d'ouvrage et les raisons pour lesquelles, eu égard aux effets sur l'environnement ou la santé humaine , le projet présenté a été retenu
analyse des méthodes, difficultés rencontrées	5° Une analyse des méthodes utilisées pour évaluer les effets du projet sur l'environnement mentionnant les difficultés éventuelles de nature technique ou scientifique rencontrées pour établir cette évaluation	8° Une présentation des méthodes utilisées pour établir l'état initial visé au 2° et évaluer les effets du projet sur l'environnement, et lorsque plusieurs méthodes sont disponibles, une explication des raisons ayant conduit au choix opéré 9° Une description des difficultés éventuelles, de nature technique ou scientifique, rencontrées par le maître d'ouvrage pour réaliser cette étude

III.3. L'évaluation environnementale : entre grands principes et flou méthodologique

Le panorama des textes nationaux et internationaux que nous venons de parcourir montre que ces textes appellent de leurs vœux ou imposent l'évaluation environnementale mais très peu précisent comment concrètement mener cette évaluation. Dans les différents textes relatifs à l'EIE et à l'EES, les étapes de mise en œuvre à suivre sont décrites. Ces étapes peuvent être résumées comme suit ;

Etape 1 : définition du champ de l'évaluation

- description de l'objet étudié (plan/programme ou projet)
- identification des domaines environnementaux touchés
- pour un plan ou programme : description des objectifs environnementaux et des liens avec d'autres textes
- description de la situation de départ et notamment les caractéristiques des zones ou des aspects environnementaux susceptibles d'être impactés (amélioration ou dégradation) par le projet, le plan ou le programme
- identification des irréversibilités engendrées
- recensement des objectifs de la protection de l'environnement des divers textes en vigueur, nationaux et internationaux, entrant dans le champ d'intervention de l'objet étudié
- définition des limites d'investigation (horizon temporel et champ d'investigation)
- choix de la méthode d'évaluation

Etape 2 : analyse des effets

- description des effets sur l'environnement
- description de la situation attendue si le projet, le plan ou le programme n'étaient pas adoptés ou mis en œuvre
- identification des effets notables sur l'environnement
- pour l'EES : description des « *mesures envisagées pour éviter, réduire et, dans la mesure du possible, compenser toute incidence négative notable de la mise en œuvre du plan ou du programme sur l'environnement* » (extrait de la directive n° 2001/42/CE du 27/06/01)
- le cas échéant, description et évaluation des alternatives envisagées et explication du choix réalisé
- évaluation des effets sur l'environnement

Etape 3 : description des mesures de suivi envisagées

Enfin, pas plus après le décret de 2011 qu'en 1976 ou après la directive de 2011, le législateur ne précise comment faire cette évaluation, comment pondérer les atteintes à l'environnement les unes par rapport aux autres, comment arbitrer en présence de solutions présentant des effets environnementaux différents en quantité et en nature ? Aucune méthodologie, aucun outil ne sont définis. Aucun indicateur n'est proposé pour agréger les impacts de nature différente.

Dans l'article R122-5 du Code de l'Environnement, il est question de « coûts collectifs » et d'« analyse socioéconomique », cette dernière expression renvoyant à l'article L 1511-2 du code des Transports. On pourrait espérer trouver dans le code des transports des précisions sur cette analyse socioéconomique mais il n'en est rien. L'article en question dispose que « *Les grands projets d'infrastructures et les grands choix technologiques sont évalués sur la base de critères homogènes intégrant les impacts des effets externes des transports sur, notamment, l'environnement, la sécurité et la santé et permettant des comparaisons à l'intérieur d'un même mode de transport ainsi qu'entre les modes ou les combinaisons de modes de transport.* ».

Dans tous les cas, le choix de la méthode d'évaluation est laissé au porteur de projet. La seule exigence inscrite au Code de l'Environnement tout comme dans les directives européennes est d'expliquer les choix opérés et les méthodes de calcul utilisées. Cette liberté serait louable si elle ne se révélait pas en fait être une lacune dommageable. Les textes en vigueur tels que rédigés semblent en effet peu opérants pour permettre de rejeter une méthode d'analyse inappropriée du moment que la raison du choix est expliquée. Si on pousse le raisonnement jusqu'à l'absurde, on pourrait aller jusqu'à imaginer d'expliquer que les méthodes envisagées sont le tirage au sort ou le premier projet venu dans l'ordre alphabétique et que l'on a finalement choisi la seconde méthode car elle donne toujours la même réponse du moment qu'on ne change pas le nom des projets comparés. Seule la directive du 13 décembre 2011 se montre plus précise en listant les aspects environnementaux à investiguer.

Dans ces conditions, on peut s'interroger sur la portée et l'efficacité de ces textes qui pourraient, du fait de leur imprécision, rester au rang des bonnes intentions ou conduire à des études succinctes abordées comme une contrainte administrative de plus.

Seule l'analyse coût-bénéfice est prévue dans de rares cas (Executive Order 12291 de 1981 aux Etats-Unis et Directive Cadre sur l'Eau en Europe) mais rien ne laisse à penser que l'obligation de réaliser des analyses coût-bénéfice pourrait se développer.

III.4. Méthodes non économiques d'évaluation des impacts environnementaux

Après avoir dressé le constat que les nombreux textes internationaux, européens et nationaux définissent et encouragent la démarche d'évaluation environnementale mais sans jamais s'aventurer à proposer un outil d'évaluation concret, le présent paragraphe passe en revue les méthodes existantes d'évaluation des impacts environnementaux.

Une évaluation utile pour la décision environnementale devrait permettre au décideur d'appréhender l'ensemble des problématiques environnementales en jeu (dans le cadre d'un projet, d'un programme, d'un projet de loi...) et de cerner les poids respectifs des bénéfices et coûts environnementaux qui y sont attachés. Elle devrait enfin lui permettre de positionner les différentes alternatives envisageables les unes par rapport aux autres en termes de bilan environnemental.

Dans les paragraphes qui suivent les méthodes les plus usitées en France sont présentées :

- l'empreinte écologique,
- le bilan carbone,
- le référentiel national pour l'évaluation des projets territoriaux (outil pour les agendas 21)
- et l'analyse du cycle de vie (ACV).

III.4.1. L'empreinte écologique

L'empreinte écologique est une notion élaborée au début des années 1990 par William Rees et son doctorant Mathis Wackernagel, dans le cadre d'une thèse de doctorat en planification urbaine. Ce concept désigne la superficie nécessaire à l'environnement pour fournir les ressources consommées et assimiler les rejets d'un individu ou d'une population donnée. L'empreinte écologique cherche donc à donner une mesure de la pression qu'exerce l'Homme sur l'environnement.

Encart 2 – Définition de l'empreinte écologique (Source WWF, rapport Planète vivante, 2008), cité par [CGDD, 2010]

*« L'empreinte écologique mesure les surfaces biologiquement productives de terre et d'eau nécessaires pour produire les ressources qu'un individu, une population ou une activité consomme et pour absorber les déchets générés, compte tenu des technologies et de la gestion des ressources en vigueur. Cette surface est exprimée en **hectares globaux (hag)**, c'est-à-dire des hectares ayant une productivité égale à la productivité biologique mondiale moyenne. »*

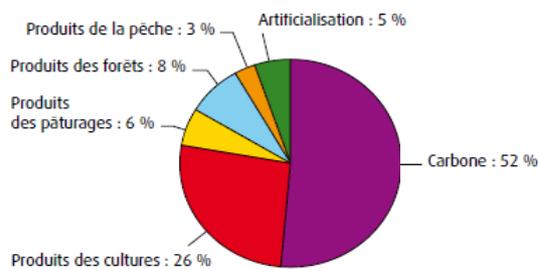


Figure 1 – Composantes de l'empreinte écologique de la France en 2005, source GFN, tiré de [CGDD, 2010]

Les surfaces disponibles sont évaluées en fonction des services environnementaux qu'elles rendent aux populations en termes de capacité de production (ressources alimentaires, énergie²⁰, matières premières) et de capacité d'absorption des déchets produits, la notion de déchets s'entendant comme les « émissions de CO₂ résultant de la production et de l'utilisation de l'énergie par combustion d'énergie fossile (charbon, pétrole et gaz naturel). » [CGDD, 2010]. L'unité de mesure utilisée est l'hectare global de surface bioproductive (hag).²¹

L'empreinte écologique n'est en aucun cas un indicateur environnemental global. Elle ne prend pas en compte par exemple la pression sur la ressource en eau ou les émissions de polluants, notamment polluants atmosphériques et, d'une manière générale, tous les aspects environnementaux touchant à la santé et au bien-être humain. Elle ne permet donc pas une vision globale. De plus, la vision du monde qu'elle véhicule est controversée car très liée à celle de groupes militants du secteur de l'environnement.

Pour éviter ces écueils, l'empreinte écologique ne devrait être utilisée que pour répondre à la question pour laquelle elle a été conçue, à savoir : de quelles ressources naturelles disposons-nous et quelle quantité en utilisons-nous ? En 2003, selon le rapport Planète vivante du WWF²², l'empreinte écologique de l'humanité excédait de 26% la biocapacité de la planète [CGDD, 2010].

Par contre, en exprimant l'impact environnemental en termes de nombre de planètes nécessaires à une population donnée si son mode de vie et de consommation était appliqué à l'ensemble de la population mondiale, l'empreinte écologique représente un outil de communication auprès du grand public certainement très utile et efficace pour rendre compte de manière parlante du phénomène d'overshoot évoquée dès 1972 dans le rapport Meadows.

III.4.2. Le référentiel national pour l'évaluation des projets territoriaux

L'un des résultats du Sommet de la Terre de Rio de 1992 est un texte final appelé « Agenda 21 » (ou « Action 21 »), terme qui est désormais passé dans le langage courant. Ce texte avait pour objectif d'inciter les collectivités à élaborer des « Agenda 21 locaux », c'est-à-dire des programmes d'actions locales en faveur du développement durable.

Pour développer ces initiatives en Europe, la Commission européenne a lancé en 1994 la campagne des villes durables concrétisée par la Charte d'Aalborg qui invite les collectivités à soutenir l'Agenda 21 de Rio et à élaborer des plans d'action globaux à moyen et long termes. A ce jour, 2400 collectivités de 42 pays européens sont signataires dont 38 françaises²³.

²⁰ CGDD [2010] : « pour mesurer l'empreinte écologique liée à la consommation d'énergie fossile, la méthode retenue consiste à évaluer la surface de forêt nécessaire pour séquestrer le CO₂ émis par la combustion d'énergie fossile lors de la fabrication et du transport des produits consommés (une fois déduite la quantité de CO₂ absorbée par les océans) »

²¹ Pour une présentation plus détaillée de la méthodologie de l'empreinte écologique, on pourra se rapporter au document « Une expertise de l'empreinte écologique » publiée par le CGDD en 2010 et notamment à l'étude du Service de l'observation et de l'évaluation (SOeS, anciennement IFEN) qui y est annexée (à partir de la p. 21).

²² Le Global Footprint Network (GFN), organisation internationale à but non lucratif, créée en 2003 et présidée par Mathis Wackernagel, se charge du calcul de l'empreinte écologique des différents pays dont les résultats sont notamment publiés par le WWF dans ses rapports « Planète vivante ».

²³ Source : <http://www.agenda21france.org/agenda-21-de-territoire/pour-agir/cadre-institutionnel.html>

En France, une stratégie nationale du développement durable a été élaborée à partir de 2003 puis remise à jour régulièrement avec pour objectif l'élaboration de 500 Agenda 21 locaux en 2008, puis 1 000 à l'horizon 2012. Pour ce faire, l'Etat a déployé des dispositifs de soutien aux Agenda 21 locaux et a rédigé un cadre de référence pour les projets territoriaux de développement durable et Agendas 21 locaux²⁴ dans lequel cinq objectifs sont mis en avant :

- la lutte contre le changement climatique ;
- la préservation de la biodiversité, des milieux et des ressources ;
- la cohésion sociale et la solidarité entre les territoires et les générations ;
- l'épanouissement de tous les êtres humains ;
- une dynamique de développement suivant des modes de production et de consommation responsables.

Deux articles de la loi « Grenelle 2 » de 2010²⁵ inscrivent l'Agenda 21 et ce cadre de référence dans le panorama législatif français : les articles 253 et 254 (voir encart 3)

Encart 3 – Articles de la loi Grenelle 2 citant le cadre de référence des Agendas 21

L'Article 253 complète le code de l'environnement en y inscrivant les **5 objectifs du cadre de référence national pour les Agendas 21 locaux** : « III. — L'objectif de développement durable répond (...), à cinq finalités : la lutte contre le changement climatique ; la préservation de la biodiversité, des milieux et des ressources ; la cohésion sociale et la solidarité entre les territoires et les générations ; l'épanouissement de tous les êtres humains ; une dynamique de développement suivant des modes de production et de consommation responsables. »

L'article 254 affirme le rôle de l'Etat dans le soutien aux Agenda 21 locaux : « En référence à ses engagements internationaux et nationaux en matière de territoires et de villes durables, l'Etat (...) soutient de tels projets élaborés **sur la base du cadre de référence** pour les projets territoriaux de développement durable et agendas 21 locaux. L'Etat peut accompagner l'élaboration et l'animation de ces projets. Il peut également soutenir les actions dont les résultats attendus contribueront aux objectifs (...) »

Ce cadre de référence s'accompagne d'un *référentiel pour l'évaluation des projets territoriaux de développement durable*, qui recense un ensemble de questions évaluatives et d'indicateurs liés aux politiques clefs d'un Agenda 21 local et fournit des objectifs mesurables. Le but de ce référentiel est d'aider les collectivités à mesurer l'avancée de leur stratégie territoriale de développement durable en leur proposant une panoplie d'une quarantaine d'indicateurs qu'elles peuvent sélectionner. Bien que cela ne soit pas son but, ce référentiel partagé est une opportunité pour comparer entre elles des centaines de programmes locaux pour peu que les collectivités choisissent des indicateurs communs.

Ces indicateurs sont répartis selon 5 thèmes²⁶ :

1. Cohésion sociale, solidarité entre territoires et entre générations
2. Préservation de la biodiversité, protection des milieux et des ressources
3. Dynamiques de développement suivant des modes de production et de consommation responsables
4. Lutte contre les changements climatiques et protection de l'atmosphère
5. Epanouissement de tous les êtres humains

L'évaluation proposée par l'Etat s'entend donc comme la définition d'une **batterie d'indicateurs quantitatifs** à même de dresser un état initial et de mesurer l'avancée du programme sur la voie du développement durable. Elle ne propose pas d'indicateur agrégé.

²⁴ Cadre de 2006 mis à jour en 2013 : [MEDDE, 2013]

²⁵ Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement

²⁶ Indicateurs disponibles en ligne : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Le-referentiel-pour-l-evaluation-.html>

III.4.3. Le Bilan Carbone

Le bilan carbone est une méthode développée par l'ADEME pour « *calculer les émissions de gaz à effet de serre (GES) qui sont engendrées par les activités productrices de biens ou de services qu'elles soient assurées par des entreprises privées, publiques ou des collectivités ainsi que les émissions de toutes les activités d'un territoire* » [ADEME, 2010]. Cette méthode s'appuie sur un catalogue de facteurs d'émission déterminés pour de nombreux types d'énergie (combustibles fossiles, bioénergies, électricité...), procédés, processus.... ce qui permet de faire un bilan carbone sans avoir à redécomposer chaque maillon d'un processus en processus élémentaires (par exemple : transport par route, élevage de chèvres...). Les facteurs d'émission sont présentés dans des tableurs élaborés par l'ADEME et mis à disposition des personnes habilités par l'agence à leur utilisation à l'issue d'une formation dispensée par des organismes agréés par elle. Ces facteurs d'émission sont également disponibles en ligne.²⁷ On notera que les résultats peuvent être exprimés en équivalent carbone ou en équivalent CO₂, la différence entre les deux valeurs est un facteur correspondant à la différence de poids atomique entre le carbone (12) et le CO₂ (44 = 12 + 2x16).

Encart 4 – Emissions de CO₂ : ordres de grandeur repères [ADEME, 2010]

Les 2 tonnes d'équivalent carbone qui correspondent environ à l'émission annuelle moyenne d'un Français, représentent par exemple :

- l'achat de 87 300 kWh d'électricité en France (12 600 en Grande Bretagne)
- ou la combustion de 2 700 litres d'essence
- ou 15 000 km en voiture moyen/haut de gamme en cycle urbain réel⁶².
- ou 30 000 km en avion (soit 2 allers retour Paris New-York),
- ou la production de 250 kg de bœuf,
- ou 2 ans de fuites de l'air conditionné dans un immeuble de bureaux de taille moyenne

L'équivalent carbone est un indicateur mono-impact qui permet de résumer la composante carbone d'un processus ou d'un projet. Dans la mesure où il ne donne qu'une vision partielle d'une problématique environnementale, il ne peut être utilisé seul comme indicateur d'impact environnemental. L'évaluation de flux quantitatifs de gaz à effet de serre est cependant une information indispensable pour dresser des inventaires d'impacts. Finalement, le bilan carbone apparaît comme un outil au service d'autres méthodes d'évaluations (analyse du cycle de vie, analyse coûts-bénéfices).

III.4.4. L'analyse du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une pratique standardisée depuis 1997 par les normes ISO 14040 et suivantes. Selon le texte de cette norme, « *L'ACV traite les aspects environnementaux et les impacts environnementaux potentiels (...) tout au long du cycle de vie d'un produit, de l'acquisition des matières premières à sa production, son utilisation, son traitement en fin de vie, son recyclage et sa mise au rebut (à savoir, du berceau à la tombe).* »

La réalisation d'une ACV se fait généralement en 4 étapes :

1. définition des objectifs et du champ d'étude
2. analyse de l'inventaire (norme 14041)
3. évaluation de l'impact (norme 14042)
4. interprétation (norme 14043)

²⁷ voir [ADEME et MISSION INTERMINISTERIELLE DE L'EFFET DE SERRE, 2005].

L'exhaustivité de l'inventaire des flux d'impact environnementaux visée dans l'ACV est un avantage de cette méthode pour une utilisation comme outil d'aide à la décision. Une ACV permet d'évaluer les points faibles et les points forts de différentes alternatives d'un procédé de fabrication, d'un produit ou d'un service mais elle ne permet pas de les hiérarchiser car les critères ne sont pas pondérés : on n'arbitre pas a priori sur le poids relatif des émissions de gaz à effet de serre, des rejets dans le sol ou de la consommation d'énergie par exemple. Ces différents types d'effets ne peuvent donc pas être comparés entre eux.

Par contre, pour un effet donné (par exemple : effet de serre), l'ACV permet de déterminer quelle étape du cycle de vie du produit (extraction des matières premières, fabrication, distribution, utilisation et gestion de la fin de vie) a un impact prépondérant afin de pouvoir porter les efforts d'amélioration sur cette étape. Elle permet également de comparer entre eux différents procédés de fabrication ou de transport par exemple. On pourra savoir que l'effet de serre est prédominant dans l'étape 2 du procédé de fabrication tandis l'eutrophisation des cours d'eau est majoritairement due à l'étape 5 mais il ne sera pas possible de savoir si le dommage environnemental dû à l'effet de serre sera supérieur ou inférieur à celui attribuable à l'eutrophisation. Les arbitrages entre types d'impact ne sont pas possibles grâce à une ACV seule.

Que ce soit l'empreinte écologique, le bilan carbone, le référentiel national des agendas 21 ou l'analyse du cycle de vie, aucune de ces méthodes que nous venons de présenter ne permet de donner une vision globale agrégée d'une problématique environnementale donnée dès lors qu'elle n'est pas mono-impact.

Ce constat ajouté à l'absence de directives sur les méthodes à utiliser dans les textes nationaux et internationaux relatifs à l'évaluation environnementale conduisent, comme nous allons le voir, à un bien piètre bilan sur la qualité de ces évaluations.

III.5. Un constat d'échec généralisé sur l'efficacité de l'évaluation environnementale

En 1993, une « *étude internationale sur l'efficacité de l'évaluation environnementale* » a été lancée à l'initiative conjointe de l'Agence Canadienne d'Évaluation Environnementale et de l'International Association for Impact Assessment (IAIA). Le rapport final rédigé par SADLER et déjà cité plus avant [1996] fournit les résultats de 3 sondages menés dans le cadre de cette étude sur l'opinion des praticiens et des gestionnaires relativement à la situation de l'évaluation environnementale à l'époque. Pour ce faire, un questionnaire a été distribué aux membres de l'IAIA. L'un des enseignements de ces sondages est que : « *la pratique actuelle ne permet pas du tout, ou seulement accessoirement, de faire des prévisions vérifiables, de préciser la portée des effets résiduels et de proposer aux décideurs des solutions de rechange* ».

Plus récemment, en 2009, la Commission européenne a rédigé un « *Rapport sur l'application et l'efficacité de la directive 2001/42/CE (...) relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement* ». Ce rapport montre qu'en 2009, huit ans après son adoption, les États membres commencent tout juste à appliquer la directive (limite de transposition : juillet 2004). Ces derniers ont signalé à l'occasion de ce travail que la principale difficulté rencontrée concerne la détermination de l'ampleur et du degré de précision de l'évaluation. Ils citent également « *le manque d'informations fiables, le temps demandé par la collecte des données, le manque de critères homogènes pour définir la portée et le contenu de l'analyse de base, et l'absence de critères types en matière d'environnement et de durabilité pour évaluer les plans et programmes.* »

De son côté, FORTIN [2009] souligne que « *malgré les nombreuses démarches raisonnées et « objectivantes » qui la concernent, l'ÉIE [Evaluation des Incidences sur l'Environnement] comporte toujours une part de « subjectivité » et une dimension politique ».*

En effet, comment objectiver la perte de biodiversité liée à l'implantation d'un km d'autoroute par exemple ? Il n'existe pas de formule mathématique permettant de calculer des impacts environnementaux ou sociaux comme on calcule le volume d'un cube connaissant la longueur de ses arêtes. Dès lors, l'EIE et l'EES ne peuvent être menées à bien qu'en utilisant des compromis, des valeurs relatives, des échelles de comparaison, des consensus d'experts ou tout autre outil inévitablement subjectif et faisant intervenir des jugements de valeur et des considérations politiques et sociales attachées à une époque donnée, un état d'avancement donné des connaissances techniques et scientifiques et une conception donnée de la société et de l'environnement.

Cette situation est très bien résumée par l'expression « *négociations sociales* » utilisée par FORTIN [2009] dans l'extrait suivant : « *Eu égard à ces diverses considérations, l'évaluation environnementale est interprétée dans notre recherche comme une procédure de régulation formelle de l'État qui balise les négociations sociales entourant de grands projets et qui vise l'atteinte d'objectifs appliqués de développement durable, dont la viabilité des écosystèmes naturels et humains* ». Cette expression regroupe en effet en 2 mots la notion d'**absence de vérité universelle** (l'évaluation environnementale est le résultat d'une négociation) et l'**ancrage de la démarche dans les considérations d'une société à un instant donné**.

En 2004, des sénateurs ont rédigé un rapport « *Placer l'évaluation des politiques publiques au cœur de la réforme de l'État* » [BOURDIN, ANDRÉ et PLANCADE, 2004]. Au chapitre « *Evaluation des politiques publiques au ministère de l'écologie et du développement durable* », ils expliquent qu'une part importante de l'information relative à l'évaluation des politiques du ministère est, comme pour l'ensemble des ministères, transmise à travers le « *bleu budgétaire* » qui est un rapport qui comporte des indicateurs d'activités et de résultats associés à des objectifs.

Or, l'audit mené par ces sénateurs les a conduits à un constat accablant pour la pratique ministérielle de l'évaluation environnementale :

« Les spécialistes du budget de l'environnement jettent un œil critique sur ces informations. Le rapporteur spécial de notre commission des finances considère que les indicateurs sont d'une qualité très inégale, mais globalement médiocre, voire franchement mauvaise et qu'ils ne permettent pas d'apprécier véritablement les résultats des politiques publiques environnementales ni, a fortiori, leurs performances. »

A cet égard, sont cités dans ce rapport les propos d'un ancien contrôleur financier central du ministère qui a indiqué « *ne pas avoir eu l'impression que les efforts financiers [réalisés en faveur de l'environnement] aboutissaient à des résultats tangibles* ».

Alors que nous avons passé en revue les textes encadrant l'évaluation environnementale en France et ailleurs et constaté qu'ils sont très peu contraignants en termes de méthodologie, alors que nous avons constaté que cela affecte directement la qualité des études réalisées qui restent généralement au stade de l'évaluation essentiellement qualitative, nous ne pouvons que nous interroger sur la pertinence de la décision environnementale. Comment prendre les bonnes décisions, les bonnes orientations, les bons arbitrages environnementaux mais également budgétaires (optimisation du bénéfice environnemental à budget fixé) lorsque l'information disponible ne permet pas de cerner la situation ?

Ce flou est certainement la traduction d'un écueil particulièrement ardu à franchir qui conduit à un manque, un blanc dans la multitude de textes qui se sont penchés sur l'évaluation environnementale.

III.6. L'analyse coût-bénéfice (ACB) et la monétarisation comme issue à l'impasse ?

Aucun des outils d'évaluation existants, qu'ils soient multi-impact comme l'empreinte écologique ou à fortiori mono-impact comme le bilan carbone, ne parvient à fournir une vision complète et agrégée de l'ensemble des problématiques environnementales.

Le bilan carbone représente un cas particulier car c'est le seul indicateur dont la méthode de calcul est parfaitement définie grâce aux inventaires de facteurs d'émissions de la méthode bilan carbone. Il est alors tentant de se retrancher derrière ce que l'on sait calculer et de laisser de côté le reste. Cela constitue un risque de dérive vers une vision mono-impact qui serait dommageable pour les autres problématiques environnementales et de santé publique mais également pour la cause de la lutte contre le changement climatique elle-même. En effet, même si le défi du changement climatique par son statut planétaire et ses implications multi-générationnelles mobilisent à juste titre l'opinion internationale, il serait dommageable d'occulter les autres problématiques au risque de tomber dans un réductionnisme carbone.

Deux questions restent donc en suspens : le calcul des impacts environnementaux et leur agrégation en un unique indicateur. Pour résoudre ce problème, il faut définir un indicateur unique et déterminer comment convertir les flux physiques associés aux impacts environnementaux selon cette unité unique. L'analyse coût-bénéfices (ACB) répond à ces deux questions.

L'ACB consiste à convertir toutes les données environnementales quantitatives considérées sur une même échelle de valeur à l'aide d'une unité unique. Cette unité unique est en principe l'unité monétaire, on parle alors de monétarisation. Pour définir les facteurs de conversion appelés « facteurs de monétarisation » (FM), on peut utiliser différentes méthodes mises au point par les économistes pour la valorisation des valeurs non marchandes de l'environnement. Ces méthodes de monétarisation sont présentées au chapitre 2 où l'on trouvera également une présentation détaillée de la notion de valeur non marchande de l'environnement.

Parmi les méthodes présentées aux paragraphes précédents (récapitulatif au tableau 3), seule l'analyse coûts-bénéfices (ACB) aborde tout type d'impact en proposant un bilan environnemental complet agrégé. L'utilisation de l'€ comme unité d'agrégation permet de comparer directement le bilan environnemental monétarisé avec les enjeux financiers en présence.

	Résultat fourni par la méthode		multi-impact ?	pour tout type d'impact ?	exhaustif ?	Donne un bilan agrégé ?
Bilan carbone	flux quantitatif GES uniquement (utile pour l' ACV)	Tonnes eq. carbone	NON	NON	NON	NON
Empreinte écologique	biocapacité de l'environnement à supporter une activité humaine, bilan incomplet	Hectare global	OUI	NON	NON	OUI
référentiel national d'évaluation des projets territoriaux	liste limitative de 5 thèmes	Liste d'indicateurs	OUI	NON	NON	NON
Analyse du Cycle de Vie, ACV	méthode de type « analyse de valeur » normée. Pas d'agrégation d'impacts	Flux quantitatifs	OUI	OUI*	OUI	NON
Analyse coûts-bénéfices ACB	flux quantitatifs exprimés selon un indicateur unique agrégé (pas forcément la monnaie)	Une unique unité	OUI	OUI	OUI	OUI
ACB avec monétarisation	permet une comparaison directe aux budgets investis	€	OUI	OUI	OUI	OUI

* sauf si absence de flux quantitatif, seulement évaluable par approche contingente

Tableau 3 – Récapitulatif des méthodes d'analyse environnementale

Chapitre 2

Monétariser les valeurs non marchandes de l'environnement

Après une présentation des bases théoriques de l'évaluation des valeurs non marchandes, ce chapitre propose un panorama des méthodes de monétarisation directes et indirectes mises au point par les économistes. Les différents aspects des débats suscités par ces méthodes et leurs fondements théoriques sont ensuite présentés : l'incommensurabilité et les oppositions éthiques avec une attention particulière au cas de la valeur de la vie humaine. L'étendue de l'utilisation de ces méthodes en France et ailleurs est interrogée et l'intérêt de l'évaluation pour l'aide à la décision publique en matière d'environnement est discuté.

Dresser le bilan économique-environnemental sur 30 ans des panneaux photovoltaïques (chapitre 4) et de la gestion des déchets (chapitre 8) nécessite de ramener des valeurs futures en valeurs actuelles au moyen d'un taux d'actualisation. Le portrait de cette notion clé du calcul économique est dressé en fin de chapitre.

L'économie de l'environnement est une branche relativement récente de l'économie. Dans les années 1930-1940, s'est développée l'idée que, même s'il n'existe pas de marché de demande pour nombre d'aménités provenant de fonctions environnementales, il existe une demande indirecte ou latente qui pourrait être explicitée d'une autre manière que le marché [BOSTEDT, 1997]. Cette idée est à la base du développement des méthodes d'évaluation des valeurs non marchandes de l'environnement.

La monétarisation de ces valeurs s'appuie sur le postulat que les individus accordent une valeur aux biens (marchands ou non) en fonction de l'utilité qu'ils en retirent. Les bases de la théorie de l'utilité ont été posées par Bentham au XVIII^{ème} siècle. C'est ensuite Jules Dupuit au XIX^{ème} siècle qui développe les notions d'utilité et de surplus du consommateur.

Selon ces notions, les individus agissent de manière à maximiser leur bien-être et le bien public est la somme des bien-être individuels. Ce comportement est qualifié d'utilitariste, l'utilité étant assimilée au bien-être recherché par chacun.

Les méthodes d'évaluation des valeurs non marchandes ont été conçues pour attribuer une valeur monétaire à une amélioration ou une détérioration de la qualité d'un actif environnemental ou d'un service qu'il rend. La mesure de cette variation repose sur l'évaluation du « surplus » qui découle de la notion d'utilité.

Après une présentation des valeurs non marchandes de l'environnement, les paragraphes suivants présentent les notions économiques qui sont à la base du concept de la monétarisation puis les débats suscités par cet exercice particulier consistant à donner une valeur monétaire à des aspects environnementaux qui n'en ont pas. Nous évoquerons très rapidement les biais inhérents à ces méthodes (critiques internes) puis nous détaillerons les critiques externes formulées par les détracteurs de ces méthodes.

I. Les bases théoriques de l'évaluation non marchande

I.1. Les valeurs non marchandes de l'environnement

L'environnement nous rend des services dont la valeur n'est révélée sur aucun marché : l'air que nous respirons, la forêt dans laquelle nous nous promenons, le paysage qui nous réjouit etc. sont autant de biens dont nous jouissons sans contrepartie financière mais auxquels nous accordons une certaine valeur puisque, pour bénéficier d'une jolie vue sur un parc, nous sommes prêts à payer un loyer ou à acheter un appartement à un prix plus élevé par exemple tandis qu'à l'inverse un logement dans un secteur bruyant sera moins côté. Ces valeurs de l'environnement sont qualifiées de « non marchandes » par opposition aux valeurs marchandes. Il s'agit à priori de « services gratuits » qu'on ne paye pas (l'air) ou pour lesquels on paye de manière indirecte et volontaire (surcotes immobilières, déplacements pour visiter un site remarquable).

Pour cerner cette notion de valeur non marchande de l'environnement, il faut s'interroger sur différents aspects de ces valeurs et notamment sur la manière dont on peut bénéficier de ces bienfaits. La valeur économique totale d'un bien environnemental se décompose en différentes sous valeurs liées à l'usage, au non-usage et à l'existence du bien considéré.

La valeur d'usage est liée à l'usage présent qui est fait de l'actif environnemental considéré. Elle résulte des services fournis par ce bien en tant que facteur de production (le bois pour la forêt) ou en tant qu'élément d'une demande finale (la récréation en forêt) [DOMERGUE, 2003a].

La valeur de non usage est une valeur indépendante de l'usage actuel qui est fait du bien considéré. Elle comporte deux composantes : la valeur liée à des usages futurs et la valeur accordée à l'existence même de ce bien.

La valeur d'option, notion introduite par Weisbrod en 1964, valorise la renonciation à une utilisation actuelle du bien (ou bien le maintien de sa qualité) en vue d'un usage futur pour un usage propre (et non pour les générations suivantes). Il s'agit d'une valeur accordée à un usage potentiel.

La valeur de legs, comme la valeur d'option, valorise la renonciation à une utilisation actuelle du bien mais au profit des générations futures. Il s'agit là aussi d'une valeur potentielle déterminée aujourd'hui. Elle représente la valeur d'usage et de non-usage du bien par les générations suivantes. Cette valeur a été décrite par Krustilla en 1967. Elle correspond au fait que chaque génération inclue dans ses préférences un besoin de transmission.

La valeur d'existence ou valeur intrinsèque est liée au simple fait qu'un actif environnemental existe et ce indépendamment de tout usage fait par les générations actuelles et futures. C'est également Krustilla en 1967 qui introduit le premier ce concept.

Ces différentes composantes de la valeur économique totale sont récapitulées à la figure 2.

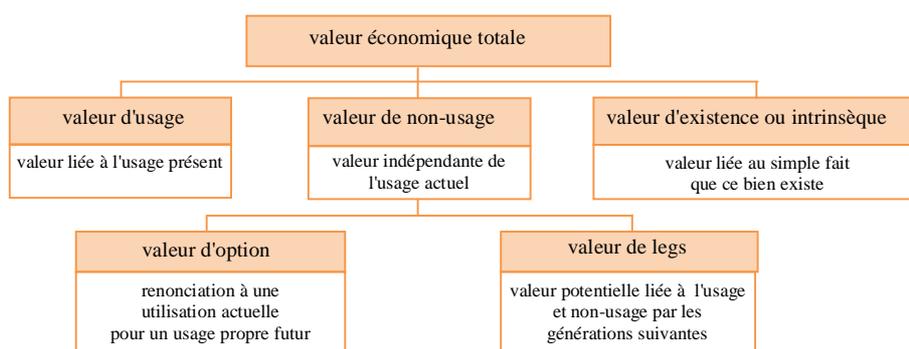


Figure 2 – Définitions des composantes de la valeur économique totale, tiré de [DOMERGUE, 2003b]

I.2. Les concepts de l'évaluation non marchande : surplus du consommateur, utilité marginale, consentements à payer et à recevoir

I.2.1. Evaluer le bien être

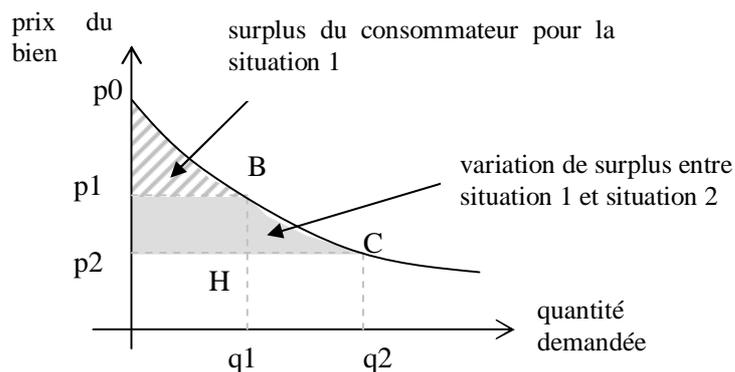
En économie, la notion de *surplus du consommateur* est une notion classique introduite en 1844 par l'ingénieur français Jules Dupuit pour estimer le bénéfice social d'un pont. Elle a ensuite été développée par Marshall en 1920 qui la définit comme le surplus de satisfaction qu'un agent économique tire d'un achat. L'excédent de prix qu'il serait prêt à payer au-delà du prix affiché plutôt que de se passer de ce produit correspond à la mesure économique de son surplus de satisfaction [DESAIGUES et POINT, 1993].

Pour un bien non marchand, le surplus du consommateur correspond au surplus de bien-être procuré par le bénéfice d'un bien non marchand alors que le prix que l'individu estime consacrer à l'activité (par exemple coût de transport et d'accès à un espace naturel) est inférieur au prix qu'il serait prêt à payer pour continuer à bénéficier de ce bien ou service.

Le surplus et sa variation se représentent graphiquement à partir des courbes de demande d'un bien ou d'un service qui représentent le prix du bien en fonction de la quantité demandée. La fonction de demande ordinaire (marshallienne) est décroissante en vertu du principe selon lequel la première unité consommée procure une utilité supérieure à la seconde etc.

Considérons une courbe de demande (figure ci-contre) et une situation initiale (indice 1). Le surplus du consommateur qui consomme une quantité q_1 d'un bien au prix p_1 correspond à la différence (pour toutes les unités antérieures à la dernière consommée) entre le prix réellement payé p_1 et le prix que le consommateur aurait été prêt à payer p_0 . Ce surplus est donc représenté par la surface p_0-p_1-B (hachures).

Figure 3 - Représentation du surplus et de sa variation [DOMERGUE, 2003a]



Lorsque le prix baisse de p_1 à p_2 , s'ensuit une augmentation de la quantité consommée de q_1 à q_2 . Le surplus de la situation 2 correspond à la surface p_0-p_2-C et la surface p_1-p_2-B-C (grisé) représente la variation du surplus entre les situations 1 et 2.

La Surface $p_1-p_2-B-H = q_1 \times (p_1-p_2)$ correspond au fait que les q_1 premières unités sont acquises au prix p_2 au lieu de p_1 . La surface BCH : correspond au surplus généré par les unités supplémentaires qui ont pu être consommées grâce à la baisse de prix [SCHERRER, 2001].

Pour un bien environnemental non marchand, l'équivalent d'une baisse de prix (respectivement une hausse) est une diminution (respectivement une augmentation) de la qualité ou de l'attractivité du bien ou service considéré. Mais comme ces biens et services n'ont pas de prix révélé sur un marché, le surplus du consommateur correspond à son consentement maximal à payer et le total du surplus de l'ensemble des consommateurs est égal à la totalité de la surface sous la courbe d'utilité marginale. Le problème qui se pose aux économistes est donc de parvenir à tracer cette courbe, clef de voute de la mesure du bien-être des individus [DOMERGUE, 2003a].

I.2.2. Consentement à payer et consentement à recevoir

L'évaluation d'une valeur non marchande à partir des préférences des individus s'opère à l'aide de leur consentement à payer (CAP) ou de leur consentement à recevoir (CAR). CAP comme CAR permettent d'évaluer des valeurs d'existence mais ils reposent sur deux approches différentes tant du point de vue conceptuel que méthodologique. En première approche, le consentement à payer représente l'effort financier qu'un individu est prêt à engager pour jouir d'un bien tandis que le consentement à recevoir représente le montant qu'il souhaite recevoir à titre de compensation pour s'en passer.

Dans les évaluations non marchandes, le CAP est utilisé pour évaluer un changement de la qualité ou de la quantité d'un bien environnemental. Lorsque la qualité d'un bien environnemental non marchand est détériorée, un individu peut attribuer une certaine valeur au retour à la qualité initiale, cette valeur correspond à son CAP. Ce CAP correspond également à la valeur que l'individu accorde au fait d'éviter la destruction ou la détérioration de l'actif considéré.

Le CAP permet de cerner des situations variées [DOMERGUE, 2003a] :

- l'amélioration de la qualité d'un bien indépendamment de toute détérioration,
- l'amélioration des moyens d'accès à un espace naturel pour en jouir plus facilement,
- l'amélioration des équipements liés à l'accueil du public (chemins, aires de stationnement, aires de pique-nique, panneaux d'information...),
- l'existence d'un actif environnemental indépendamment de toute modification (évaluation au travers des dépenses engagées pour jouir de ce bien ou service...)

Le CAR quant à lui permet d'évaluer le montant qu'un individu estime devoir recevoir pour compenser le préjudice subi du fait de la détérioration de la qualité de l'environnement (marée noire par exemple) ou bien de la disparition d'un actif ou de l'impossibilité d'en jouir dans l'avenir (disparition d'une forêt sous la pression urbaine...) [DOMERGUE, 2003a].

Le choix du recours au CAP ou au CAR n'est pas qu'un choix dans la manière d'interroger les individus ou d'envisager un problème. Les cas de figure cités ci-avant conduisent à un choix tranché entre CAP et CAR du fait de la position du problème : lorsque la mesure à prendre est de type amélioration d'un niveau de bien-être lié à un actif environnemental, le CAP s'impose (cette amélioration peut correspondre à une remise en état après détérioration) tandis que lorsqu'il s'agit de d'évaluer une perte de bien-être (déjà effective à compenser ou hypothétique pour accepter une dégradation de qualité d'un actif environnemental), c'est le CAR qui est utilisé. Cette dichotomie est liée au type de mesure à entreprendre ou à ne pas entreprendre (le CAR permet d'évaluer la compensation pour ne pas remettre en état par exemple).

Dans une perspective d'analyse coût-bénéfice, le choix entre CAP et CAR dépend donc étroitement du type de mesures qui peuvent être prises en faveur de l'actif considéré. Cela n'aurait en effet pas de sens pour des pouvoirs publics de définir un CAR pour évaluer l'utilité que des individus pourraient retirer du fait de laisser une plage souillée suite à une marée noire. Pour ces cas, c'est donc le CAP qui est utilisé. De plus, l'incommensurabilité (voir III.1 de ce chapitre) à laquelle les individus peuvent se trouver confrontés face à une situation future hypothétique de disparition d'un actif environnemental conduit à s'orienter de manière préférentielle vers le CAP pour éviter les non-réponses ou les CAR irréalistes.

Dans certains cas, le choix de l'instrument d'évaluation des préférences des individus peut être indépendant des mesures à prendre. Par exemple, on peut évaluer la valeur d'existence d'une forêt à l'aide du CAP ou du CAR. Dans le premier cas, les individus sont invités à évaluer le montant qu'ils sont prêt à payer pour éviter le défrichement. Ce montant sera vraisemblablement différent selon le scénario présenté : potentiellement plus élevé pour éviter l'urbanisation, moins élevé pour éviter son remplacement par une culture, il peut également être positif mais selon une autre logique en faveur du défrichement s'il s'agit de restituer une zone humide non arborée... Dans le second cas, les individus pourront être confrontés à un scénario de compensation pour la disparition de la forêt. Le scénario peut proposer une compensation financière, une compensation de type contrepartie comme la construction d'un parc paysager à un autre emplacement, dans ce cas le CAR correspond au coût du projet de compensation.

En pratique, on observe que les individus accorderaient une plus grande importance à ce à quoi ils doivent renoncer qu'à ce qu'ils vont probablement gagner [PEYRON, 1998] et par conséquent, on constate que $CAR > CAP$ généralement.

Cependant, un CAR élevé peut également résulter de l'absence de contraintes budgétaires et de point de repère dans le présent pour la personne interrogée. Le CAR énoncé peut donc aller au-delà de la valeur que les individus pourraient véritablement consentir s'ils avaient une meilleure représentation du cas exposé et des moyens pratiques et financiers de remédier aux externalités engendrées.

Les différents cas de figure envisagés ici et les variations pratiques observées entre CAP et CAR montrent qu'une valeur de CAP ou de CAR est intimement liée au scénario qui a permis de la révéler même si l'objet évalué est le même. Il est donc important de garder en mémoire que les valeurs monétarisés de l'environnement sont à manipuler avec précaution et doivent être envisagées dans une fourchette de variation établie sur la base d'une revue de la littérature afin de cerner la plage de variation de la valeur indépendamment du scénario ayant conduit à la révéler (voir VII du chapitre 6).

En pratique, le cadre budgétaire constitue toujours la donnée limitative d'un problème dès lors que l'on recherche comment agir. Evaluer des CAP permet de prioriser les actions publiques et de mesurer leur efficacité. Cela ne signifie pas pour autant que les valeurs ainsi définies représentent effectivement la valeur intrinsèque totale des objets étudiés. Des dérives seraient possibles si l'on évaluait un CAR pour bétonner une plage par exemple. C'est donc à la puissance publique de définir les limites de l'exercice et de jouer son rôle de garante de l'intérêt général.

II. Méthodes de monétarisation

Il existe deux types de méthodes de monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement : les méthodes indirectes et les méthodes directes.

Les méthodes indirectes sont basées sur l'observation du comportement des individus sur un marché marchand : la méthode des coûts de transport ou "des coûts de déplacement" (MCT) observe les dépenses de déplacement et la méthode des prix hédonistes (MPH) observe le marché de l'immobilier.

Les méthodes directes consistent à révéler les préférences des individus grâce à des enquêtes sur leur consentement à payer ou grâce à l'étude des coûts engagés par les individus pour compenser ou éviter des dommages. Les principales méthodes directes sont la méthode d'évaluation contingente (MEC), la méthode des dépenses de protection et la méthode des coûts de dommages.

Pour l'évaluation des impacts liés à la gestion des déchets ou à l'énergie, cas étudiés ici, ce sont les méthodes directes qui sont utilisées. Elles sont présentées aux paragraphes suivants dans la perspective des deux études de cas qui seront développées à partir du chapitre 4.

II.1. La méthode des dépenses de protection

La méthode des dépenses de protection consiste à évaluer le coût des comportements des individus qui cherchent à se protéger ou à se soigner face à des externalités négatives [PEYRON, 1998]. La première étude menée avec la méthode des dépenses de protection a été réalisée en 1979 par Blomquist. On emploie aussi le terme de méthode du comportement de prévention [OCDE, 2002].

Cette méthode est adaptée aux questions où le niveau de bénéfice produit par l'actif non-marchand étudié peut être augmenté au moyen de dépenses marchandes comme :

- la valeur du calme mesurée par les dépenses d'isolation phonique
- la valeur de l'intimité mesurée par les achats de pare vues ou de haies végétales
- la valeur du sentiment de sécurité mesurée par les dépenses d'alarme d'habitation, de serrures, de portes ou de volets renforcés [DOMERGUE, 2003a].

II.2. Méthode des coûts de dommages

La méthode des coûts de dommages est utilisée pour monétariser les impacts environnementaux d'une activité quand on connaît le coût marchand de la remise en état du site ou de la restitution de la qualité initiale de l'actif environnemental évalué. Elle rejoint en cela la logique de la méthode des coûts de protection mais pour des coûts engagés à posteriori. Les coûts de dommages peuvent également être évalués au travers des conséquences financières de la dégradation d'un actif environnemental (coût des hospitalisations consécutives aux épisodes de forte pollution atmosphérique...). Cette méthode repose donc sur des coûts réels.

La méthode des coûts de dommages concerne les impacts environnementaux dont on cherche à évaluer la dégradation par les activités humaines et pour lesquels des méthodes de remise en état ou de compensation existent.

Contrairement à la méthode d'évaluation contingente (MEC) présentée au paragraphe suivant, la méthode des coûts de dommages observe des coûts réels pour les assimiler à une évaluation des consentements à payer de la Société pour les impacts induits par ses activités.

Les domaines d'application sont multiples. La D4E [2007] cite les domaines suivants :

- acidification de l'air,
- effet de serre,
- destruction de la couche d'ozone,
- toxicité humaine,
- toxicité envers les écosystèmes,
- dégradation de la qualité des eaux,
- consommation de ressources naturelles,
- dommages aux structures,
- effets sur les cultures,
- nuisances (bruit, odeurs, paysage....).

II.3. La Méthode d'Evaluation Contingente (MEC)

La méthode d'évaluation contingente (MEC) a été imaginée en 1947 par Ciriacy-Wantrup qui s'intéressait aux bénéfices de la protection des sols contre l'érosion mais il ne l'a jamais mise en œuvre. C'est Robert Davis qui, en 1961, a utilisé cette méthode pour la première fois pour déterminer la valeur récréative des forêts du Maine dans le Nord-Est des Etats-Unis en interrogeant les usagers de ces forêts sur le prix maximum qu'elles paieraient pour éviter d'en être privées [DOMERGUE, 2003a].

Cette méthode consiste à révéler les préférences des individus en leur demandant d'exprimer leur CAP (ou CAR) dans le cadre d'un scénario de modification fictive d'un service environnemental. Le nom de la méthode fait référence à ce procédé, les réponses étant « contingentes » au scénario présenté (exemple de scénario contingent en annexe 3).

Le coût de mise en œuvre de cette méthode est élevé car elle nécessite un nombre d'opérations important : élaboration d'un scénario, constitution d'un panel d'enquêtés, recueil des informations auprès des enquêtés et enfin dépouillement et analyse des réponses.

Le scénario prévoit un support de paiement qui permet à la personne interrogée d'exprimer son opinion sous forme monétaire. Il peut s'agir d'une taxe, d'un impôt, d'un droit d'entrée (pour un site récréatif), d'une redevance, d'une modification des tarifications d'abonnements à des services (facture d'électricité pour l'enterrement de lignes électriques)...

Contrairement aux autres méthodes qui observent les comportements réels des agents, la MEC recueille des intentions. Elle repose sur 3 hypothèses [FUSTEC et LEFEUVRE, 2000] (1) les agents expriment sincèrement leurs préférences, (2) ils procèdent pour cette opération à un arbitrage entre la consommation de biens marchands et celle du service délivré par l'actif naturel et (3) les intentions des agents sont un bon prédicteur de leur comportement.

Le caractère hypothétique de cette méthode qui mesure une intention de payer a suscité des critiques car pour certains, cette intention de payer ne reflète pas un réel consentement à payer. De plus, la compréhension de scénarios complexes ou de questions formulées par des chercheurs peut poser des problèmes aux personnes interrogées [SCHERRER, 2001]. Malgré ces critiques, il n'y a pas de véritable alternative pour les projets. En effet, alors que les autres méthodes viennent constater des conséquences et des phénomènes établis, la méthode d'évaluation contingente permet d'appréhender des scénarios hypothétiques qui ne se sont pas encore déroulés ou que l'on cherche justement à éviter.

L'un des intérêts principaux de la MEC est de permettre de révéler des valeurs de non-usage et des valeurs d'existence pour aboutir à une valeur globale. De plus, elle est applicable à un grand nombre de domaines. Aussi, il n'est pas surprenant que la MEC soit la méthode d'évaluation non marchande la plus utilisée.

La facilité de mise en œuvre est souvent citée comme la raison expliquant le succès de cette méthode. Mais cette facilité n'est que théorique, le dépouillement des enquêtes contingentes étant en fait complexe pour obtenir un résultat de qualité. Les risques de biais sont en effet importants. Ils ont donné lieu à de nombreuses études qui ont permis de mieux cerner les tolérances associées aux résultats obtenus. Les principaux biais méthodologiques mis en évidence dont certains ne sont pas spécifiques à la MEC sont :

- les biais liés à la représentativité de l'échantillon de personnes interrogées,
- le biais hypothétique : le cas évalué n'est pas réel
- le biais lié à l'enquêteur : son comportement peut influencer les réponses
- le biais d'inclusion : le CAP reste inchangé même si la taille de l'actif évalué, comme un nombre de baleines à sauver, est modifié
- le biais instrumental : ce biais est lié à l'utilisation de questions fermées ne permettant pas de cerner la signification de la réponse de la personne interrogée
- le biais volontaire : surestimation ou sous-estimation pour faire plaisir à l'enquêteur ou infléchir des décisions publiques
- le biais d'ancrage : les exemples de valeurs de référence présentés orientent les réponses.

Dans le contexte de l'adoption de l'Executive Order 12291 en 1981 et le l'Oil Pollution Act en 1990, l'administration américaine a financé des travaux sur l'évaluation des actifs non marchands de l'environnement et en particulier sur la méthode d'évaluation contingente. Dans les années 1990, un rapport d'expertise sur la MEC a été rédigé par un comité présidé par deux prix Nobel d'économie (Arrow et Solow) : le « NOAA panel » (National Oceanic and Atmospheric Administration). Ce rapport [ARROW et al., 1993] répertorie les principales critiques des applications de la MEC et propose des recommandations pour la bonne mise en œuvre de cette méthode. D'autres sources peuvent également être citées pour des recommandations de bonne mise en œuvre telles que l'OCDE [2002] et le Ministère chargé de l'environnement en France [SCHERRER, 2001]. Les principales recommandations sont les suivantes :

- utiliser un échantillon représentatif (plutôt qu'un échantillon commode),
- préférer l'enquête par interview à l'enquête postale ou par téléphone,
- utiliser le consentement à payer (CAP) plutôt que le consentement à recevoir (CAR),
- tester au préalable l'instrument de l'enquête (question ouverte ou fermée, enchères, ...)
- préférer la question fermée²⁸ aux autres techniques,
- décrire de façon claire le bien à évaluer et le scénario proposé par le questionnaire,
- si des photos sont utilisées pour présenter le scénario, les tester au préalable sur un panel différent de celui de l'enquête finale afin de vérifier qu'elles sont bien comprises,
- opter pour un projet modeste pour éviter une surestimation du CAP,
- prévoir les options « sans réponse » ou « sans opinion »,
- inclure des questions complémentaires (question ouverte justifiant les non-réponses et les CAP nuls),
- rappeler que la contribution diminuera le budget disponible pour d'autres biens,
- décrire les biens substituables au bien à valoriser,
- poser des questions pour comprendre les raisons des choix exprimés et désamorcer les élans d'enthousiasme (exagération du CAP par générosité),
- demander aux personnes interrogées, la durée pendant laquelle elles sont prêtes à payer.

²⁸ La méthode de la question fermée consiste à proposer un montant aux personnes interrogées et à leur demander si elles sont prêtes à payer cette somme pour le bien ou le service évalué. Ce montant est fixé de manière aléatoire par tirage au sort dans une loi de probabilité. Si la personne n'est pas prête à payer le montant proposé cela signifie que son CAP est inférieur à la proposition et inversement.

En 1994, DIAMOND et HAUSMAN s'interrogent à propos de l'évaluation contingente en ces termes : vaut-il mieux avoir une valeur plutôt que ne pas en avoir ? (« *Is Some Number Better than No Number ?* »). Passant en revue les différents écueils et risques de biais qui accompagnent cette méthode d'évaluation, ils concluent que pour les aspects environnementaux qui n'ont pas de valeur révélée sur un marché, la méthode n'est pas valide non pas du fait d'un problème de cohérence interne mais du fait de l'absence de préférences des agents économiques pour des objets qu'ils ne connaissent généralement pas. Se référant au guide du NOAA panel, DIAMOND et HAUSMAN reprochent à ses auteurs (Arrow et Solow) de n'avoir comme autre argument en faveur de leurs recommandations que le fait de dire que si elles ne sont pas suivies, les évaluations contingentes menées seraient inévitablement biaisées mais sans justifier pourquoi des enquêtes menées selon ces recommandations seraient valides.

De la même manière, on peut opposer à DIAMOND et HAUSMAN que l'absence de marché permettant de révéler les préférences des agents et l'absence de références pour vérifier les consentements à payer qu'ils expriment dans le cadre d'une évaluation contingente ne sont pas des arguments recevables pour affirmer que les agents n'ont pas de préférence. C'est justement tout l'objet de l'évaluation contingente mais également de la microéconomie qui, au travers du modèle de base, explique les comportements des consommateurs alors que ceux-ci prennent chaque jour des décisions sans avoir conscience que leur demande pour un bien résulte de leur contrainte budgétaire et de leurs courbes d'indifférence.

Depuis le rapport du NOAA panel de 1993 et le protocole de bonne conduite qu'il a ensuite rédigé (guide régulièrement mis à jour), les conditions de la fiabilisation de la méthode d'évaluation contingente sont connues. Pourtant, il n'y a pas eu de volonté affirmée de la part des pouvoirs publics de s'engager sur cette voie d'évaluation. Bien qu'en grand nombre à travers le monde, les études sont restées éparses et on n'a pas assisté à une consolidation des acquis de l'expérience non plus qu'à l'émergence de lignes directrices. Cette fiabilisation est pourtant une condition sine qua non de l'acceptabilité de l'évaluation contingente par le public et les décideurs.

Pour améliorer l'exercice des enquêtes contingentes, il conviendrait de réunir les conditions d'un cumul d'expérience doublé d'une démarche d'amélioration continue. Dans une perspective d'utilisation des résultats de la MEC pour la décision publique, cette fiabilisation devrait être orchestrée par les pouvoirs publics ce qui n'est pas le cas pour l'heure en France. Comme nous l'avons déjà souligné plus haut en présentant CAP et CAR, il est donc indispensable d'envisager les valeurs monétarisées issues de la MEC dans une fourchette de variation pour ne pas disqualifier les résultats obtenus à partir de ces données.

III. Les éléments du débat sur la monétarisation

Deux types de critiques sont formulés à l'encontre des méthodes de monétarisation : les critiques internes liées à l'existence de biais qui conduisent certains à remettre en cause la validité des résultats obtenus et des critiques externes constitutives d'un débat idéologique sur le principe même de l'évaluation monétaire. L'existence de ce débat est liée à la nature des actifs évalués car cela touche « *de près aux valeurs éthiques qui fondent une civilisation* » [POUPARDIN, RINGWALD et WOLFER, 1972].

Les partisans des méthodes de monétarisation considèrent que l'évaluation est nécessaire pour que les valeurs non marchandes soient prises en considération et pour orienter les décisions publiques. En effet, lorsqu'on n'évalue pas, rien n'a de valeur.

Les opposants estiment que la valeur d'un actif environnemental tel que le paysage ou la biodiversité est le produit d'une histoire qui ne peut être réduite à une valeur monétaire. Pour eux, les méthodes d'évaluation monétaire de ces actifs résultent d'une dérive marchande de la société de consommation liée au libéralisme.

En fait, les deux points de vue sont réconciliables dès lors que ces méthodes sont appréhendées comme des outils, indicateurs d'une valeur plus qualitative que quantitative. Ces outils sont alors à utiliser pour ce qu'ils sont : des outils d'analyse utilisables uniquement pour des décisions ponctuelles et non comme des outils d'évaluation qui fourniraient une hypothétique valeur absolue globale. L'ambition n'est pas et ne peut être de donner une valeur à la nature. Il s'agit simplement d'apporter des éléments de décision pour le pilotage de la politique de protection de l'environnement où l'allocation des budgets, comme dans toute autre problématique, devrait reposer sur une objectivation des enjeux.

La politique environnementale met en avant des bénéfices via la définition d'objectifs de performance ou d'objectifs de protection des actifs environnementaux. La monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement, en traduisant ces bénéfices, en valeur monétaire, permet d'attribuer les budgets disponibles selon une logique coût-bénéfice.

Les paragraphes qui suivent proposent une présentation des éléments du débat entre les partisans et les opposants à la monétarisation des biens non marchands : l'incommensurabilité et l'éthique en terminant par le cas bien particulier de la valeur de la vie humaine.

III.1. L'incommensurabilité

MILANESI [2009] définit l'incommensurabilité comme l'impossibilité pour les personnes interrogées dans le cadre d'une évaluation contingente de donner une valeur (consentement à payer ou à recevoir) en réponse à la question d'évaluation d'un actif environnemental qui leur est exposée dans l'enquête contingente. Ce phénomène peut conduire à un taux de non réponse de 50% dans ces enquêtes.

Il explique que, pour contourner cet écueil, les chercheurs ont recours à ce qu'il appelle des « vecteurs de paiement hybrides » qui sont des compromis « mélangeant une sphère dans laquelle le bien naturel existe avec la sphère marchande où l'expression est monétaire ». Ceci permet alors aux individus interrogés d'« exprimer un montant monétaire sans pour autant attribuer une valeur économique au bien considéré ». Pour illustrer ses propos, MILANESI prend l'exemple de la question suivante : « Combien seriez-vous prêts à donner à l'association Greenpeace pour qu'elle mette en place un programme de protection des baleines ? ». Il explique que la contribution à une association peut être vue comme un compromis civique/marchand. La contribution n'est pas directe mais elle est véhiculée par un intermédiaire jugé par le répondant comme apte à défendre les valeurs qu'il lui est demandé d'évaluer.

Un vecteur de paiement hybride permet de réduire fortement les cas de non réponse et donc de contourner l'écueil d'incommensurabilité mais pour MILANESI, il s'agit d'une manœuvre qui ne permet pas d'atteindre le but recherché. En effet, pour cet auteur, seul l'enquêteur qui sait ce qu'il cherche à monétariser est capable de donner une valeur indépendante du vecteur de paiement et du scénario. Les enquêtés pour leur part ne font que se positionner par rapport aux éléments qui leur sont exposés ; Si ceux-ci varient, leur évaluation pourra changer du tout au tout alors que l'enquêteur pensera évaluer la même chose. Pour MILANESI, l'interprétation que l'enquêteur fait des CAP ou CAR qu'il recueille est donc erronée car les enquêtés n'opèrent pas une opération de substitution entre la monnaie et les biens comme le voudrait la théorie de la MEC mais ils donnent une réponse concrète à une question que les chercheurs ont justement construite pour être concrète dans l'optique d'éviter l'écueil d'incommensurabilité. Les réponses obtenues à une enquête MEC utilisant un vecteur de paiement hybride ne sont alors pas de nature unique.

Pour éviter un amalgame de réponses de nature différente et donc pour éviter de tirer des conclusions erronées d'une enquête contingente, MILANESI préconise une analyse systématique croisée des réponses données (montants) et des réponses contextuelles

permettant de situer le type d'interprétation du scénario proposé dans la cadre d'une classification ad hoc. Il cite la classification de Diamond et Hausman²⁹ pour analyser cinq facettes des mécanismes de construction de la valeur non marchande utilisés par les personnes interrogées face au vecteur de paiement qui leur est présenté :

- substitution bien/revenu : la valeur est fixée en fonction de leur revenu disponible,
- référence à un bien public : les enquêtés construisent leur valeur par rapport aux investissements consacrés à des biens publics,
- warm glow³⁰ : la valeur déclarée est influencée par un comportement de gentillesse (face à un vecteur de paiement de type don à une association, une surestimation du consentement à payer peut apparaître),
- analyse coût-bénéfice personnelle : les individus interrogés peuvent introduire dans leur construction de valeur des considérations relatives aux bénéfices personnels qu'ils pourraient retirer du scénario présenté,
- réaction : la réponse de l'enquêté peut être influencée par une position personnelle en réaction à une orientation des pouvoirs publics qui ne lui conviendrait pas par exemple.

MILANESI va plus loin puisque, contrairement aux tenants d'un scénario contingent aussi précis et réaliste que possible au nombre desquels on compte le NOAA panel déjà cité, il considère que le vecteur de paiement participe à la contextualisation du choix du consommateur et doit être défini justement de manière à l'influencer. Dans ces conditions, l'incommensurabilité n'est plus à craindre et la question centrale dont doit traiter la recherche sur l'évaluation contingente est celle du vecteur de paiement.

Pour MILANESI, qui considère que l'évaluation contingente ne permet pas de mesurer la valeur totale d'un bien mais simplement des montants étroitement liés au vecteur hybride de paiement utilisé (don à une association, contribution à un programme public de protection de l'environnement...) seul vecteur possible, ce type de grille d'analyse permet de mieux cerner l'interprétation du vecteur de paiement opérée par les enquêtés.

La définition d'un vecteur de paiement adapté n'est pas la seule solution pour éviter l'incommensurabilité lors d'une évaluation contingente. Une solution peut consister à combiner cette méthode avec une méthode de préférence révélée comme les coûts de transport. Cette idée, apparue il y a quelques années [BEAUMAIS, 2009]³¹, permettrait d'utiliser les résultats d'une étude spécifique à un lieu et un cas donnés pour les transposer à d'autres cas mais permettrait aussi d'ancrer l'évaluation contingente sur des coûts réellement constatés et consentis par les individus. Au-delà de l'intérêt intrinsèque de cette approche (plus proche de la réalité, moins coûteuse), la combinaison des préférences révélées et des préférences déclarées pourrait permettre de faciliter la compréhension de la monétarisation par les décideurs et le grand public et ainsi développer son utilisation.

Sans aller jusqu'à considérer que la méthode d'évaluation contingente échouerait généralement à évaluer ce pour quoi elle a été conçue (ce qui est contredit par la multitudes d'enquêtes menées sans utiliser de vecteur hybride de paiement), concluons ce paragraphe sur l'incommensurabilité en convenant avec MILANESI que la nature de l'information recueillie dans le cadre d'une enquête contingente est sujette à l'interprétation du vecteur de paiement par les enquêtés et que l'incommensurabilité n'est donc pas inéluctable. Pour éviter que les

²⁹ Diamond Peter A. and Hausman Jerry A., 1993. On Contingent Valuation measurement of nonuse values, in Hausman Jerry A., *Contingent Valuation – A critical Assesment*, Amsterdam, North Holland, 3-38.

³⁰ Warm glow : théorie de James Andreoni selon laquelle le CAP dans un contexte de don est surévalué car incluant un surcroît d'utilité lié à la satisfaction retirée du fait de donner qui peut résulter d'une pression sociale, de l'altruisme, du désir d'acquérir du prestige ou une certaine sympathie... ("Impure Altruism and Donations to Public Goods: A Theory of Warm Glow Giving," *Economic Journal*, 100, June 1990, p.464-477)

³¹ BEAUMAIS [2009] renvoie à un article de référence : J. Englin et T. A. Cameron (Augmenting Travel Cost Models with Contingent Behavior Data, *Environmental and Resource Economics*, 1996

personnes interrogées ne se retrouvent dans l'impossibilité d'attribuer une valeur dans le cadre du scénario qui leur est soumis, il est souhaitable de tester celui-ci au préalable et d'adapter le vecteur de paiement fictif et la méthode au type de valeur non marchande évaluée. Les vecteurs hybrides ainsi que la combinaison d'une méthode des préférences déclarées et d'une méthode des préférences révélées représentent des solutions intéressantes. Le choix du recours au CAP ou au CAR peut également jouer un rôle vis-à-vis de l'incommensurabilité. Il s'agit alors d'une question de point de vue sur la scène observée qui, s'il est mal positionné, peut conduire à l'impossibilité d'évaluer pour les personnes interrogées. Rappelons que le CAR n'est pas adapté aux situations ex-post où la dégradation environnementale constatée doit être remédiée alors qu'il est bien adapté aux situations où cette dégradation doit être compensée.

Un écueil proche de la problématique de l'incommensurabilité est celui de la prise en compte des valeurs issues de méthodes d'évaluation et de scénarios très divers. On touche là à la notion d'incertitudes qui est très présente dans les études de monétarisation qui comportent généralement un chapitre dédié à la sensibilité des résultats obtenus.

Ainsi, à propos des effets de la pollution atmosphérique sur la santé, CHANEL et VERGNAUD [2001] s'interrogent sur l'intérêt de prendre en compte des résultats incertains. L'un de leurs éléments de réponse repose sur le fait que toutes ces méthodes de monétarisation, aussi dissemblables puissent-t-elles sembler, reposent en réalité sur les mêmes bases théoriques et cherchent toutes à attribuer une valeur au bien-être. C'est ce que rappelle le rapport du Conseil général des Ponts et Chaussées et de la Direction de la Prévision du Ministère de l'économie des finances et de l'industrie de 1997 dans ses recommandations sur le choix des investissements de transport : *« le calcul économique a l'avantage de permettre une comparaison de chiffres, même si ces chiffres ne sont pas fabriqués de manière uniforme ; les méthodes utilisées sont en effet les mêmes, dérivées de la théorie de l'utilité »*. Nous reviendrons sur cette notion d'utilité dans le paragraphe suivant consacré à l'éthique.

III.2. L'éthique

En matière d'actifs environnementaux, utiliser la monnaie comme élément d'évaluation conduit à définir d'une part une échelle d'évaluation permettant de comparer les actifs entre eux mais également d'autre part une valeur permettant de situer un actif environnemental par rapport aux biens marchands.

Certains détracteurs de la monétarisation voient dans les méthodes d'évaluation une approche réductrice voire dangereuse du point de vue de l'éthique car pouvant entraîner des dérives notamment dans le domaine de l'évaluation de la vie humaine.

Des valeurs comme la biodiversité ou le paysage par exemple présentent la particularité de s'inscrire dans un contexte parfois émotionnel, moral ou philosophique qui constitue un frein fort à l'acceptation de la marchandisation. Leur valeur peut être vue comme une valeur intrinsèque, produit d'une histoire ne pouvant être réduite à une valeur monétaire, voire comme une valeur indépendante de toute évaluation humaine.

MILANESI [2009] revient sur la notion d'utilité qui sous-tend toute méthode de monétarisation pour démontrer que l'utilitarisme n'a pas sa place là où l'éthique est en jeu. Tout d'abord, il rappelle que manier l'utilité revient à définir un système d'équivalence entre monnaie et utilité d'une part et, nature et utilité d'autre part conduisant à relier monnaie et nature comme illustré par les équivalences ci-dessous tirées de cet article.

$$\left. \begin{array}{l} \text{monnaie} \Leftrightarrow \text{utilité} \\ \text{nature} \Leftrightarrow \text{utilité} \end{array} \right\} \text{monnaie} \Leftrightarrow \text{nature}$$

Figure 4 – Equivalence monnaie-nature selon MILANESI [2009]

Pour cet auteur, ceci repose sur une hypothèse assortie de deux corollaires :

- « - les préférences individuelles sont le fondement de la valeur des biens, hypothèse qui inscrit cette théorie dans la pensée utilitariste ;
- la monnaie est désirée pour son utilité (corollaire 1) ;
- les individus sont attachés à la nature du fait de l'utilité qu'elle leur procure (corollaire 2). »

Mais cette conception utilitariste heurte les tenants d'une certaine vision morale des valeurs naturelles qu'ils considèrent comme des biens hors de tout système d'évaluation. Cette vision de la Nature que l'on peut qualifier de morale ou d'éthique rejoint celle des partisans de la soutenabilité forte pour lesquels le patrimoine naturel ne doit pas être altéré, il doit être légué aux générations futures sans altération. Pour ces personnes, l'idée de l'évaluation d'un actif environnemental au travers du service qu'il rend n'est pas envisageable non plus que l'idée d'une potentielle substitution d'un actif par un autre pouvant rendre des services équivalents.

C'est ce qu'explique MILANESI [2009] en ces termes :

« L'utilitarisme rejette en effet toute définition du bien ou du juste qui ne serait pas issue du bien-être des individus, et exclut donc toute référence à des droits fondamentaux. Or, les humains, du fait par exemple du lien vital qu'ils entretiennent avec la nature, d'une conscience de leur responsabilité ou de la perception d'un lien spirituel, attribuent très souvent une valeur morale à leur milieu. L'existence de ce type de valeur est incompatible avec celle d'un équivalent utilitaire universel : en leur présence, tout ne peut plus être exprimé en terme d'utilité et il devient impossible de substituer monnaie et biens naturels (Milanesi, 2008³²). La morale, en créant des hiérarchies, rompt la possibilité de substitution universelle, "tout ne se vaut plus "»

L'utilitarisme se heurte donc à des considérations éthiques mais celles-ci ont leurs limites puisqu'elles peuvent conduire à un effet pervers qui est l'impossibilité de transiger, l'impossibilité de négocier. Deux attitudes sont alors possibles : s'opposer jusqu'au blocage aux projets qui opèrent des compromis entre sphère marchande et sphère non marchande ou bien capituler en rejetant toute idée de compensation potentielle qu'elle soit marchande ou non marchande (reconstitution d'un biotope similaire par exemple). Cela rejoint le phénomène que décrit AMBROSI [2004] à propos de la Convention Climat qui, ne traçant pas de lignes directrices suffisamment fortes, risque « soit de voir la négociation climat s'enfermer dans une série de controverses sans fin entre tenants de l'attentisme et partisans de l'action immédiate, aboutissant à une paralysie de l'action, soit de voir l'emporter les acteurs disposant de la rhétorique la plus séduisante, concluant au détriment de l'intérêt collectif à une action inappropriée. ». Dans le cas des débats qu'il évoque, c'est une autre sorte d'incertitude qui est en jeu : l'incertitude de long terme sur l'ensemble des composantes de la problématique climat (croissance, développement, impacts du changement climatique, potentiels d'adaptation, coûts).

En pratique, même si nous n'avons pas recours à une échelle monétaire, nous effectuons couramment des arbitrages conduisant implicitement à attribuer une valeur marchande à des actifs non marchands. Certaines méthodes d'évaluation partent d'ailleurs de ce constat pour en déduire la valeur que nous attribuons implicitement à certains actifs : la méthode des coûts de transports observe les coûts engagés pour se déplacer afin de profiter d'un espace naturel pour une activité récréative, la méthode des prix hédonistes observe le surcoût consenti dans les achats immobiliers pour bénéficier d'une qualité environnementale supérieure (moins de bruit, plus d'espaces verts...). Ces méthodes ne font donc qu'explicitement des évaluations que nous faisons inconsciemment. Dès lors, si l'on exclue les risques naturels, les questions de dégradation de l'environnement ne se posent que du fait des activités humaines, il n'est pas aberrant d'observer les comportements humains pour en déduire une échelle de valeur permettant de protéger ces actifs.

³² Milanesi Julien, 2008. La nature mise à prix, *L'Economie Politique*, 38, p. 107-112.

Finalement le problème ne se situe pas tant au niveau des méthodes, de leurs biais, de leurs critiques internes et externes mais déjà en amont, au niveau des pratiques d'arbitrages implicites qui ne sont ni analysés ni critiqués. Vaut-il mieux continuer à prendre des décisions basées sur des appréciations arbitraires ou bien plutôt essayer de définir les termes de l'arbitrage et le langage de discussion ? Si l'on suit cette seconde voie, il faut alors définir les conditions pour qu'il soit raisonnable et acceptable de l'emprunter au sens d'une acceptabilité par l'opinion et les décideurs. Ces conditions passent certainement par la définition d'un cadre, de règles communes, par la mise en commun des données et leur confrontation dans un souci de recherche de cohérence et d'améliorations. Seul le cumul des expériences permettra cela.

L'approche économique des valeurs non marchandes présente deux avantages décisifs sur le blocage éthique :

- elle ne rejette pas l'approche morale mais la prend en compte au travers de la valeur intrinsèque d'un actif naturel,
- elle permet de faire émerger des solutions de compromis parfois préférables au statu quo.

Toutefois, reconnaissons qu'en pratique, la valeur intrinsèque n'est généralement pas évaluée sauf dans le cas d'études spécifiquement construites pour cela.

L'approche éthique se révélerait toutefois constructive si, avant de dégrader l'environnement, on se demanderait s'il ne vaudrait mieux pas ne pas le faire. Or, les questions environnementales n'émergent que consécutivement à une destruction, un danger, une baisse de qualité... On ne s'est jamais posé la question de la valeur éthique attachée aux lombrics décimés lorsqu'on construit un bâtiment ou une infrastructure tout simplement parce que les vers de terre ne sont pas une espèce menacée. Certains objecteront que, lorsqu'on construit, on se soucie tout de même préventivement d'impacts tels que la pollution des nappes ou l'effet de coupure d'une autoroute pour certaines espèces animales dont on modifie le territoire mais ceci n'est pris en compte que parce que, par le passé, il a été constaté que les crapauds supportent mal d'être séparés de leur habitat humide ou parce que le problème de la pollution des nappes phréatique est récurrent et impacte la qualité de la ressource en eau dont nous avons besoin. Les partisans d'une approche morale de l'environnement ont donc eux même une analyse utilitariste : si un problème s'est déjà posé par le passé en termes de qualité et/ou de quantité, alors il faut accorder une valeur positive à cet actif sinon, sa valeur est nulle. Il s'agit là d'une pure approche de valorisation. La valorisation des actifs non marchands peut donc se cacher même là où elle est décriée.

Il s'agit de l'application pratique de la théorie du risque, un risque non pris en compte est en fait un risque auquel on accorde une valeur nulle. Les détracteurs des méthodes de monétarisation qui refusent de les utiliser ne prônent donc pas autre chose qu'une valorisation à l'aide d'un facteur de monétarisation égal à 0 € ce qui, pour des personnes qui souhaitent généralement défendre les intérêts environnementaux, est un paradoxe pour le moins problématique et, en tout état de cause, contre-productif.

La question de la monétarisation des actifs environnementaux ne se pose donc à priori que parce qu'ils sont l'objet d'une pression, d'une dégradation ou d'une menace de dégradation liée à l'activité humaine ou bien parce que la société leur accorde une valeur établie par référence à la perte potentielle qui serait subie si cet actif était dégradé ou disparaissait. Le recours à des méthodes d'évaluation permet simplement de redonner toute sa place à l'environnement dans le débat public ce qui est indispensable pour que les arbitrages puissent s'opérer en intégrant la globalité des coûts et bénéfices en jeu qu'ils soient marchands ou non marchands.

POINT va plus loin dans [2010] où il souligne lui aussi « (...) *qu'ordinairement, on ne découvre la valeur de ces services que lorsqu'ils régressent.* » mais en considérant que : « *Un enjeu essentiel est donc de rompre le cercle vicieux qui ne révèle la valeur que lorsqu'il y a régression. La solution réside dans une identification suffisamment précoce de la valeur du service pour l'intégrer dans le processus de décision.* ». Si en théorie cet objectif est évidemment au cœur de la théorie de la valeur non marchande des actifs environnementaux, en pratique, il sera certainement bien difficile de donner une valeur non nulle ou non dérisoire dans le cadre d'évaluations contingente d'un actif abondant ou apparaissant comme non menacé dans l'opinion publique. Pour ce type de cas, les méthodes de réparation seraient certainement plus indiquées.

S'intéressant aux apports de la microéconomie dans les arbitrages de programmes de travaux de la direction des aménagements de rivières en Grande Bretagne en charge aussi bien d'approvisionnement en eau potable, d'assainissement ou encore de prévention du risque d'inondation, HENRY [1984] décrit une situation antérieure qu'il qualifie de « traditionnelle » : « *les programmes et leur financement sont déterminés à partir d'un mélange de jugements techniques, de rapports de force et de préoccupations de répartition plus ou moins équilibrées entre bénéficiaires.* ». Pour sortir de ce fonctionnement fait de rapports de force, les effets des actions envisagées doivent être rendus intelligibles ce qui n'est pas chose aisée du fait de leur nombre et de leur diversité : « *une expression de rentabilité économique est ressentie comme nécessaire.* ».

Présentant le cas d'un projet d'aménagement de la rivière Soar dans les Midlands, HENRY décrit les processus d'évaluation coût-bénéfice engagés et note une évolution notable dans la position des sociétés de protection de la nature qui, généralement méfiantes vis-à-vis des raisonnements micro-économiques auxquels elles ne sont pas familiarisés et vis-à-vis desquelles elles se trouvent « *mal placées pour y voir un bon angle d'attaque.* », ont finalement découvert l'intérêt d'une discussion économique sérieuse qui peut offrir « *un bon langage de contestation publique, en même temps qu'un instrument d'organisation des apports entre divers acteurs publics.* ». Cet exemple illustre un point déjà souligné plus haut : c'est de la pratique que viendra certainement le développement de l'évaluation monétarisée.

Parmi les débats éthiques les plus virulents suscités par les méthodes de monétarisation, le cas de la vie humaine est certainement le plus emblématique. Aussi, nous allons explorer dans les prochaines pages les termes de ces débats et observer l'évolution qui s'est opérée dans la manière d'évaluer la vie humaine.

III.3. Le cas de la valeur de la vie humaine

Le rapport du CERTU et de l'INRETS de 2002 sur la monétarisation des effets de la pollution atmosphérique rappelle la chronologie de l'apparition en France du concept de coût de la vie humaine dans les études socio-économiques. La première occurrence remonte à 1953 par Abraham et Thédié selon JEANJEAN [1983]. En 1970, elle est introduite dans la circulaire du ministère de l'Équipement relative aux méthodes d'évaluation des investissements routiers. A cette époque, la valeur d'une mort accidentelle évitée (accidents de la route) est fixée à 240 000 F₁₉₇₀ en additionnant trois éléments : la perte de production du travailleur décédé, la perte affective pour ses proches et la valeur d'attachement à la vie pour l'intéressé (montant assez arbitraire selon JEANJEAN). Aujourd'hui, elle est évaluée entre 1 et 5 M€

Ensuite, l'étude européenne sur les externalités de l'énergie, ExternE (voir chapitre 3), a utilisé successivement deux notions pour approcher la valeur de la vie humaine : tout d'abord la valeur de la vie statistique (VSL : value of a statistical life) dans sa première version de 1995 puis la valeur d'une année de vie (VOLY : value of life year) à partir de 2000.

III.3.1. Les méthodes d'évaluation de la vie humaine

Dans sa thèse, CHEVASSON [2007] dresse un panorama des principales méthodes d'évaluation de la valeur de la vie humaine utilisées dans le domaine des transports depuis les années 70. Chronologiquement, la logique des préférences révélées a succédé à celle de l'imputation des coûts depuis la fin des années 80 conduisant alors à une augmentation de la valeur de la vie humaine. Les considérations plus récentes prennent en effet en compte plus d'aspects des conséquences d'une vie ou d'une année de vie perdues que les premières méthodes élaborées. Ce panorama est brièvement récapitulé ci-après en précisant quelle(s) valeur(s) est (sont) prise(s) en compte pour estimer la valeur de la vie humaine ou la valeur d'une année de vie humaine.

Logique d'imputation des coûts

La logique d'imputation des coûts peut être abordée au moyen de méthodes très diverses quant aux valeurs prises en compte et aux moyens de les estimer.

- **Coût d'indemnisation** : indemnités des compagnies d'assurance aux victimes
- **Méthode du capital humain** : valeur de la contribution de l'individu au bien-être de la Société
 - approche des pertes nettes : production moins consommation mais il manque la perte de jouissance de la vie et les souffrances des proches dans cette approche
 - approche des pertes brutes : consommation de l'individu, absence de prise en compte de la valeur intrinsèque de l'individu
- **Méthode du capital humain compensé** : méthode basée sur l'approche des pertes brutes complétée de la valeur intrinsèque. Cette méthode prend en compte les aspects matériels (consommations) et les aspects immatériels (indemnités des assurances aux proches en cas de décès et à la victime s'il s'agit d'un blessé)
- **Méthode des années de vie sauvegardées** : valorisation des années de vie sauvegardées par valorisation du temps (de travail, de loisirs : approche micro-économique) et prise en compte du poids évité pour la société du fait de la non prise en charge du décès ou du blessé (approche judiciaire et macro-économique)

Cette logique d'imputation des coûts a été très rapidement abandonnée (valeurs minorées) au profit de celle des préférences révélées qui offre une approche plus globale des conséquences d'un décès pour les individus ou pour la société.

Logique des préférences révélées

Cette approche est basée sur des enquêtes contingentes évaluant des consentements à payer :

- **Méthode du consentement individuel** : évaluation sur la base d'enquêtes sur le CAP pour la réduction du risque de décès (décisions de l'individu)
- **Méthode du consentement de la société** : postulat que les dépenses de l'Etat pour la prévention des risques comme la lutte contre les drogues ou l'insécurité routière reflètent la valeur que la société accorde à la vie humaine (décisions administratives et politiques)

III.3.2. Deux notions pour approcher la valeur de la vie humaine : VSL et VOLY

a) La valeur de la vie statistique (VSL)

Pour donner une valeur à la mortalité accidentelle, on utilise la notion de « valeur de la vie statistique » (VSL : value of a statistical life). Cette notion représente le consentement à payer de la société pour éviter le risque d'une mort anonyme prématurée.

Le fondement de l'évaluation de la valeur statistique de la vie humaine repose sur la fonction d'utilité espérée qui dépend de la richesse et du risque de décès pour chaque individu pour une période donnée [BIAUSQUE, 2001] :

$$E(w,r) = (1-r) \cdot u_a(w) + r \cdot u_d(w)$$

où

- r est le risqué de mourir durant la période
- w est la richesse
- u_a est la fonction d'utilité si l'individu survit à la période
- u_d est la fonction d'utilité s'il meurt pendant la période (legs) »

« On peut calculer à partir de E , le consentement à payer WTP de chaque individu pour conserver son utilité espérée lorsque le risque diminue passant de r à r' ($r' < r$) en écrivant simplement que l'utilité est inchangée :

$$E(w,r) = E(w - WTP, r') \text{ »}$$

La valeur statistique de la vie humaine est ensuite définie comme le taux marginal de substitution entre la richesse et le risque de mourir, c'est-à-dire la variation infinitésimale de la richesse lors d'une variation également infinitésimale du risque et ce sur la courbe d'utilité espérée (pente de la tangente à la courbe d'utilité espérée). Les courbes EU de la figure 5 sont des courbes d'iso utilité espérée.

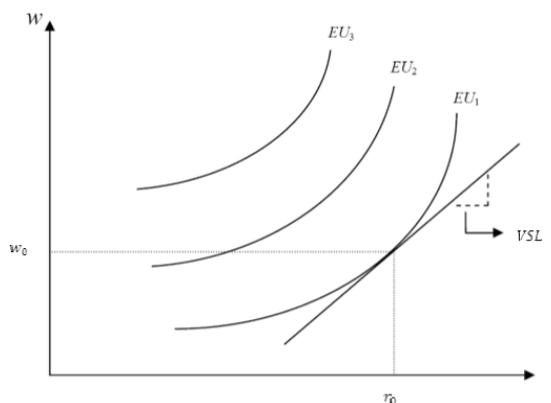


Figure 5 – Représentation de la valeur statistique de la vie humaine (VSL), tiré de [BIAUSQUE, 2001]

Numériquement, la valeur statistique de la vie humaine peut être obtenue à partir du consentement à payer des individus. Pour une diminution du risque de mourir de 1/1000, si les individus sont prêts à payer en moyenne 100 €, la valeur de la vie humaine sera évaluée à 100 000 € [BIAUSQUE, 2001].

En Europe et en Amérique du Nord, les valeurs généralement utilisées s'échelonnent entre 1 et 5 millions d'euros pour la VSL [EUROPEAN COMMISSION, 2005]. Dans l'étude ExternE, cette valeur initialement prise à environ 3,4 M€ a été ramenée à 1 M€ en 2004 pour la valeur médiane en considérant une loi de probabilité ([EUROPEAN COMMISSION, 2005] p. 43 et p. 146). Ces valeurs sont déterminées comme moyenne des études sur la VSL menées en Europe.

La valeur de la VSL est très élevée du fait des considérations éthiques attachées à l'intitulé même de cette valeur qui doit refléter la valeur d'une vie statistique. FRIEDRICH, RABL et

SPADARO [2001] expliquent que « *Cette expression provoque souvent des réactions hostiles de la part du public, qui pense que les économistes tentent de mesurer la valeur de la vie. La valeur de la vie est illimitée (aucun moyen n'est épargné pour secourir un individu en danger). En réalité, la VSL est le "consentement collectif à payer pour éviter un faible risque d'un décès anonyme prématuré".* »

b) La valeur d'une année de vie (VOLY) et la valeur d'une année de vie perdue (YOLL)

La VSL déterminée dans le cas d'évaluations contingentes sur les décès accidentels est trop élevée pour être utilisée dans le cas de la monétarisation des décès prématurés induits par la pollution atmosphérique (durée de vie perdue moindre que pour un accident routier, état de santé préalablement dégradé). C'est donc la notion de « perte d'espérance de vie » exprimée en « année de vie perdue » (en anglais : YOLL, year of life loss) qui est utilisée et qui intervient dans le concept de valeur d'une année de vie (VOLY).

En effet, pour le cas des décès prématurés dus à la pollution atmosphérique, la valeur de la vie statistique définie dans le cadre d'évaluations contingentes dans le contexte d'accidents routiers (consentement à payer pour des infrastructures de transport moins accidentogènes par exemple) n'est pas adaptée car les problématiques en jeu sont assez différentes :

- pour le cas des accidents routiers :
 - le décès prématuré conduit à un nombre d'années de vie perdue élevé (35 ans en moyenne selon [EUROPEAN COMMISSION, 2005]),
 - l'accident intervient dans le contexte d'une action volontaire (prendre sa voiture) ce qui est moins évident pour l'exposition aux polluants atmosphériques,
 - le décès intervient de manière subite généralement après l'accident,
 - le décès par accident routier touche généralement des personnes en bonne santé.
- pour le cas de la pollution atmosphérique :
 - le décès prématuré conduit statistiquement à quelques mois de vie perdus,
 - le décès prématuré peut intervenir à la suite d'une exposition à un pic de pollution ou être le résultat d'une exposition chronique,
 - les personnes qui décèdent prématurément du fait de leur exposition aux polluants atmosphériques ont généralement des prédispositions dans le domaine cardio-pulmonaire ou bien présentent un état de faiblesse particulier.

La VOLY est déterminée à l'aide d'évaluations contingentes pour déterminer un consentement à payer pour éviter la perte d'une année de vie anonyme par exemple en utilisant un scénario conduisant à évaluer le coût acceptable de la mise en œuvre d'une nouvelle politique de régulation des émissions de polluants ou bien en évaluant l'augmentation de salaire nécessaire pour l'acceptation d'un travail induisant un risque de mort accidentelle plus important...

Dans les prochaines pages, nous allons voir le mode de détermination et les valeurs obtenues dans l'étude ExternE à partir de la notion de VOLY pour la mortalité et la morbidité induites par les polluants atmosphériques. Ces valeurs sont celles sur lesquelles sont basés les facteurs de monétarisation de ces polluants que nous verrons au chapitre 3.

Mortalité

Alors qu'en 1995, les conséquences de la pollution atmosphérique étaient monétarisées en multipliant le nombre de décès par la VSL, ces conséquences sont désormais évaluées en multipliant la réduction de l'espérance de vie (voir exemple au tableau 4) par une valeur par année de vie perdue (YOLL).

	Nombre de décès	Espérance de vie	Nombre d'années de vie perdues
30 – 34	488	47,04	22 956
25 – 29	994	42,38	42 126
40 – 44	2 092	37,78	79 036
45 – 49	3 400	33,28	113 152
50 – 54	3 886	28,93	112 422
55 – 59	6 448	24,71	159 330
60 – 64	11 083	20,69	228 893
65 – 69	16 827	16,91	284 545
70 – 74	25 072	13,35	334 711
75 – 79	20 365	10,11	205 890
80 – 84	45 691	7,31	334 001
85 +	90 521	4,51	408 250
Total	226 847		2 325 311
Moyenne			10,25

Tableau 4 – Pertes d'années de vie en raison de la pollution atmosphérique (décès de personnes de plus de 30 ans), tiré de l'annexe 9 du rapport Boiteux [BOITEUX, 2001]

Depuis 2004, la valeur d'une année de vie (VOLY) utilisée dans ExternE pour un scénario se déroulant sur 10 ans est de 50 000 € en valeur actuelle³³ et 75 000 € en valeur non actualisée. Elle a été déterminée à partir d'une étude de Rabl de 2002³⁴ sur la relation entre l'espérance de vie et la probabilité de mourir. Cette étude, citée dans [EUROPEAN COMMISSION, 2005], établit par exemple qu'une personne de 55 ans gagne 40 jours de vie lorsque le risque de décès prématuré annuel est réduit de 5 pour 1000. Le raisonnement est mené à partir des résultats d'une évaluation contingente (Alberini et al., 2004³⁵) basée sur un scénario proposant aux personnes interrogées de fixer le prix qu'elles seraient prêtes à payer pour acheter chaque année pendant 10 ans un produit nouveau pour lequel il aurait été scientifiquement démontré qu'il permettrait de réduire le risque de mourir de maladie durant cette période dans une proportion x à y. Cette approche sur 10 ans a été choisie car elle permet de faire un parallèle plausible avec la période typique de latence qui s'écoule dans le cas d'une exposition chronique aux polluants atmosphériques avant qu'un effet visible ne se manifeste et qui est estimée à 5 à 7 ans dans ExternE ([EUROPEAN COMMISSION, 2005] p. 147).

Cette enquête a été menée en France, en Grande Bretagne et en Italie. En Grande Bretagne, elle a abouti à un consentement à payer médian de 4650 € sur 10 ans pour un mois additionnel d'espérance de vie. Les résultats de cette étude ont été traités de manière statistique par Rabl (Rabl (2002) cité dans [EUROPEAN COMMISSION, 2005]) en tenant compte du fait que la modification de la probabilité de survie à 10 ans modifie la probabilité de survivre pour les périodes postérieures. Les calculs de Rabl conduisent à une augmentation de l'espérance de vie de 0,64 à 2,02 mois (fonction de l'âge et du sexe de la personne) pour une diminution du risque de décès annuelle de 5 pour 1000. « « « « t »

Pour déterminer la valeur monétarisée de l'allongement de l'espérance de vie d'un mois, on divise le consentement à payer des répondants par cette augmentation de l'espérance de vie. Ensuite un traitement probabiliste est opéré à l'aide d'une distribution théorique dont la densité de probabilité est, selon les travaux de Rabl, de la forme $\alpha \cdot e^{\beta t}$ où t est l'âge et α et β sont des paramètres qui peuvent prendre 2 valeurs (selon le sexe de la personne).

³³ La valeur actualisée nette (VAN) d'un montant M_i à l'année i est la valeur ramenée à l'année de référence (année 1) à l'aide du taux d'actualisation r : $VAN(M_i) = \frac{M_i}{1+r}$

³⁴ Rabl A (2002), *Relation Between Life Expectancy and Probability of Dying*, Centre d'Energétique, Ecole des Mines, 60 boul. St.-Michel, F-75272 Paris. Available from author at ari.rabl@ensmp.fr.

³⁵ Alberini, A., A. Hunt and A. Markandya (2004), "Willingness to Pay to Reduce Mortality Risks: evidence from a three-country contingent valuation study" Mimeo. Paper submitted for presentation at the Annual EAERE Meeting, Budapest, 25-28 June 2004.

Ces calculs concluent à une valeur d'une année de vie de 55 800 € à partir de laquelle les contributeurs d'ExternE ont fixé la VOLY à 50 000 € en valeur actualisée (sur 10 ans) ce qui correspond à une VOLY non actualisée de 75 000 € qui est la valeur de référence retenue par les auteurs d'ExternE.

Les auteurs d'ExternE ont également défini une fourchette pour encadrer la VOLY. Pour ce faire, ils ont utilisé les hypothèses suivantes :

- borne inférieure : **27 000 €** déterminée à partir des résultats de l'évaluation contingente d'Alberini et al. (2004)³⁶ menée en France et qui a utilisé une estimation directe du changement de l'espérance de vie induite par un consentement à payer de 300 €³⁷
- borne supérieure : **225 000 €** établie à partir d'une diminution du risque de décès prématuré de 1 pour 1000 avec scénario de paiement sur 10 ans (contre 5 pour 1000 pour la valeur médiane de 75 000 €).

Depuis 2005, ExternE considère donc une valeur de la VOLY de 75 000 € avec une fourchette de test de [27 000 € - 225 000 €] soit [- 64 % ; + 300 %]. A noter que les auteurs d'ExternE attirent l'attention sur le fait que ces bornes ont été déterminées à partir de résultats provenant d'enquêtes menées sur un échantillon de population bien moindre que l'enquête ayant conduit à la valeur de référence de 75 000 €. Ces bornes sont donc établies sur des résultats moins robustes.

Les auteurs d'ExternE soulignent également que les consentements à payer recueillis devraient être consolidés par des enquêtes complémentaires visant notamment à cerner l'effet de la plus ou moins grande compréhension par les répondants des enjeux évoqués en fonction des scénarios exposés (variation à faire sur le véhicule de paiement et sur la manière d'explicitier le gain d'espérance de vie).

Par ailleurs, il existe une disparité d'évaluation entre pays. Dans [NICOLAS et al., 2002] on trouve une comparaison de la valeur de la vie sauvée dans différents pays européens en 1997. Celle-ci varie très fortement entre 35 000 € et 1,7 M€ aux extrêmes.

Valeur de la vie sauvée	Pays concernés
35 - 199	Grèce, Portugal, Espagne, Pays-Bas
200 - 749	Belgique, Danemark, France
750 - 1 700	Autriche, Finlande, Allemagne, Irlande, Suède, Royaume-Uni

Source : Marcial Echenique and Partners Ltd (2001)

Tableau 5 – Valeur de la vie sauvée en Europe en k€₁₉₉₅, tiré de [NICOLAS et al., 2002]

Ces auteurs expliquent que les écarts importants constatés entre pays proviennent de trois types de causes : les éléments pris en compte sont différents (coûts matériels, peine, douleur...), les méthodes d'évaluation sont différentes (évaluation contingente, observation des dépenses réelles...) et les cultures sont différentes (conceptions différentes du risque, fiscalités différentes...). Pour toutes ces raisons, NICOLAS et al. [2002] concluent que les comparaisons internationales sont difficiles et recommandent « *la plus grande prudence dans les comparaisons des coûts monétarisés employés dans les différents pays* ».

³⁶ Alberini, A., A. Hunt and A. Markandya (2004), "Willingness to Pay to Reduce Mortality Risks: evidence from a three-country contingent valuation study" Mimeo. Paper submitted for presentation at the Annual EAERE Meeting, Budapest, 25-28 June 2004.

³⁷ ce qui revient à prendre une diminution du risque de décès prématuré moindre que 5 pour 1000 sur 10 ans, pour cette variante de l'enquête, le gain d'espérance de vie a été exprimé en jour plutôt qu'en diminution du risque de décès prématuré ce qui a certainement permis aux personnes interrogées de mieux appréhender la problématique posée

Dans [2010], le SETRA reproche à ExternE d'être « *toujours basée sur la valeur de la vie humaine alors qu'elle nécessiterait de mener des évaluations contingentes spécifiques.* » et il cite une étude française menée par le Groupement de Recherche en Economie Quantitative d'Aix-Marseille (GREQAM) dans les Bouches-du-Rhône qui aboutit à une valeur moyenne de l'année de vie (spécifique au risque mortel lié à la pollution de l'air) de 150 000 €₂₀₀₈³⁸. Cette étude utilise un raisonnement beaucoup plus sophistiqué que celui d'ExternE avec une modélisation mathématique recourant à des calculs intégraux pour analyser les consentements à payer. Le facteur de monétarisation obtenu par le GREQAM est certes deux fois plus élevé que celui proposé par ExternE₂₀₀₄ (newExt) mais il entre dans la fourchette de test proposé par cette étude qui s'étend de 27 000 € à 225 000 €. Il n'y a donc pas d'incompatibilité entre la valeur du facteur de monétarisation d'ExternE et celle du GREQAM.

Les différentes notions utilisées dans ExternE autour de l'évaluation de la vie humaine (VSL, VOLY, YOLL) et leurs valeurs sont récapitulées au tableau 6.

Notion liée à l'évaluation de la valeur de la vie humaine		signification	ExternE 1995	ExternE depuis 2004 (valeur médiane)	Fourchette ExternE depuis 2004
VSL	value of a statistical life	valeur de la vie statistique	CAP pour éviter le risque d'une mort anonyme prématurée	3,4 M€	1 M€
VOLY	value of life year	valeur d'une année de vie perdue	CAP pour éviter la perte d'une année de vie anonyme	50 000 €(non actualisé, scénario sur 10 ans) et 75 000 €en valeur actuelle	27 000 à 225 000 € Soit [- 64% ; + 300%].
YOLL	year of life loss	Année de vie perdue	réduction de l'espérance de vie		

Tableau 6 – Récapitulatif des notions et facteurs de monétarisation d'ExternE pour l'évaluation de la valeur de la vie humaine

Morbidité

Pour déterminer la variation de surplus (variation de bien-être) induite par la modification de la qualité de vie lors d'une dégradation de l'état de santé imputable à l'exposition aux polluants atmosphérique, les rédacteurs d'ExternE ont sommé les variations de surplus résultant des éléments suivants :

- (i) Coûts en ressources : il s'agit des coûts médicaux engagés (hospitalisation, visite chez le médecin, coût pour l'assurance maladie, coûts supportés par l'individu ou la famille consécutivement à la dégradation de l'état de santé).
- (ii) Coûts d'opportunité : perte de productivité (arrêts de travail, baisse de productivité au travail due aux effets ressentis) et coûts d'opportunité des loisirs (perte de capacité à s'adonner aux loisirs et donc perte de temps consacré aux loisirs y compris pour des raisons de baisse de revenu consécutive à la baisse de revenus éventuellement induite par les arrêts de travail).
- (iii) Autres effets négatifs (disutility en anglais) : autres coûts économiques et sociaux incluant toutes les restrictions de loisirs induites, les répercussions ressenties résultant de la dégradation de l'état de santé (inconfort, peine, souffrance, anxiété à propos de l'avenir, préoccupations pour la famille et les proches).

Les deux premiers éléments sont évaluables à partir de données résultants de l'économie marchande. Le troisième doit être évalué à partir d'évaluations contingentes afin de déterminer un consentement à payer pour éviter ces effets négatifs ou un consentement à recevoir pour accepter de les subir.

³⁸ *Monetary values for air pollution risk of death: a contingent valuation survey.* CHANEL, O., LUCHINI, O., GREQUAM, 2008, 26 p.

Le tableau 7 ([EUROPEAN COMMISSION, 2005], p. 156) récapitule les valeurs retenues par les contributeurs d'ExternE à partir de différentes études pour des aspects liés à la dégradation de santé induite par l'exposition aux polluants atmosphériques : admission à l'hôpital, consultation pour asthme, journée de travail perdue, etc. chacun de ces éléments étant associé à un coût par jour, par cas ou par consultation. Par exemple, la journée de toux est valorisée à 38 €₂₀₀₀ tandis que la bronchite chronique est évaluée à 190 000 €₂₀₀₀ par cas.

Health end-point	Recommended central unit values, € price year 2000
Hospital admissions	2,000/admission
Emergency Room visit for respiratory illness	670/visit
General Practitioner visits :	
Asthma	53/consultation
Children	75/consultation
Respiratory symptoms in asthmatics :	
Adults	130/event
children	280/event
Respiratory medication use - adults and children	1/day
Restricted activity days	130/day
Cough day	38/day
Symptom day	38/day
Work loss day	82/day
Minor restricted activity day	38/day
Chronic bronchitis	190,000/cas

Tableau 7 – Valeurs de morbidité d'ExternE [European Commission, 2005], en €2000

III.3.3. Discussion sur les dérives possibles

Dans son numéro d'avril 2013, le magazine canadien *L'actualité* consacre un article au « *prix d'une vie* » [TRUDEL] (extrait à l'encart 5). Les exemples présentés illustrent comment les gouvernements prennent en compte une valeur de référence pour la vie humaine pour certaines décisions. Cet article destiné au grand public expose également une controverse importante autour de ces évaluations. Cette controverse s'opère autour du QALY pour *quality-adjusted life year* ou année de vie pondérée par la qualité. Le QALY est notamment utilisé dans le domaine médical pour décider si un traitement ou un médicament qui maintiendraient un patient en bonne santé pendant une année présente un coût acceptable ou non. Dans la négative, le traitement est refusé au patient ce qui conduit les associations de patients et de médecins à récuser l'utilisation de cette méthode pour des raisons éthiques. Aux Etats-Unis, d'abord promu, l'utilisation du QALY a finalement été interdite par le Congrès pour les chercheurs du secteur public.

Encart 5 – Extrait de « *Le prix d'une vie* » - magazine canadien *L'actualité*, [TRUDEL, 2013]

« Il y a à peine quelques décennies que les gouvernements tiennent compte de la valeur économique d'une vie sauvée par leurs actions.

Au Canada, l'un des premiers cas connus remonte au milieu des années 1990, quand le ministère fédéral des Transports voulait obliger les constructeurs automobiles à doter leurs véhicules de coussins gonflables pour les deux sièges avant. Ses experts estimaient que cette mesure allait permettre d'éviter de 30 à 40 décès par année, et entre 520 et 720 en 25 ans. Compte tenu du coût de deux coussins gonflables (500 dollars), la facture s'élèverait à 1,7 milliard de dollars, soit entre 2,4 et 3,3 millions par vie sauvée. Le prix de la vie, à l'époque, oscillait entre 1,3 et 1,7 million de dollars. Par souci d'« efficacité », Transports Canada a décidé d'imposer d'abord le coussin gonflable côté conducteur...

Aux États-Unis, le cas le plus célèbre est celui, dans les années 1970, de la Ford Pinto, un modèle abordable, mais dont le réservoir d'essence avait tendance à exploser lors des collisions. Ford avait jugé qu'il en aurait coûté trop cher de modifier ses véhicules défectueux. Elle avait notamment appuyé sa décision sur la valeur statistique de la vie, établie à l'époque à 200 000 dollars par la NHTSA. L'affaire, mise au jour par une enquête journalistique, avait fait grand bruit, et Ford avait été contrainte de rappeler les Pinto puis d'en cesser la production. »

D'autres reproches d'ordre moral peuvent être formulés à l'encontre de l'évaluation d'une valeur pour la vie humaine. Formulons-les au travers de quelques questions volontairement dérangeantes voire provocatrices :

- la valeur de la vie humaine est-elle liée au revenu ? autrement dit, la monétarisation ne conduira-t-elle pas à considérer des valeurs différentes pour la vie d'un « riche » et celle d'un « pauvre » au sein d'un même pays ? entre pays de PIB différents ?
- si la valeur d'une année de vie perdue diminue avec l'âge, cela signifie-t-il que le décès d'une personne âgée est moins « grave » (valeur moindre) que celui d'une personne plus jeune ?
- certains ne pourraient-ils pas être tentés de régler le problème des retraites par répartition en proposant de réduire l'espérance de vie ?
- définir une valeur pour une année de vie, ne conduit-il pas à cautionner des raisonnements de type extermination ?
- l'acharnement thérapeutique ne risque-il pas de prendre une autre définition dans une société où la vie serait monétarisée ?

Ces questions et bien d'autres encore peuvent survenir lorsqu'on passe d'une vision macroscopique d'un individu statistique (l'équivalent du modèle de consommateur en microéconomie) à une analyse liée à une personne donnée. Dès lors que la société s'interdit ce type de raisonnement (comme l'a fait le congrès américain en interdisant le QALY), de telles dérives deviennent impossibles. Les valeurs liées à la vie humaine sont alors réservées aux raisonnements de masse et aux arbitrages destinés à sauver des vies en masse et non à l'unité.

Considérer que la valeur de la vie humaine est infinie nécessiterait de consacrer toutes les ressources budgétaires disponibles à sauver des vies et même dans ce cas, toutes les ressources financières pourraient ne pas y suffire. Dès lors, l'idée d'une valeur finie accordée à la vie humaine s'impose inexorablement.

GUESNERIE [2015], imaginant que deux secteurs pourraient adopter une valeur différente de la vie humaine, explique que cela conduirait à « *des choix inefficaces au sens des économistes dans la mesure où, à la même dépense totale, on aurait pu sauver plus de vies humaines* ». Il explique alors que cela l'interpelle en tant qu'être humain et en conclut que « *L'argument d'efficacité ne peut être rejeté si aisément* ».

Les difficultés de dialogue autour de la valeur de la vie humaine tiennent en fait à une confusion entre deux registres : le registre de la morale et le registre de fait. En pratique, il existe bien des valeurs implicites différentes pour la vie humaine en fonction des revenus (comme le coût d'opportunité du temps qui augmente avec le revenu), de l'âge, de l'état de santé, du statut social etc. Sauver la vie d'un enfant souffrant de famine n'a pas le même coût que sauver la vie d'un enfant souffrant d'une maladie génétique nécessitant de longues recherches. Pour autant, les deux actions sont menées en parallèle, elles ne s'excluent pas l'une l'autre.

En prendre acte ne remet pas en cause la position morale consistant à rechercher comment réduire les inégalités. Ces valeurs différentes n'ont pas de signification à l'échelle individuelle, elles doivent être agrégées pour constituer une vision intégrée permettant l'allocation des ressources. La morale permet alors de ne pas confisquer ces ressources au profit d'un seul type d'actions.

III.3.4. Conclusion sur la valeur de la vie humaine

Malgré les oppositions d'ordre éthique qui peuvent apparaître dès qu'il est question de méthodes d'évaluation liées à la valeur de la vie humaine, il est indispensable de garder à l'esprit que ne pas révéler une valeur non marchande revient à lui donner une valeur nulle dans les arbitrages. Aussi, même lorsqu'il s'agit de la vie humaine, une fois toutes les précautions rhétoriques et éthiques prises, la monétarisation apparaît comme un outil intéressant pour l'exercice d'une décision politique et sociétale éclairée.

La problématique n'est pas simple. Suivant le contexte, il faut prendre en compte des pertes d'espérance de vie importantes (accidents) ou courtes (décès liés à des maladies respiratoires chroniques). Il n'est donc pas possible de se contenter d'évaluer les alternatives de politiques de santé publique entre elles simplement en comptabilisant un nombre de morts évités, la question est bien plus complexe. L'expression des différentes facettes de la valeur de la vie humaine dans une unité unique représente un outil d'aide à la décision pour orienter les budgets disponibles mais il ne peut en aucun cas se substituer à la décision politique.

En 40 ans, la manière de prendre en compte la valeur de la vie humaine dans les études de monétarisation a évolué, elle s'est complexifiée avec l'apparition d'un *distinguo* selon la nature de la cause de décès, l'âge et l'état de santé au moment du décès etc. L'idée épouvantail d'UNE valeur pour la vie humaine ne reflète donc pas la réalité des efforts déployés par les économistes pour décrire la manière d'évaluer la perte de valeur liée à la perte d'une vie humaine ou d'un raccourcissement de la vie humaine.

La question qu'il convient de se poser est simple en fin de compte : donner une valeur marchande est-il plus dommageable que de ne pas évaluer ? Les désavantages de l'évaluation de la vie humaine sont-ils plus importants que ses bénéfices ? Il nous semble qu'il est impossible de répondre à ces questions par l'affirmative. La valeur obtenue n'est pas LA valeur qui de toute manière n'existe pas. Par contre, utiliser une telle valeur permet là aussi de poser les bases d'une discussion.

IV. La monétarisation en France et ailleurs

a) En France

En 1972, alors qu'aux Etats-Unis la méthode des coûts de transport se développe pour évaluer les actifs naturels, trois chercheurs de l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) publiaient un article condamnant la voie de la monétarisation : « *il est illusoire, dans son principe même, de chercher à calculer une valeur monétaire pour des biens non reproductibles ou peu reproductibles tels que les forêts* » [POUPARDIN, RINGWALD et WOLFER]. Durant les 20 ans qui suivent, la monétarisation des externalités reste au point mort en France.

Le premier exemple français d'utilisation de la monétarisation correspond à l'estimation des dommages liés au naufrage de l'Amoco-Cadiz en 1992 par le même INRA. Par la suite, l'analyse coût-bénéfice ne s'est pourtant pas développée en France. L'*instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures de transport* de 1995 est le seul exemple d'instruction faisant référence et fournissant des valeurs monétarisées reconnues en quelque sorte comme valeurs tutélaires. Cette instruction fait suite aux obligations qui découlent de la loi d'orientation sur les transports intérieurs (LOTI) et de son décret d'application qui obligent à s'assurer de l'efficacité économique, financière, sociale et environnementale des projets en fonction des coûts et des conditions de construction, d'exploitation, d'entretien et de renouvellement de l'infrastructure.

On trouve bien entendu des études de monétarisations menées en France, notamment dans le domaine de la santé pour des problématiques très spécifiques (problématiques de risques) ou par les agences de l'Eau en application des obligations d'évaluation introduites par la Directive Cadre sur l'Eau de 2000. Cependant, elles sont éparses et aucun secteur, aucune problématique n'a atteint en France, comme le secteur des transports, la reconnaissance d'une instruction cadre ou d'un rapport de référence tel que le rapport du Commissariat Général du Plan dit « rapport Boiteux » [BOITEUX, 2001].

Aujourd'hui encore, la monétarisation circonscrite au domaine des transports est très peu utilisée en France. BEAUMAIS [2009] explique : « pour le cas français, malgré les progrès associés à quatre rapports publiés à la Documentation Française³⁹, malgré les travaux en cours de la commission Stiglitz-Sen, **la place de la monétarisation du non-marchand apparaît très marginale.** ».

Le même phénomène s'observe à l'échelle de l'OCDE qui, dans un numéro de *Synthèses* de 2007 consacrée à l'évaluation des politiques environnementales, rapporte que « si l'environnement constitue le champ de l'action publique dans lequel le plus grand nombre d'ACB [Analyses Coûts-Bénéfices] a été entrepris, le recours à ces analyses pour "éclairer la décision publique" dans les pays de l'OCDE reste relativement limité. ».

Un exemple récent d'utilisation de la monétarisation en France est le cas de l'étude d'impact du projet de loi de programme du Grenelle de l'Environnement réalisée par le Ministère en charge de l'environnement [MEEDDAT, 2008]. Cette étude a été menée sur la base d'une approche monétarisée de certains coûts et bénéfices sociaux-environnementaux. Les facteurs de monétarisation utilisés proviennent soit de « valeurs de référence communément admises » notamment les valeurs du rapport Boiteux de 2001 pour les questions de transport soit de grilles remplies par des comités opérationnels (COMOP) constitués spécialement pour l'occasion. Cette évaluation monétarisée n'a porté que sur environ 20% des 268 engagements du projet de loi de programme du Grenelle de l'Environnement, les auteurs ayant choisi de se concentrer sur les engagements présentant les impacts financiers les plus significatifs.

Le tableau 8 page suivante récapitule les évaluations qualitatives et les montants monétarisés figurant dans cette étude d'impact. Il montre que pour certaines thématiques (santé-environnement, eau, biodiversité, agriculture biologique et déchets), l'évaluation est restée essentiellement qualitative. Les auteurs expliquent que le faible nombre d'enquêtes contingentes en France et la difficulté liée aux transferts de résultats d'un contexte à un autre ne permettent qu'une évaluation très partielle des biens et services environnementaux non marchands pour certains thèmes et notamment pour la biodiversité.

Pour d'autres thèmes, l'absence d'objectifs quantitatifs dans l'engagement même de la loi Grenelle a conduit les auteurs à poser leurs propres hypothèses de cibles afin d'illustrer l'importance des bénéfices environnementaux afférents.

Ce sont finalement les thématiques transport et bâtiment qui sont les mieux cernées dans cette étude d'impact tandis que pour les autres thématiques, l'évaluation est souvent peu élaborée.

³⁹ Rapport Boiteux de 2001 ; Rapport sur *La décision publique face aux risques* de 2002 ; Rapport Lebègue *Le prix du temps et la décision publique* de 2005 ; Rapport Quinet *La valeur tutélaire du carbone* de 2008.

		bénéfices environnementaux	évaluation bénéfices environnementaux	
bâtiment	- Construction de bâtiments neufs - Rénovation hors programmes spécifiques	- bât. publics+tertiaires 0,12MtCO2/an (130-190 €/t) - logements privés 0,15 MtCO2/an (96-228 €/t) - rénov : 13,6 MtCO2/an (130-190 €/tCO2) - Bruit +	400M€/an , Bénéfice actualisé sur 30 ans : 12 Mds€ (non pris en compte : réduction dépendance énergétique, protection contre bruit)	
	transport	- meilleure prise en compte environnement dans décision publique - 3,1 à 3,7 MtCO2/an (soit 93 à 108 M€/an) - Congestion 60 M€/an - Insécurité 40 M€/an - Pollution locale 120 M€/an - Externalités +	- transports en commun et LGV : 30 M€/an - fret Insécurité : 80 M€/an Congestion : 85 M€/an Pollution locale : 170 M€/an - bonus/malus achat véh. neufs 30 à 60 M€/an Insécurité et pollution locale : 200 M€/an autres mesures transport non évalué	
énergie et climat	- enchères quotas CO2 - énergie DOM	non évalué	uniquement CO2 : - filière bois : 35 €/tCO2 => 140 M€/an - ENR 70-1380 €/tCO2 => 1,3 à 26 Mds€/an	
	- Extension bonus-malus	Ampoules 0,1 - 0,15 MtCO2/an		
	- filière bois	- 4 MtCO2/an		
	- développement ENR	- 19 MtCO2/an		
déchets	- TGAP décharge et incinérations	- bruit + - effet de serre - eau ++	- biodiversité + - sols + - poll. locale air +	non évalué
eau	- mise en demeure ERU - ERU et prêts bonifiés de la CDC	- effet de serre - - eau +++ - biodiversité +++	- poll. locale de l'air - - santé - env. +++	amélioration qualité de l'eau : 8 Mds€ actualisés sur 50 ans
	- détection fuites réseaux d'eau	- eau +++	- biodiversité ++	
	- bandes enherbées	- eau +++ - biodiversité +++	- santé env. +++	
	- protection captages eau potable	- eau +++ - biodiversité +++ - paysages +++	- santé env. +++ - risques/sécurité +++	
	- substances prioritaire dans l'eau (chlordécone)	- eau +++ - biodiversité ++	- santé env. +++	
agriculture	- restauration collective en bio	- effet de serre ++ (de 4,7 à 2,35 t/ha) - Eau +++ (1,1 M€)	- biodiversité++ - santé env. +++ 0,3 M€ - pollution locale air -	
risques / santé	- points noirs bruit	- bruit +++	- santé +++	Valeur mini (résorption 30 % pts noirs inondation) ~ 1,75 Mds€ actualisé sur 50 ans
	- risques naturels dans les DOM - points noirs inondation	- santé ++	- risques / sécurité +++	
	- biosurveillance de la population - Reach et phytosanitaires	- santé +++		non évalué
	- santé du travail	non évalué		
	- Suppression phytosanitaires très préoccupants	- eau ++ - biodiversité ++	- santé ++ - risques/sécurité ++	
	- nouv.PNSE/plan PM/qualité air intérieur - fiches de sécurité professionnelles - contrôle substances toxiques	- eau ++ - biodiversité + - sols +++	- poll. locale air +++ - santé env. +++	
	- réhabilitation stations service fermées et sites orphelins	- eau +++ - sols +++	- santé +++	
	- revalorisation de la TNSA	- bruit ++	- santé ++	
biodiversité	- trames vertes - stocks halieutique - 9 observatoires + fonda° recherche	- biodiversité +++		non évalué
	- aires et espèces protégées - biodiversité dans les DOM	- eau ++ - biodiversité +++	- paysages +++ - sols ++	
	- acquisition 20 000 ha de zones humides	- Effet de serre ++ - eau +++ - biodiversité ++	- paysages ++ - sols ++	

Tableau 8 – Evaluations qualitatives et monétarisées des bénéfices environnementaux présentes dans l'étude d'impact du projet de programme du Grenelle de l'Environnement, données [MEEDDAT, 2008]

b) En Grande-Bretagne et dans les pays nordiques

La Grande-Bretagne et les pays du Nord de l'Europe ont intégré les méthodes de monétarisation pour évaluer les bénéfices de protection de l'environnement et mettre en place une politique de gestion des actifs naturels plus rationnelle. BERNARD [2004] explique qu'outre-manche, le National Audit Office (NAO) réalise des audits sur les dépenses publiques (appelés audits « value of money ») dans des domaines très variés (justice criminelle, passation des marchés du Ministère de la Défense, ...). Une cinquantaine de rapports sont ainsi remis au Parlement chaque année conformément au National Audit Act de 1983 qui prévoit que le NAO peut examiner et faire rapport sur : l'Economie, l'Effizienz et l'Efficacité (les 3 E) des dépenses publiques. Ces 3 E sont définis par la NOA comme suit :

- *Economie* : minimiser le coût des ressources consommées ou nécessitées (dépenser moins).
- *Effizienz* : relation entre les biens et services produits et les ressources pour les produire (bien dépenser).
- *Efficacité* : relation entre les résultats attendus et les résultats obtenus de la dépense publique (dépenser intelligemment).

c) L'exemple de la directive sur les « véhicules propres » 2009/33/CE

Au niveau européen, les méthodes de monétarisation ont été introduites dans les pratiques courantes d'achat public avec la directive 2009/33/CE *relative à la promotion de véhicules de transport routier propres et économes en énergie*⁴⁰. Cette directive concerne les véhicules acquis par les pouvoirs publics et par les exploitants de services de transport public pour toutes catégories de véhicules : voitures particulières, véhicules utilitaires légers, poids lourds, autobus et autocars. Ces dispositions obligent les pouvoirs publics à prendre en compte comme critères d'attribution lors de l'achat des véhicules (marchés publics), les coûts environnementaux des émissions de CO₂, des émissions de polluants (NO_x, HCNM⁴¹ et particules) et de la consommation de carburant pendant toute la durée de vie du véhicule. Cette prise en compte peut se faire au moyen de la monétarisation des impacts. Dans ce cas, les facteurs de monétarisation à prendre en compte sont ceux fixés par la directive (tableau 9).

CO ₂	NO _x	HCNM	Particules
0,03-0,04 EUR/kg	0,0044 EUR/g	0,001 EUR/g	0,087 EUR/g

Tableau 9 – Facteurs de monétarisation de la directive 2009/33/CE relative à la promotion de véhicules de transport routier propres et économes en énergie, coûts des émissions dans le transport routier (prix 2007)

d) Un bilan plus mitigé en pratique

En pratique, bien que la situation à l'international soit sans commune mesure avec le désert d'applications français, la monétarisation reste peu utilisée, souvent circonscrite à la production d'indicateurs physiques [BEAUMAIS, 2009] ce qui en limite considérablement l'intérêt. BEAUMAIS souligne qu'alors que les recherches dans le domaine se sont largement développées passant d'un peu plus d'une dizaine de publications internationales sur le thème de la monétarisation dans le domaine de l'environnement en 1990 à environ 500 en 2003, on constate que ces méthodes sont « *peu connues de l'ensemble des économistes, sans doute encore moins des décideurs publics.* ».

⁴⁰ Directive 2009/33/CE : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:120:0005:0012:FR:PDF>, transposée en France par la loi du 5 janvier 2011 portant diverses dispositions d'adaptation de la législation au droit de l'Union européenne, le décret n° 2011-493 et l'arrêté du 5 mai 2011

⁴¹ HCNM : hydrocarbures non méthaniques

V. Le rôle de l'actualisation

Le calcul économique est un domaine de la science économique qui permet d'analyser l'intérêt des projets d'investissement et de les comparer entre eux. Les bases du calcul économique ont été posées au XIX^{ème} siècle par Jules Dupuit.

Tout d'abord limité aux strictes considérations financières, le calcul économique s'est enrichi de considérations sociales et environnementales depuis quelques décennies. On parle alors de calcul économique écologique qui sera abordé en fin de paragraphe.

Dans un premier temps, nous allons aborder la notion d'actualisation qui permet de projeter des bilans actuels dans l'avenir, exercice qui sera proposé au chapitre 4 pour le photovoltaïque et au chapitre 8 pour la gestion des déchets.

V.1. Le taux d'actualisation

Le taux d'actualisation permet de comparer des scénarios d'investissement en ramenant une valeur future à une valeur actuelle. Il détermine de combien d'unités monétaires la consommation d'un agent économique doit augmenter demain si cet agent a accepté de ne pas consommer une unité monétaire aujourd'hui tout en lui garantissant le même niveau de satisfaction. Ce taux s'applique à des valeurs constantes, c'est-à-dire ne subissant pas d'inflation (valeurs en € constants par rapport à une année de référence) [SETRA, 2010].

L'actualisation des coûts et bénéfices financiers et environnementaux (révélés au moyen de la monétarisation) sont particulièrement importants pour la puissance publique qui est la garante de la préservation du bien-être commun. Ce devoir transcende les intérêts immédiats et lui impose de prendre en compte les intérêts futurs qui ne sont pas seulement les intérêts des générations futures (qui ne sont pas là pour les exprimer) mais aussi les intérêts futurs des générations actuelles. Pour arbitrer entre différents projets à mettre en œuvre aujourd'hui avec des coûts et des bénéfices sur des horizons futurs, il est nécessaire de recourir à ce taux d'actualisation qui est composé d'un terme correspondant à la « préférence pure pour le présent » et d'un terme correspondant à la « croissance économique attendue dans le futur » [LECOCQ et HOURCADE, 2004].

La préférence pure pour le présent (ppp) est la traduction de la propension des acteurs économiques à la préférence de la satisfaction immédiate. Notons δ ce terme, g le taux de croissance de la consommation par habitant (2 à 4% à long terme généralement)⁴² et ν une constante qui traduit les préférences des agents économiques en reflétant l'élasticité (degré de sensibilité) de l'utilité marginale⁴³ de la consommation par rapport au prix⁴⁴. Le taux d'actualisation ρ s'écrit alors : $\rho = \delta + g \times \nu$. Le dernier terme $g \times \nu$ correspond à l'effet richesse.

L'« effet richesse » prend en compte l'effet de diminution de l'intérêt d'une unité monétaire supplémentaire quand on dispose de revenus plus élevés (augmentation des revenus et baisse des prix dans le futur), phénomène appelé en économie « hypothèse de décroissance marginale de l'utilité des agents ». L'effet de richesse introduit donc l'action du temps sur le revenu moyen dans le taux d'actualisation. Ces deux termes sont présentés à l'annexe 1.

⁴² Ce choix du taux de croissance de la consommation par tête pour représenter la croissance du bien-être des individus plutôt que celui du PIB est conforme à la recommandation n°1 du rapport [STIGLITZ, SEN et FITOUSSI, 2009]

⁴³ l'utilité marginale à un temps t est la dérivée de l'utilité du consommateur par rapport à la consommation

⁴⁴ ce qui correspond approximativement à l'inverse de l'élasticité de l'utilité marginale du revenu d'après [NICOLAS et al., 2002]. La valeur de ν est généralement de 1,5.

Pour déterminer la valeur du taux d'actualisation, il faut s'interroger à la fois sur la valeur de ses différentes composantes mais également sur l'incertitude (phénomènes futurs) et sur le risque (aléas des projets et de leurs effets), problématiques présentées en annexe 2.

La pratique de l'actualisation n'est pas uniforme à travers le monde et au sein de l'Europe. L'étude européenne « *Socio Economic Costs of Road Accidents* »⁴⁵ de 1994 citée par [CHANEL et VERGNAUD, 2001] qui ont exploré les taux d'actualisation pour les accidents de la route, montre que les taux utilisés peuvent varier de 0% pour l'Allemagne, l'Autriche et la Suisse à 10 % pour l'Espagne et la France (valeur du 6^{ème} plan dans les années 70).

Un taux proche de 0% revient à donner un poids très important aux impacts futurs et donc nécessite plus de « sacrifices » pour la génération actuelle [PHILIBERT, 2003]. Par contre, pour un taux d'actualisation élevé, les impacts futurs sont minimisés et LECOCQ et HOURCADE [2004] calculent que si le taux est de 8% : « *chaque dollar non affecté à la protection du climat nous permettra de léguer 10 \$ à nos enfants dans 30 ans et 47 \$ à nos petits enfants dans 50 ans. À ce compte-là, il faudrait des dommages climatiques énormes pour justifier l'action; nos descendants seront en effet assez riches pour "se payer" les compensations nécessaires (...)* ». Les choix extrêmes conduisent donc à des situations caricaturales.

En France, précédemment fixé à 8%, ce taux a été révisé en 2005 par le groupe de travail du Commissariat Général du Plan (CGP) présidé par Daniel Lebègue pour passer à 4 %, taux qui n'a pas été révisé depuis⁴⁶.

Du fait d'un effet richesse « *qui incite les générations actuelles à faire d'autant moins d'effort que l'horizon est éloigné* », le taux d'actualisation doit décroître dans le temps pour arriver le long d'une asymptote qui est une valeur plancher pour les horizons très lointains (plusieurs centaines d'années) [LEBEGUE, 2005].

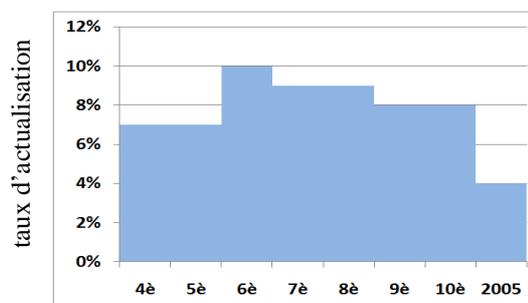


Figure 6 – Evolution du taux d'actualisation suivant les plans successifs du CGP

PHILIBERT [2003] abonde dans ce sens en rappelant le raisonnement de Rabl selon lequel si le taux d'actualisation reste indéfiniment supérieur à la croissance de l'économie, alors cela conduirait au paradoxe que, au bout d'un temps suffisamment long, un investissement actuel pour réduire un impact environnemental prendrait une valeur supérieure à l'économie toute entière. Rabl propose donc d'utiliser un taux d'actualisation constant pour les 30 prochaines années (une génération) puis un taux plus faible au-delà de 30 ans pour prendre en compte les effets intergénérationnels en utilisant le taux de croissance économique à long terme.

Finalement, le CGP retient en 2005 un taux d'actualisation constant de 4% sur 30 ans puis une valeur décroissante pour atteindre 3% à 100 ans et une valeur légèrement supérieure à 2% à l'horizon de 500 ans. La formule utilisée comporte une racine t -ième pour l'année t au-delà de 30 ans :

$$a_t = \begin{cases} 0.04 & \text{si } t \leq 30 \\ \sqrt[t]{\frac{1.04^{30} \cdot 1.02^{t-30}}{1.02^{t-30}} - 1} & \text{si } t > 30 \end{cases}$$

⁴⁵ COST313 (1994), European Cooperation in the Field of Scientific and Technic Research, *Socio Economic Costs of Road Accidents*, rapport final, Luxembourg

⁴⁶ taux de préférence pure pour le présent = 1%, élasticité de l'utilité marginale de la consommation = 2 %, taux de croissance de la consommation par habitant = 2%

V.2. Taux d'actualisation écologique et règle de Hotelling

Dans son rapport de 2005, le Commissariat Général du Plan (CGP) rappelle tout l'intérêt de recourir au calcul économique pour prendre en compte le fait que les ressources sont limitées y compris les ressources financières nécessaires pour entreprendre des actions bénéfiques pour l'environnement : « *Ne pas (...) [hiérarchiser les projets], c'est accepter l'idée que l'on consacre une partie des ressources de la collectivité à des investissements qui auraient pu, ailleurs, être d'une utilité beaucoup plus importante, ou encore que l'on s'engage inconsidérément dans des actions ayant des conséquences néfastes à long terme.* ».

Cependant, l'écrasement des valeurs futures par rapport aux valeurs actuelles qu'induit le taux d'actualisation interroge sur sa compatibilité avec les préoccupations environnementales. Pour réconcilier approche économique et préoccupations environnementales, on peut recourir au « calcul économique écologique » dont GUESNERIE [2004] donne la définition suivante : « *le calcul qui doit être fait aujourd'hui pour évaluer la pertinence d'une action visant à améliorer la situation écologique des générations suivantes.* ». Le calcul économique écologique repose sur l'utilisation d'un taux d'actualisation réduit, le taux d'actualisation écologique, qui écrase moins les valeurs futures.

GOSSELIN, COSTA, PAILLET et CHEVALIER [2011] expliquent que le taux d'actualisation écologique, appliqué aux biens et services environnementaux, dépend de quatre phénomènes :

1. un « effet richesse » spécifique aux biens et services environnementaux qui correspond au fait que, pour ces objets, l'utilité marginale retirée augmente de génération en génération,
2. un effet de prudence écologique qui pousse en faveur d'un taux d'actualisation écologique plus faible que le taux monétaire (l'incertitude future sur l'évolution de la qualité environnementale est plus forte que sur l'évolution de la croissance économique),
3. un effet de substitution entre biens de consommation et biens et services environnementaux : « *l'individu est moins sensible à une détérioration (ou une amélioration) de l'environnement s'il peut consommer beaucoup par ailleurs*»,
4. la corrélation entre risque sur la croissance économique et risque sur la croissance écologique qui conduit à une augmentation du risque global et donc à une réduction du taux d'actualisation.

La prise en compte de ces phénomènes conduit à un taux d'actualisation écologique inférieur au taux d'actualisation économique [GOLLIER, 2010 ; GOSSELIN et al., 2011]. Cette différence est égale à celle entre taux de croissance économique et taux de croissance écologique [GOLLIER, 2010]. GOLLIER établit en 2010 cette valeur à 1,5% pour les projections concernant la biodiversité et à 3,2% pour l'évolution de la consommation. Compte tenu de l'incertitude sur les taux de croissance à long terme et du statut de bien supérieur de l'environnement, LECOQ et HOURCADE recommandent en 2003 de prendre un taux inférieur à 3% pour l'étude des politiques climatiques de l'OCDE.

Certains proposent d'actualiser avec une valeur négative afin de donner plus d'importance aux générations futures qui ne peuvent donner leur avis et de tenir compte de l'irréversibilité de certaines actions actuelles sur l'environnement. LEBEGUE [2005] rejette cette hypothèse, expliquant que cet aspect doit être pris en compte dans l'évolution du prix des actifs : « (...) *une contrainte sur l'environnement peut être compatible avec l'utilisation d'un taux d'actualisation de référence élevé si, par ailleurs, l'évolution du prix des biens environnementaux est correctement prise en compte. Pour l'environnement, le véritable enjeu ne se situe donc pas tant dans une baisse du taux d'actualisation que dans sa valorisation économique* » (en gras dans le texte).

S'il rejette l'idée d'une actualisation négative, le Commissariat Général du Plan s'accorde tout de même à dire que les préoccupations environnementales devraient devenir de plus en plus prégnantes notamment du fait des irréversibilités que nos actions actuelles entraînent.

Pour tenir compte de cet effet, il propose, non pas de modifier le taux d'actualisation, mais de faire évoluer dans le temps l'échelle de valeur des prix attachée aux actifs environnementaux : « *Le prix relatif de l'environnement – ou plus exactement le consentement à payer pour maintenir la qualité de l'environnement – devrait (...) croître sur le long terme en termes réels. Un taux d'actualisation « écologique » se comprend donc comme l'ensemble formé par le taux d'actualisation et un système de prix relatifs des biens dans lequel le prix de l'environnement croît nettement par rapport aux autres.* » [LEBEGUE, 2005].

Dans ce mémoire, un unique taux d'actualisation de 4% a été utilisé pour les données économiques et pour les données environnementales. L'exercice mené pourrait être prolongé en étudiant l'influence d'un taux différencié. Outre la différenciation entre biens marchands et bien non marchands, on pourrait également adopter des taux d'actualisation écologiques différents au sein des actifs environnementaux considérés de manière à refléter les différences d'incertitudes sur les projections de long terme et celles sur l'élasticité revenu du bien environnemental considéré.

L'environnement fait partie des biens supérieurs, il est d'autant plus désiré par les acteurs économiques que leur revenu augmente (élasticité revenu positive). En termes d'évaluation non marchande, cela implique que les facteurs de monétarisation de l'environnement augmentent eux aussi avec le revenu et donc consécutivement avec le temps puisque la richesse nationale suit une courbe croissante de génération en génération.

En 1931, l'économiste Hotelling a défini la règle qui porte son nom dans le cadre de ses études sur l'évolution de la valeur d'une ressource naturelle rare. Selon cette règle, le prix d'une ressource naturelle frappée par une rareté absolue doit croître à un taux annuel qui est le taux d'actualisation [NICOLAS et al., 2002] (rente de rareté). Dans ce mémoire, nous appliquons la règle de Hotelling aux valeurs marchandes de l'énergie (prix des carburants au II.1 du chapitre 8).

PHILIBERT [2003] se réfère à cette règle et cite Boiteux⁴⁷ pour proposer que l'évolution du prix des actifs environnementaux non renouvelables soit légèrement supérieure au taux d'actualisation. Le CENTRE D'ANALYSE STRATEGIQUE (CAS) [2009], considérant le cas de la valeur du carbone, démontre à partir d'un problème mathématique de maximisation d'utilité que la prise en compte de l'absorption naturelle du CO₂ (océans, arbres....) conduit également à obtenir un taux de croissance de la valeur du carbone supérieur au taux d'actualisation tutélaire (se reporter à l'encadré page 67 du rapport du CAS pour la démonstration).

En pratique, les phénomènes en jeu dans l'évolution des prix marchands des matières premières, qui reflètent en théorie le sentiment de rareté que leur accordent les acteurs économiques, ne se conforment pas à une croissance uniforme à la Hotelling. BOULEAU [2013] qualifie cela de « *coiffure de punk* » pour imager la forme dentelée d'une évolution incluant un terme aléatoire prépondérant, l'argument étant qu'en l'absence de ce terme « *les anticipations feraient exploser les prix dès maintenant* ».

Considérer une croissance égale au taux d'actualisation pour ces bénéfiques environnementaux monétarisés est une hypothèse de précaution visant à refléter une tendance moyenne sans tenir compte d'une volatilité qui risque d'augmenter dans le temps. De ce fait, les valeurs monétarisées déterminées plus haut peuvent être considérées comme des valeurs actuelles directement comparables à la valeur actuelle des bénéfices de vente de l'électricité et au coût d'investissement.

Par la suite, nous appliquerons ce principe de croissance dans le cas de la gestion des déchets aux facteurs de monétarisation pour le carbone, la consommation d'énergie fossile et les FM liés à la consommation et au recyclage de ressources naturelles. Pour ce faire, nous prendrons en compte des scénarios d'évolution au chapitre 8.

⁴⁷ Boiteux, M., 1976, *A propos de la 'Critique de la théorie de l'actualisation'*, Revue d'économie Politique, Septembre-Octobre

VI. De quelques raisons de la non utilisation de la monétarisation

La monétarisation est très peu exploitée en France ce qui laisse la place à des propositions peu appropriées comme un projet de loi déposé en janvier 2009 par Madame BILLARD et Messieurs COCHET, MAMÈRE et de RUGY pour utiliser l’empreinte écologique comme « *instrument d’évaluation des politiques mises en œuvre pour lutter contre le changement climatique et préserver la vie sur terre* ». Cette proposition a été rejetée sur la base d’un rapport du Commissariat Général du Développement Durable [2010] qui a préconisé le recours à des tableaux de bord d’indicateurs plutôt que la diffusion d’indicateurs synthétiques tant que ceux-ci n’auront pas acquis une robustesse suffisante. Pour l’heure, de tels indicateurs synthétiques n’ont toujours pas été définis.

L’absence de valeurs de référence ou valeurs tutélaires rend la tâche de la monétarisation ardue voire hasardeuse ce qui ne permet pas de faire acquérir à cette méthode la robustesse nécessaire à sa diffusion large. Dans ces conditions, la seule solution pour conduire des études monétarisées est de rechercher des données dans la littérature. Cependant, l’utilisation de sources diverses utilisant des méthodes différentes dans des contextes différents fragilise l’exercice.

Dans ce mémoire, deux systèmes sont étudiés : les panneaux photovoltaïques et la gestion des déchets à Paris. Les facteurs de monétarisation utilisés sont présentés au chapitre 3. Ils permettent ensuite de construire et discuter le bilan monétarisé des deux systèmes à partir des flux quantitatifs d’impacts environnementaux qu’ils génèrent.

L’existence de valeurs différentes pour le facteur de monétarisation d’un actif non marchand donné ne doit pas être un obstacle insurmontable. L’étude CERTU-INRETS-LET de 2005 [NICOLAS et al., 2002] propose une analyse très intéressante du cheminement qui a conduit à l’émergence des facteurs de monétarisation du rapport Boiteux sur les infrastructures de transport [2001]. En effet, les auteurs expliquent que, face à des opinions divergentes des experts du groupe de travail qu’il présidait, Marcel Boiteux a dû rendre un arbitrage pour aboutir à un consensus qui n’était pas évident à l’origine (voir encart 6). Agissant ainsi, il a joué en quelque sorte le rôle qu’aurait eu le politique dans le cadre d’un débat public.

Encart 6 – Extrait de l’étude CERTU-INRETS-LET : « 10 ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique » [NICOLAS et al., 2002]

« Pour la pollution atmosphérique comme pour l’effet de serre, les connaissances scientifiques demeurent incertaines. Cette situation laisse le champ libre à des débats et à des oppositions frontales qui peuvent sortir de la rationalité scientifique. Dans ces conditions, le rôle de Marcel Boiteux a plus consisté à rendre un arbitrage administratif qu’à prendre position sur le plan scientifique.

En pratique, ce rôle d’« arbitre » s’est avéré décisif. (...) Le recours au Commissariat général du Plan, service du Premier ministre légitime pour rendre des arbitrages interministériels, et à une personnalité reconnue par la communauté scientifique et administrative (pour ses travaux de théorie économique et pour ses anciennes fonctions de président d’EDF) a constitué une solution opérationnelle et efficace. »

Au-delà de la monétarisation, c’est le calcul économique lui-même qui est peu utilisé en France tandis qu’il s’est développé outre atlantique notamment pour les questions environnementales. En 2004, alors que le taux d’actualisation n’a pas été révisé en France depuis près de 25 ans, BERNARD constate que « *Particulièrement significative est l’absence, depuis plus de vingt ans, de toute réflexion nationale d’envergure sur les fondements et les méthodes du calcul économique public.* ».

En 2005, lorsque le Commissariat Général du Plan s'attèle à la révision du taux tutélaire, il fait le même constat et porte un regard critique sur la tendance française au rejet du calcul économique et au manque de volonté politique pour l'imposer en rappelant que la discipline est née et a été développée par des ingénieurs français :

« Même si le calcul économique a été initié aux XIX^e siècle par un français, l'ingénieur des ponts et chaussées Jules DUPUIT, même s'il a été porté par une école française marquée par les ingénieurs économistes d'après-guerre MASSÉ, BOITEUX, MALINVAUD, ABRAHAM, KOLM, LEVY-LAMBERT, STOLERU, même si la pratique de ce calcul est effective, notamment dans le secteur des transports et de l'énergie, il a du mal à être vraiment accepté, en France plus que dans d'autres pays, comme un instrument d'aide à la décision. Les réticences à utiliser cet outil, voire le rejet, reposent bien souvent sur des malentendus tenant à une vision simpliste voire caricaturale de la méthode, mais aussi par manque de volonté politique. »

Ce à quoi les auteurs ajoutent un peu plus loin :

« De nombreuses personnalités, notamment celles auditionnées dans le cadre de la préparation du rapport, déplorent le fait que ces calculs économiques ne sont pas faits, ou sont mal faits, et sont convaincues que ce désintérêt est une perte considérable d'efficacité pour la collectivité. »

En France, l'utilisation de la monétarisation et du calcul économique est essentiellement circonscrite au domaine des transports, domaine historique d'application de cette méthode puisque son initiateur, Jules Dupuit, était un ingénieur des Ponts et Chaussées. On ne s'étonnera donc pas que la référence en matière de calcul économique en France soit «*L'instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures de transport* » de 1995 révisée en 2005 puis 2014. Cette instruction n'a elle-même pas bénéficié d'une diffusion immédiate puisque la circulaire ministérielle qui y est relative n'est intervenue que neuf ans plus tard, en mars 2004 alors que le Commissariat Général du Plan (CGP) travaillait à la révision du taux d'actualisation. Cette circulaire souligne tout l'intérêt et la nécessité du calcul économique :

« Le bilan économique constitue le noyau central de l'évaluation, indicateur irremplaçable de repérage et d'ordonnancement dans le processus de décision publique : cette méthode est la seule qui permette aujourd'hui des comparaisons chiffrées entre différents projets d'investissement concernés. Cela, sans préjudice des autres éléments quantitatifs ou qualitatifs susceptibles d'intervenir dans les choix publics. »

Face à ce constat d'une utilisation très limitée du calcul économique en France, les recommandations du Commissariat Général du Plan [LEBEGUE, 2005] sont les suivantes :

- renforcer la formation de ceux qui calculent ainsi que celle des personnes en charge de la diffusion des résultats auprès des décideurs et du grand public (formation initiale et continue) : «*La pratique du calcul économique doit être mieux comprise et mieux maîtrisée par l'ensemble des administrations : cela passe notamment par un renforcement de la formation des agents publics nationaux et territoriaux, à l'instar des pratiques initiées au sein de la Commission européenne.* »
- développer l'usage du calcul économique dans des secteurs où il apparaît peu pratiqué aujourd'hui (infrastructures, transport, énergie, recherche et développement, défense, santé, secteur hospitalier, systèmes scolaire et universitaire, justice, retraites, etc.) et notamment dans les collectivités territoriales qui réalisent plus des 2/3 des investissements publics (tendance croissante) et qui pourraient développer un véritable réseau de compétences décentralisées
- renforcer la recherche sur le calcul économique et les contributions secteur par secteur
- Elaborer des principes directeurs communs par des acteurs pris dans un large éventail sous une conduite interministérielle (avec débat large et décision politique finale) afin de

garantir la cohérence des calculs des différentes administrations notamment sur l'évolution des prix relatifs de certains biens non marchands porteurs d'irréversibilité (prix de l'énergie, valeur du carbone...),

- Assurer la représentation de l'administration dans les instances européennes voire internationales qui élaborent les réflexions sur ce sujet,
- Evaluer les projets à posteriori.

Gageons que le chemin sera encore long avant que le calcul économique ne trouve en France la place qu'il n'a jamais trouvée hors des bureaux du ministère chargé des Transports. CREMER et GOLLIER [2007] portent un regard assez pessimiste quoique certainement très juste sur les pratiques françaises en matière d'arbitrages politiques :

« Les décisions politiques sont souvent prises en réaction à l'actualité, dans un empilement de mesurètes inefficaces et de lois rarement mises en œuvre, plutôt que sur des critères objectifs permettant d'arbitrer la multitude des besoins face à la rareté des ressources. On y perd autant la fin que les moyens. Des évaluations systématiques et indépendantes permettront de limiter cette gabegie et conforteront la démocratie en clarifiant ses débats ».

On trouve dans un numéro de *Synthèses* de l'OCDE de 2007 une explication pragmatique à cette situation : « (...) **la définition des priorités publiques ne saurait être dissociée de l'action politique.** Les Gouvernements subissent des pressions multiples visant à introduire des politiques qui ne sont pas compatibles avec la maximisation du bien-être social. Un Gouvernement doit faire preuve d'une exceptionnelle clairvoyance pour prendre des mesures dont les coûts sont supportés durant son mandat politique mais dont les bénéfices ne se manifesteront que dans un lointain avenir. ».

La faible diffusion des pratiques de monétarisation et de calcul économique dans les décisions publiques françaises pourrait donc s'expliquer par l'absence de demande d'objectivation de la part des décideurs pour lesquels la situation actuelle toute qualitative est satisfaisante.

Le chemin restant à parcourir est d'autant plus rude que le calcul économique « est un instrument exigeant, car il requiert une extrême rigueur et une longue expérience, individuelle et sociale (...) » comme le souligne BERNARD [2004] tout en rappelant qu' « il convient maintenant d'en revenir au meilleur usage, c'est-à-dire à l'usage le plus général » ce en quoi il rejoint les conclusions du Commissariat Général du Plan.

Chapitre 3

Facteurs de monétarisation pour le photovoltaïque et la gestion des déchets

Ce chapitre passe en revue les différents impacts environnementaux rencontrés dans les deux cas étudiés dans ce mémoire : panneaux photovoltaïques et gestion des ordures ménagères. Pour chacun de ces impacts, à partir de références de la littérature, un facteur de monétarisation (FM) unitaire est déterminé (émission de polluants atmosphériques, émission de CO₂, etc.). Pour les services complexes, un FM « composite » est calculé à partir des flux d'impacts quantitatifs et des FM unitaires (traitement d'un m³ d'eau usée, fabrication d'une benne à ordures etc.).

Ce panorama de facteurs est constitué à partir d'études et de données disparates issues de contextes différents. L'objet n'est pas de discuter outre mesure la validité des valeurs retenues (une analyse des effets des incertitudes est proposée au chapitre 6) mais de constituer un prototype de base de donnée de facteurs afin de l'utiliser ensuite pour monétariser des bilans environnementaux. C'est grâce à ce prototype que nous pourrons dresser aux chapitres suivants des bilans monétarisés et discuter les résultats obtenus et ainsi éprouver la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement en tant qu'outil d'aide à la décision.

Pour monétariser des aspects environnementaux (émissions de polluants atmosphériques, consommation d'énergie fossile...), il faut disposer de facteur de monétarisation (FM) permettant de convertir les flux quantitatifs (kg de particules, kWh d'énergie primaire...) en €. Ces facteurs (€/kg, €/kWh...) sont déterminés à partir de différentes méthodes de monétarisation introduites au chapitre 2. Le présent chapitre détaille l'ensemble des FM utilisés dans le cadre de ce mémoire pour dresser le bilan des panneaux solaires photovoltaïque et de la gestion des déchets à Paris.

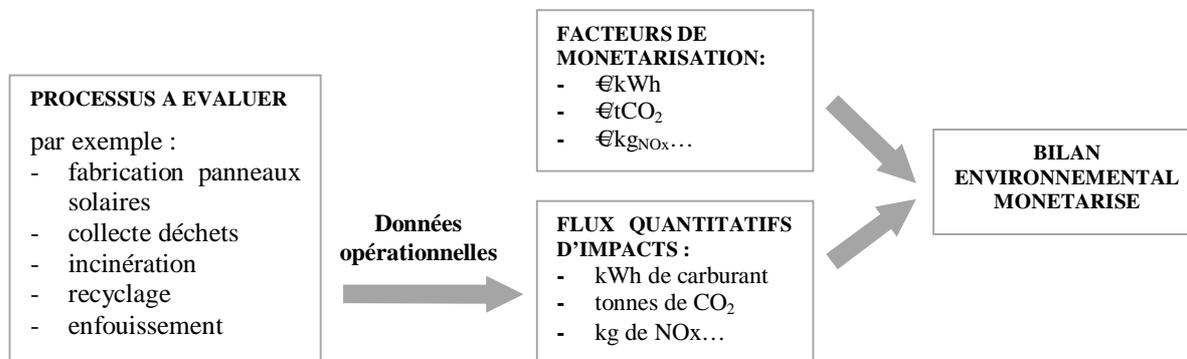


Figure 7 – Logigramme de monétarisation du bilan environnemental d'un processus

Outre des sources secondaires, deux sources principales ont été utilisées pour fixer les FM « unitaires » attachés à un impact ou enjeu environnemental donné (émission de CO₂, consommation d'énergie fossile, consommation de bois...): l'étude européenne ExterneE [EUROPEAN COMMISSION, 2005] et l'étude « *Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications* » de la Direction des Etudes Economiques et Evaluation Environnementale (D4E) du Ministère en charge de l'environnement [2007]. Ces deux études sont présentées plus loin après avoir constaté que les facteurs de monétarisation du rapport BOITEUX [2001] ne sont pas transposables dans un domaine d'étude autre que celui des transports.

A partir de ces FM unitaires, on peut définir des FM que nous qualifierons de « composites » pour évaluer des impacts ou enjeux environnementaux de systèmes ou de services (traitement des eaux usées, consommation de papier recyclé...). La définition de ces facteurs composites est déjà en soi une proposition de valorisation que l'on ne trouve pas dans la littérature.

L'ensemble de ces facteurs de monétarisation est ensuite utilisé pour dresser le bilan environnemental des panneaux solaires photovoltaïques et celui de la gestion des déchets à Paris.

S'il existe des taxes (comme la TGAP) donnant une certaine valeur à l'impact environnemental, cette valeur est considérée comme une internalisation des coûts environnementaux dans le prix du produit ou du service. Dans ce cas, le coût environnemental externe est égal au coût environnemental total moins le coût environnemental internalisé. Mais, en général, le coût environnemental internalisé est nul ou négligeable.

Le coût environnemental externe correspond donc à la part du coût environnemental qui n'a pas été internalisée dans le prix de vente du produit considéré ou dans le coût de réparation d'un dommage environnemental. C'est lui qui doit être considéré pour monétariser les impacts environnementaux.

Par contre, dans le cadre du présent mémoire où le but est de monétariser les impacts environnementaux, c'est le coût environnemental total et non le coût environnemental externe qu'il est intéressant de déterminer. C'est donc cette approche qui a été choisie. Le seul cas où on constate une différence entre coût environnemental externe et coût environnemental total pour la présente étude est celui du coût de l'épuisement des ressources d'énergies fossiles, nous y reviendrons plus loin lorsque nous aborderons le FM utilisé pour ces ressources.

Les facteurs de monétarisation présentés dans ce chapitre sont issus d'études et de contextes disparates. Les recherches menées dans la littérature montrent que des FM sont disponibles essentiellement pour les sujets traditionnels de la monétarisation : infrastructures de transport, biodiversité, valeurs récréatives. Ces facteurs ne sont pas, par construction, adaptés à d'autres domaines. Pour dresser un bilan monétarisé complet d'autres problématiques, il faut donc se résoudre à utiliser des facteurs issus d'études et de domaines différents. Il faut également construire certains facteurs que l'on ne trouve pas dans la littérature.

Dans certains cas, des hypothèses arbitraires ont été posées. Il est donc important de garder ces hypothèses en mémoire afin qu'elles puissent être modifiées dans le cas d'une utilisation ultérieure de ces facteurs. Soulignons que, toutes arbitraires qu'elles soient, ces hypothèses sont tout de même soit inspirées de considérations sur d'autres chiffres ou d'autres cas soit issues d'une approche médiane ou moyenne dans un souci de compromis.

I. Etudes de référence sur la monétarisation

I.1. L'impossibilité d'utiliser les résultats du rapport Boiteux

Revenons plus en détail sur le rapport Boiteux déjà évoqué plus haut. A partir de 1992, Marcel Boiteux, ancien président d'EDF, anime un groupe de travail interministériel sur les méthodes d'évaluation des projets d'infrastructure de transport. C'est de ce groupe que sortira ledit « rapport Boiteux ». Il définit des valeurs de référence basées sur des données de l'OMS pour monétariser les impacts environnementaux dans le cadre d'études de projets liés aux transports et propose notamment des valeurs de référence pour les accidents, le bruit, la pollution atmosphérique et l'effet de serre.

Ces valeurs officiellement reconnues par le Commissariat Général du Plan ont, en France, un statut de valeurs de référence en l'absence de toutes autres valeurs officielles ou reconnues par des pairs. Malheureusement, comme déjà évoqué, elles concernent les transports routiers ou ferrés et ne sont pas transposables à d'autres cas pour la plupart. Ainsi, pour les polluants atmosphériques, les FM sont exprimés en €/par véhicule.km pour les véhicules légers (VL) et les poids lourds (PL). Ces résultats ne peuvent donc pas être transposés au cas des émissions de l'incinération de déchets par exemple. Ils ne sont pas non plus utilisables pour le cas des bennes de collecte d'ordures ménagères qui sont des poids lourds très particuliers dont les consommations de carburant et les émissions atmosphériques ne sont pas comparables à celles d'un poids lourd classique du fait de l'utilisation d'organes hydrauliques de levage de bacs et de compactage et du fait du mode de conduite en « stop and go » (arrêt pour charger le contenu des bacs, redémarrage de la benne jusqu'au prochain bac).

De plus, pour chaque catégorie de véhicule, trois facteurs de monétarisation sont proposés par les auteurs suivant la densité de population (tableau 10) :

- Rase campagne : moins de 37 habitants/km²,
- Urbain diffus : intermédiaire entre urbain dense et rase campagne,
- Urbain dense : aires de plus de 700 000 habitants ; Ordre de grandeur indiqué par les auteurs : au-delà d'une densité de 420 habitants/km².

	urbain dense d > 420 hab/km ²	urbain diffus 37 à 420 hab/km ²	rase campagne d < 37 hab/km ²
VL	2,9	1	0,1
PL	28,2	9,9	0,6
train diesel (fret)	457,6	160,4	10,5
train diesel (voyageurs)	163,8	57,4	3,8

Tableau 10 – Facteurs de monétarisation du rapport Boiteux [BOITEUX, 2001] et de l'instruction cadre sur les transports [MINISTERE DES TRANSPORTS, 2005]

Cette approche de la densité par le groupe Boiteux n'est pas satisfaisante car discontinue. Dans une même catégorie, les écarts sont bien trop importants. De plus, pour l'hyper urbain, les densités sont tellement éloignées du cas de l'urbain dense du rapport Boiteux que les résultats ne sont pas exploitables. Pour l'Ile de France, il a donc été nécessaire de recourir à d'autres sources pour définir ces valeurs (ExternE, ADEME).

I.2. L'étude européenne ExternE

La commission européenne a entrepris depuis 20 ans une étude sur les externalités de l'énergie, il s'agit de l'étude ExternE que nous avons déjà longuement évoquée plus avant à propos de la valeur de la vie humaine. La première version date de 1995 actualisée en 1998 et 2004. La version 2004 est souvent désignée par le terme NewExt.

FRIEDRICH, RABL et SPADARO, participants au projet ExternE, présentent une vue d'ensemble de la méthodologie et des résultats de cette étude [2001]. Celle-ci repose sur une démarche de détermination des dommages dite « bottom-up » qui cherche à cerner les impacts environnementaux et notamment ceux des polluants atmosphériques en fonction des caractéristiques réelles du milieu d'émission. Dans cet article, la différence entre « approche bottom up » et approche classique « top down » est ainsi présentée :

« Dans la majorité des études précédentes, une approche descendante (« top-down ») a été utilisée, c'est-à-dire que les dommages globaux estimés pour un pays ont été divisés par l'activité menant à l'externalité (par ex. émissions de NO_x) pour attribuer des dommages aux sources. Toutefois, cette approche ne tient pas compte du fait que les dommages sont très variables en fonction du lieu où les polluants sont émis.

(...)

Ainsi, dans ExternE, une méthodologie ascendante (« bottom-up »), appelée approche des voies d'impact (« impact pathways »), a été développée et utilisée pour évaluer le coût des dommages causés par un polluant, en suivant son itinéraire à partir de son lieu d'émission jusqu'aux récepteurs affectés (population, cultures agricoles, forêts, bâtiments, etc.). »

Le graphique ci-contre illustre l'approche utilisée dans ExternE qui repose sur 4 étapes :

- 1- Caractériser les émissions de polluants atmosphériques d'une source
- 2- Calculer l'augmentation géographique de concentration en polluants induite par cette source (dispersion)
- 3- Calculer les impacts physiques induits par cette variation de concentration (effets sur la santé mesurés à l'aide de fonctions exposition-réponse)
- 4- Monétariser les impacts physiques induits en multipliant les cas induits par la valeur unitaire monétarisée associée à ce cas (consentement à payer) puis rapporté au kg de polluant émis

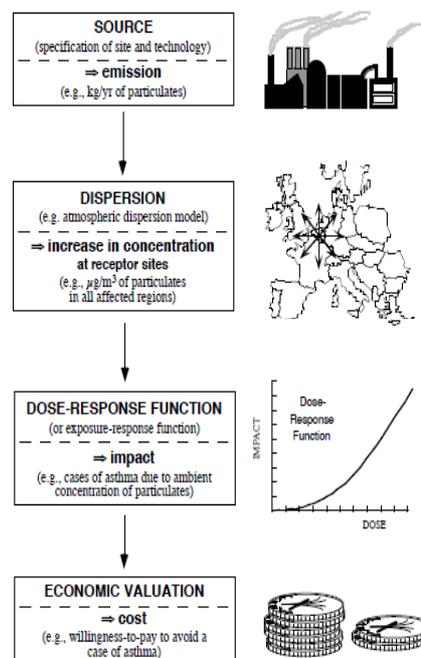


Figure 8 – Etapes principales de l'analyse des voies d'impact d'ExternE, tiré de [FRIEDRICH, RABL et SPADARO, 2001]

Pour quantifier l'impact environnemental induit par une dose de polluant, l'étude ExternE établit des fonctions dose-réponse ou fonction exposition-réponse qui visent à relier la dose x d'un polluant qui affecte un récepteur (par exemple la population) à l'impact physique y sur ce récepteur (par exemple le nombre d'hospitalisations supplémentaires) : $y = f_{DR}(x)$. Les fonctions exposition-réponse utilisées proviennent d'études épidémiologiques ou d'études de laboratoire [FRIEDRICH, RABL et SPADARO, 2001].

Les valeurs d'ExternE sont issues d'un consensus d'un collège d'experts ce qui, tout comme la démarche du groupe de travail Boiteux, permet de gommer les positions extrêmes et d'aboutir à des valeurs moyennes qui devraient s'approcher d'un consensus de société. Moyennant une attention particulière à la prise en compte de la densité de population et l'utilisation d'une fourchette de test de sensibilité, les valeurs issues d'ExternE sont certainement un bon reflet de l'état actuel des réflexions sur la monétarisation d'actifs environnementaux. Cette étude est également intéressante par sa durée dans le temps. En effet, comme nous l'avons vu pour le cas de la valeur de la vie humaine qui a évolué entre 1995 et 2004 pour passer de la VSL (valeur statistique de la vie) à la VOLY (valeur d'une année de vie perdue), les auteurs mettent à jour régulièrement les résultats ce qui garantit un ajustement au contexte du moment.

Par rapport aux autres études consultées, ExternE présente un avantage décisif qui rend ses résultats très riches : c'est leur adaptabilité à n'importe quel cas puisque les facteurs de monétarisation sont exprimés en unité monétaire par unité de flux physiques au niveau des sources (€/kg de NOx ...).

Les résultats finaux sont cependant difficiles à trouver avec une problématique particulière qui se pose sur la prise en compte de la densité de population. De ce fait, l'utilisation de valeurs issues d'ExternE induit une fragilité dont il faut avoir conscience.

a) Des résultats finaux bien cachés

Les FM d'ExternE ne sont pas explicitement indiqués dans les rapports de l'étude. Seuls les hypothèses comme la valeur d'une année de vie perdue (voir III.3 du chapitre 2 du présent mémoire) ou la méthode de détermination des effets sur la santé des polluants atmosphériques sont discutées et abondamment décrits. Il semblerait que les facteurs par impact soient accessibles uniquement via le logiciel EcoSense⁴⁸ établi à partir des données d'ExternE dont la version simplifiée, EcoSense LE est librement accessible sur Internet⁴⁹ tandis que la version complète est payante.

La seule solution pour récupérer les facteurs de monétarisation de chaque cas, est donc de simuler un calcul dans EcoSense (remplir une fiche tour à tour pour une émission unitaire de chacun des polluants atmosphériques ou de CO₂ afin d'en déduire le FM correspondant). Malheureusement, alors qu'en 2008, les données en ligne semblaient correctes, en novembre 2010 la version d'EcoSense LE ne fonctionnait pas correctement (facteur de densité de population sans effet) et 4 ans après, le problème persiste toujours alors que les valeurs ont été mises à jour.

Cette situation n'est pas gênante en soi à partir du moment où les hypothèses, équations et coefficients utilisés dans les équations définissant les FM sont clairement exposés par ailleurs. Ceci est d'autant plus indispensable que la littérature ExternE est considérable et ne peut être épluchée en détail sans une aide efficace à la lecture (le volume 7 du rapport de 1998 compte 535 pages, le rapport de mise à jour de 2005 en compte 270). Malheureusement, là encore, quand on consulte un rapport d'ExternE, on ne trouve pas de conclusion ou de récapitulatif donnant les valeurs et équations résultats de l'étude ce qui est tout de même très gênant

⁴⁸ version complète : EcoSenseWeb, 310 € <http://ecosenseweb.ier.uni-stuttgart.de/index.php>

⁴⁹ EcoSense LE : http://ecoweb.ier.uni-stuttgart.de/ecosense_web/ecosensele_web/frame.php

surtout pour une étude de la Commission Européenne qui devrait être transparente. Cette étude ne remplit donc qu'imparfaitement son rôle qui devrait être de contribuer à l'enrichissement de la réflexion sur la monétarisation qui a bien besoin de transparence justement pour combattre les freins et critiques nombreux à l'encontre de ces méthodes notamment en France.

Face à cette difficulté d'accès aux FM d'ExternE, des valeurs de cette étude européenne tirées d'une étude de l'ADEME ([PLASSAT, 2005]) sont utilisées dans le présent mémoire en les adaptant au cas de la densité de population parisienne.

Indépendamment de l'artéfact constaté sur la version en ligne d'EcoSense LE, la densité de population ne peut être prise en compte dans ce logiciel simplifié qu'en se plaçant dans un des 3 cas disponibles : agglomération, ville et contexte « autre ville ou rural ». Ces catégories recouvrent des fourchettes de densité de population qui ne permettent pas une précision suffisante. Pour le cas de Paris à la densité exceptionnelle, les résultats renvoyés ne seraient en aucun cas exploitables même avec la catégorie « agglomération ». Il faudrait disposer de la valeur du FM hors densité pour pouvoir l'adapter à tous les cas. Cet écueil de la juste prise en compte de la densité de population pour évaluer l'effet de la pollution atmosphérique n'est pas spécifique à ExternE. Il se rencontre dans l'ensemble des cas qui ont été consultés et notamment dans le rapport Boiteux comme discuté plus haut.

Pour ces raisons, dans ce mémoire, les FM des émissions de polluants atmosphériques utilisés ont été déterminés via un coefficient multiplicateur à utiliser pour rendre compte de l'effet aggravant de la densité de population sur les effets des polluants atmosphériques pour une même quantité émise (voir II.4 de ce chapitre).

Cette approche permet d'utiliser les résultats d'ExternE (indirectement à partir de valeurs utilisées par l'ADEME) **en repartant du lien linéaire entre FM et densité de population** et donc de contourner l'écueil des catégories de densité. La mise à disposition de facteurs de monétarisation par unité de densité de population (en €/par hab/km²) ouvrirait le champ à une utilisation aisée.

b) La fragilité des données issues d'ExternE

Les résultats d'ExternE restent finalement dans un cercle d'initiés et ne sont donc accessibles qu'à partir d'écrits indirects. Ceci contribue bien entendu à créer des conditions de suspicion vis-à-vis de la validité des données d'ExternE ce qui est bien dommage.

Formulons donc le vœu que, dans sa prochaine version, les auteurs d'ExternE livreront les équations et chiffres clés dans une conclusion claire et mettant en lumière le facteur densité de population pour que ces résultats deviennent vraiment accessibles et transposables sans avoir besoin de recourir à des sources indirectes pour en déduire les valeurs clés de cette étude.

Le travail réalisé dans le cadre de cette thèse vise à bâtir un prototype de raisonnement. Ce prototype est construit pour deux cas très différents de manière à éprouver les difficultés potentielles et à en tirer des conclusions quant à l'exploitabilité des FM disponibles. La fragilité potentielle des données d'ExternE liée à la part d'ombre qu'elles véhiculent est ainsi mise à l'épreuve au même titre que les facteurs de monétarisation tirés d'autres sources.

Les facteurs de monétarisation issus d'ExternE utilisés dans le présent mémoire concernent trois aspects :

- émission de gaz à effet de serre (€/ téqCO₂)
- émissions de polluants atmosphériques (PM, NO_x, HCNM, CO) : valeurs adaptée d'ExternE (€/kg)
- consommation d'électricité en France en approche marginale et en approche moyenne : valeur adaptée d'ExternE (€/kWh)

I.3. Le guide D4E sur la monétarisation des impacts environnementaux liés au recyclage

L'étude « *Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications* » a été rédigée en 2007 pour le compte de la Direction des Etudes Economiques et Evaluation Environnementale (D4E) du Ministère en charge de l'environnement par le cabinet RDC-Environnement. Cette étude sera appelée « étude D4E » par la suite. Elle vise à diffuser des valeurs monétarisées de référence utiles pour le domaine du recyclage des déchets afin de stimuler les études « *peu nombreuses à ce jour* » selon les termes de ce guide dans lequel différents domaines sont examinés : modélisation du marché des matières secondaires, production d'énergie, production des matières premières, élimination des déchets, transports et enfin recyclage.

Le premier chapitre de l'étude est consacré à la présentation des principes généraux utilisés. Est exposé tout d'abord le principe du différentiel de situation induit par la modification à évaluer. Cette modification est étudiée en observant l'ensemble des conséquences en cascade induites. Dans le cas du recyclage, le différentiel à étudier concerne la perturbation du marché induite par l'introduction d'une unité de matière première secondaire supplémentaire sur le marché des matières recyclées. Le bilan environnemental du procédé étudié est déduit en effectuant une allocation d'impacts physiques à chacune des conséquences en cascade identifiées.

Les raisonnements menés pour les procédés du domaine du recyclage des déchets sont ensuite présentés (réaction du marché⁵⁰, hypothèses sur l'élasticité de l'offre et de la demande, technologies en jeu⁵¹...) selon la logique suivante :

« La décision de recycler influence toute une série de procédés (collecte, production, recyclage, transport...) qui consomment de l'électricité, génèrent des émissions, créent des nuisances... Il convient de modéliser les effets réels de ces changements. La technologie à modéliser est donc la technologie additionnelle ou supprimée par les exploitants en réaction à la variation de la demande. »

Par exemple : *« De nouvelles technologies se développent pour le tri du verre collecté sélectivement (tri des impuretés et démélange). Si le recyclage du verre est à tendance croissante, il faut modéliser des centres de tri modernes. »*

Contrairement à ExternE, les résultats de cette étude sont directement accessibles et directement utilisables. De plus, le rapport est relativement court (143 pages) ce qui rend son appropriation bien plus aisées que les nombreux tomes de plusieurs centaines de pages d'ExternE. Certaines données clé d'ExternE sont présentées et utilisées par la D4E, ce qui est également une source d'information intéressante en soi. Enfin, soulignons que l'approche proposée dans ce rapport est très didactique, présentant pas à pas (mais de manière synthétique) les raisonnements empruntés pour retracer les impacts environnementaux attachés à chaque procédés.

Pour toutes ces raisons, cette étude est une référence française essentielle non seulement pour le domaine des déchets mais également pour la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement en général. Ce sont les valeurs de cette étude qui ont été finalement utilisées ou adaptées dans ce travail de thèse pour de nombreux aspects environnementaux. Les hypothèses et méthodes utilisées par la D4E pour déterminer certains FM repris dans le cadre de ce mémoire sont détaillées au niveau du paragraphe de présentation de l'actif environnemental concerné plus loin dans ce chapitre.

⁵⁰ La décision de recycler le verre influe sur la consommation d'énergie thermique par l'industrie productrice (verre recyclé moins énergivore que le verre issu de matières premières vierges). Les auteurs de [D4E, 2007] s'interrogent donc sur la source de production thermique qui sera moins sollicitée suite à la diminution de la consommation en gaz/fioul de l'industrie verrière.

⁵¹ Par exemple, le recyclage de l'aluminium permet une forte économie de consommation électrique. Les auteurs du rapport [D4E, 2007] s'interrogent donc sur la technologie énergétique à modéliser.

Les facteurs de monétarisation issus de cette étude D4E utilisés dans le présent mémoire concernent dix facteurs pour les valeurs utilisées directement :

- recyclage de l'aluminium et du verre (€/t),
 - activité économique moyenne en France (€/ €),
 - consommation d'énergie non renouvelable (€/ kWh),
 - dommage des particules aux bâtiments (€/kg de PM),
 - acidification de l'air (€/kg de SO_x équivalent),
 - consommation d'eau en tant que ressource (€/m³),
 - eutrophisation des eaux (€/ kg NO_x),
 - consommation de matériaux bois (€/ kg),
 - nuisance des poids lourds en milieu urbain (€/ véhicule.km),
 - nuisance des centrales de stockage des déchets et des incinérateurs (€/ t de déchets),
- et trois facteurs adaptés à partir d'autres sources de données :
- émission de SO_x (€/kg),
 - recyclage de l'acier, du plastique et du papier/carton (€/t),
 - Emission de métaux dans l'air (€/ kg METOX_{air}).

II. Un essai de constitution d'une base de facteurs de monétarisation

Ce paragraphe présente deux types de facteurs de monétarisation : les FM unitaires (mono-impact) et les FM composites (multi-impacts). Les FM unitaires évaluent un unique type d'effets sur l'environnement. Les effets peuvent être multiples comme pour le cas de l'émission de gaz à effet de serre (conséquences multiples sur le climat) mais le type d'effet reste dans le même domaine (changement climatique pour les gaz à effet de serre, santé humaine pour les polluants atmosphériques etc.). Les FM unitaires présentés sont ceux qui sont nécessaires pour monétariser ensuite le bilan environnemental des panneaux solaires photovoltaïques et de la gestion des déchets. Cela concerne les aspects suivants :

1. impact environnemental de l'activité économique moyenne en France,
2. consommation d'énergie non renouvelable,
3. émission de polluants atmosphériques (effets sur la santé, dommages des particules aux bâtiments, acidification de l'air, toxicité des métaux émis dans l'air),
4. toxicité des métaux pour les sols et le milieu aquatique,
5. consommation et qualité de l'eau (eutrophisation des eaux, consommation d'eau en tant que ressource à Paris),
6. consommation de matériaux bois.

Les FM composites résultent de la combinaison de plusieurs FM unitaires. Ils sont calculés en décomposant un processus en impacts unitaires (eux-mêmes monétarisés à l'aide d'un FM unitaire) que ce soit pour la fabrication d'une unité de produit (papier, pneumatiques...) ou l'organisation d'un service (production d'électricité, collecte des eaux usées...). Pour les deux cas étudiés dans ce mémoire, les FM composites suivants sont utilisés :

1. consommation de matériaux (papier recyclé et non recyclé, pneumatiques, plastique),
2. nuisances (poids lourds en milieu urbain, sites de gestion des déchets : stockage et incinération),
3. cycle de vie des bennes à ordures ménagères (fabrication, fin de vie),
4. impact environnemental de l'électricité en France (usage moyen, usage marginal),
5. consommation et qualité de l'eau (production d'eau potable, collecte des eaux usées, traitement des eaux usées),
6. gains environnementaux de la valorisation des matières premières secondaires issues des déchets (aluminium, verre, acier, plastique, papier/carton).

Nous allons maintenant débiter la revue systématique de l'ensemble de ces facteurs de monétarisation afin d'arrêter les valeurs nécessaires aux études de cas menées dans ce mémoire.

II.1. Impact environnemental de l'activité économique moyenne en France

Les auteurs de [D4E, 2007] se sont attachés à définir un procédé « activité économique moyenne française » pour en déduire le facteur de monétarisation correspondant. Ce procédé de référence est défini comme un procédé dont les flux élémentaires d'impacts se situent à l'échelle de la France et correspondent aux valeurs statistiques de l'inventaire national des polluants⁵² divisé par le produit intérieur brut. La valeur du FM correspondant est liée aux valeurs des facteurs de monétarisation de chacun des impacts environnementaux unitaires (émissions de gaz à effet de serre, de polluants atmosphériques, consommation d'énergie...).

Or, certains de ces facteurs de monétarisation sont déterminés en se référant à la valeur de l'impact de l'activité économique moyenne en France. Notons FM_A ce facteur de monétarisation de l'activité économique moyenne. Il résulte des FM de chaque flux élémentaire d'impact dont certains dépendent de FM_A .

$$\text{On a donc } FM_A = \frac{\sum_i Q_i \times FM_i}{PIB} = f(FM_A).$$

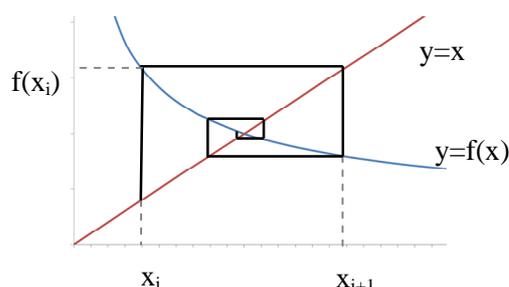


Figure 9 – Processus itératif $x_{i+1}=f(x_i)$

On aboutit à un raisonnement en boucle correspondant à une équation à une inconnue dont la solution peut être déterminée par un calcul itératif convergeant : $x_{i+1}=f(x_i)$ (voir figure 9). L'encart 7 page suivante détaille ce principe de raisonnement (extrait de l'étude D4E).

Ceci conduit à un chiffrage du coût environnemental de l'activité économique moyenne en France en valeur 2007 à : **0,12 €/€d'activité économique moyenne en France.**

Ce chiffre peut se révéler utile pour monétariser l'impact environnemental de la fabrication d'un produit pour lesquels on ne dispose pas de détail de flux d'impacts quantitatifs. Il est utile également lorsqu'on cherche un ordre de grandeur rapide pour un élément de bilan environnemental dont on sait par avance que son poids ne sera pas décisif dans le bilan global étudié.

L'intérêt majeur de l'utilisation de ce FM est de remplacer les recherches bibliographiques liées au cycle de vie de l'élément considéré qui peuvent s'avérer longue mais aussi difficiles par manque de données, par une approche via le coût marchand de l'élément. Bien entendu, il s'agit d'une approche simplificatrice. Aussi, si en utilisant ce FM, on aboutit à une valeur monétarisée représentant un poids significatif dans le bilan environnemental réalisé, il sera judicieux de reprendre l'étude par une approche classique via les flux d'impacts quantitatifs. Un autre intérêt de cette valeur est qu'elle permet de faire des vérifications de cohérence des résultats trouvés via des flux quantitatifs d'impact pour des produits dont la fabrication ne pose pas de problématique environnementale particulière (cycle de vie proche de l'approche moyenne au niveau national).

⁵² source : RECORD (2002). E. LABOUZE - BIO Intelligence Service. « Valeur de normation pour les indicateurs environnementaux ». ETUDE N° 01-1009/1A, juillet 2002.

Encart 7 – Méthode de détermination du coût des impacts environnementaux de l'activité économique moyenne, extrait de [D4E,2007],

« Dans la pratique, les chaînes d'effet sont parfois très longues et donc difficiles à modéliser. Par exemple, un rejet de phosphate dans l'eau peut être traité dans une STEP (STation d'EPuration des eaux). Les conséquences du rejet de phosphate ne consistent donc pas en une pollution mais en la mise en œuvre d'un procédé qui lui-même génère des flux élémentaires et des transferts de produits. Ainsi, la STEP consomme de l'électricité, des réactifs, génère des émissions aériennes et des déchets (boues). Pour avoir une analyse complète des impacts environnementaux, il faut alors modéliser également les impacts environnementaux de la production d'électricité, la production des réactifs et la gestion des déchets. Pour éviter l'allongement excessif de certaines chaînes d'effets, une méthode de simplification consiste à attribuer comme flux élémentaires à un procédé (dont on ne connaît pas les impacts environnementaux) ceux de l'activité économique moyenne en France.

Pour ce faire, un procédé « activité économique moyenne française » est construit, qui a comme profil environnemental les principaux flux élémentaires à l'échelle de la France, avec une valeur correspondant aux valeurs statistiques d'inventaire au niveau national (source : étude RECORD 2002) divisées par le PIB de la France.

En appliquant aux flux élémentaires de ce procédé les facteurs de monétarisation calculés, on obtient l'impact environnemental monétarisé par unité d'activité économique.

Exemple : comme 1 € d'activité économique génère en moyenne une émission de 333 g de CO₂ et de 910 mg de NO_x, si le coût de traitement de 1 kg de phosphate est de 10 € (valeur fictive), on prendra pour hypothèse que le traitement de 1 kg de phosphate en [station d'épuration] génère :

- 10 €/kg de phosphate * 0,33 kg CO₂ / 1 € d'activité = 3,3 kg de CO₂ / kg de phosphate
- 10 €/kg de phosphate * 0,00091 kg NO_x / 1 € d'activité = 0,0091 kg de NO_x / kg de phosphate

Note : la détermination du facteur de monétarisation (FM) de certains flux élémentaires (ex ressource énergétique non renouvelable) nécessite le recours à la valeur monétarisée des impacts environnementaux de l'activité économique moyenne. Or, la détermination de cette valeur requiert le FM du flux élémentaire en question (selon la procédure décrite ci-dessus).

Cette situation de boucle est solutionnée en effectuant le calcul via des itérations convergentes. A la première itération, le FM est corrigé sur base de la valeur du coût environnemental moyen de l'activité économique déterminée à l'itération précédente. Cette démarche conduit à une valeur du coût environnemental moyen de l'activité économique (et donc du FM) qui ne varie pratiquement plus. La valeur convergente obtenue (...) est de 0,12 €₂₀₀₇ d'impact environnemental par euro d'activité économique. »

II.2. Consommation d'énergie non renouvelable

L'étude de la D4E [2007] propose une évaluation du facteur de monétarisation lié à l'épuisement des ressources énergétiques non renouvelables à partir :

- du coût de l'activité de production d'énergie renouvelable
- et du delta d'impact environnemental monétarisé entre cette activité (considéré comme négligeable) et l'activité économique moyenne.

Ceci conduit à un chiffrage du coût environnemental total pour la consommation de ressources énergétiques non renouvelables en valeur 2007 à : **0,015 €MJ d'énergie primaire**⁵³ soit **0,054 €kWh**.

⁵³ Pour les carburants ou les consommations d'énergie de type gaz ou fioul, le coefficient entre énergie primaire et énergie finale est égal à 1. Pour l'électricité, ce coefficient est de 2,58 pour tenir compte des pertes liées aux processus de production et de distribution de l'électricité.

Le raisonnement adopté consiste à considérer que la réponse de la société à l'épuisement des énergies non renouvelables ne sera pas de subir les effets de cet épuisement mais d'investir dans la constitution de sources d'énergies renouvelables permettant de compenser cette diminution de ressources fossiles (« *la société ne subit pas le dommage lié à un moindre accès à la commodité énergétique, mais subit les effets de la réaction qu'elle a adoptée* »).

Pour la société, l'impact de l'épuisement de ces dernières est donc lié au développement des énergies alternatives. Il est égal à la différence d'impact entre l'activité de production d'énergie renouvelable et l'activité économique moyenne abandonnée en contrepartie, l'impact de cette activité abandonnée correspondant lui-même au delta d'impact environnemental monétarisé entre cette activité (considéré comme négligeable) et l'activité économique moyenne.

Ce raisonnement de la D4E revient à évaluer le CAP de la société vis-à-vis du risque de pénurie énergétique à l'effort consenti pour le développement des énergies renouvelables quitte à abandonner une part d'activité économique autre. Ce raisonnement comporte cependant un écueil puisqu'il implique implicitement que la société sera en mesure de développer autant d'énergie renouvelable que nécessaire pour couvrir les besoins de l'Humanité et qu'il n'y aura pas de détérioration ou d'adaptation des conditions de vie dues à des pénuries d'énergie quel que soit leur mode de production.

Rappelons que l'épuisement des ressources d'énergies fossiles est le seul cas dans ce mémoire où on constate une différence entre coût environnemental externe et coût environnemental total. Pour ce cas, un double comptage est réalisé dès qu'on couple évaluation environnementale et considérations budgétaires (voir la comparaison du budget de la gestion des déchets à Paris avec son bilan environnemental au IV du chapitre 7, voir également l'étude d'actions de réduction du bilan environnemental de la collecte au chapitre 8). Ce double comptage n'est cependant que partiel puisque les fluctuations du prix du baril de pétrole suivent aujourd'hui, comme celles des autres matières premières, plus les conséquences des manœuvres de certains acteurs (régulation de la production pour maintenir des cours bas afin de stopper le développement de filières alternatives telles que celle des gaz de schistes aux Etats-Unis) et des crises régionales (guerre du Golfe) que l'évolution de la courbe des stocks connus d'énergies fossiles ou celle de l'augmentation de la pression sur ces ressources (démographie, parc automobile, ...).

Cette extrême volatilité du prix de la ressource énergétique fossile pour des raisons toutes autres qu'environnementales ne permet pas de considérer que le caractère épuisable de ces ressources est en pratique internalisé dans le prix et plaide donc pour la prise en compte d'un FM spécifique correspondant au coût environnemental non internalisé. C'est le choix qui est fait ici.

II.3. Emission de gaz à effet de serre

La faculté d'un gaz à effet de serre à contribuer au réchauffement climatique est déterminée par son Pouvoir de Réchauffement Global (PRG) qui permet de « convertir » les émissions de chaque gaz en équivalent CO₂ en tenant compte de l'intensité de sa participation à l'effet de serre et de sa durée de vie dans l'atmosphère. Par exemple, le PRG du méthane est de 23 ce qui signifie qu'1g de méthane a un pouvoir réchauffant 23 fois plus élevé qu'1 g de CO₂. La contribution à l'effet de serre est donc toujours exprimée en quantité d'équivalent CO₂.

Deux méthodes peuvent être utilisées pour monétariser les effets de l'émission d'une tonne de CO₂ : le coût social des dommages (coût-avantages) et le coût d'abattement (coût-efficacité) [SETRA, 2010].

L'approche coût-avantages consiste à quantifier les pertes et nuisances pour la collectivité imputables à l'externalité considérée.

Le principe sous-jacent est celui de l'égalisation du coût marginal des dommages pour l'émission d'une tonne supplémentaire de CO₂ et du coût marginal de réduction des émissions de GES, ces deux grandeurs évoluant symétriquement (point optimal Q* sur le graphique ci-contre) [CAS⁵⁴, 2009]. Cela conduit à une valeur de la tonne de CO₂ d'autant plus faible que les objectifs de réduction sont élevés.

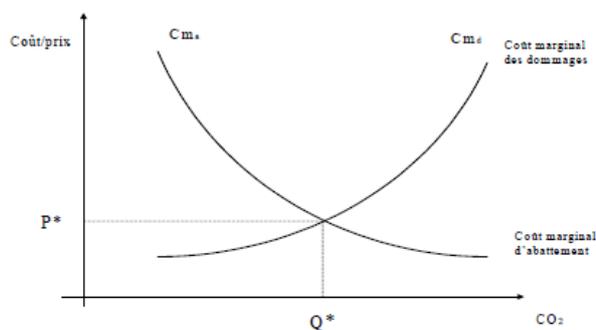


Figure 10 – Approche coûts/avantages, source CAS, tiré de [SETRA, 2010]

Les études menées sur le prix du CO₂ sont généralement basées sur une approche coût-efficacité. Dans cette approche, le coût marginal d'abattement des émissions de GES correspond au coût minimum à consentir pour réduire ces émissions à un niveau donné fixé.

Le CAS [2009] résume cette approche ainsi :

- « Moins l'objectif de réduction est ambitieux plus la valeur du carbone nécessaire est faible » : cas (1) ci-contre
- « plus les technologies sont performantes (cas (2)), plus les coûts marginaux d'abattement sont faibles, plus faible également est la valeur nécessaire du carbone. »

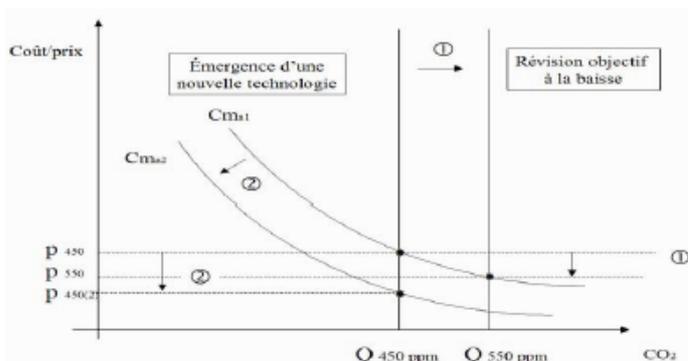


Figure 11 – Approche coût/avantages : variation de la valeur d'équilibre, tiré de [SETRA, 2010]

La terminologie « coût-efficacité » peut conduire à un malentendu avec le vocabulaire courant. Le terme efficacité n'est pas ici synonyme d'efficacité de l'action. C'est simplement la trajectoire du signal prix à suivre pour atteindre un objectif fixé.

La valeur monétarisée de la tonne de CO₂ émise ou évitée varie donc selon que l'on se base sur des objectifs plus ou moins ambitieux (coûts marginaux plus élevés pour déployer des technologies de plus en plus coûteuses pour éviter l'émission d'une tonne de CO₂ supplémentaire).

Avant d'adopter la démarche coût-efficacité, les auteurs d'ExternE ont essayé de déterminer la valeur de la tonne de CO₂ émise par une approche coût-bénéfice en utilisant la méthode des coûts de dommages, prenant en compte les coûts de la mortalité due aux phénomènes induits par le changement climatique et les bénéfices du réchauffement global (réduction des charges de chauffage, meilleure productivité agricole dans les climats froids, etc.). Cette démarche présentant de trop grandes incertitudes a rapidement été abandonnée au profit des coûts de réduction des gaz à effet de serre (captation du CO₂ ou évitement de l'émission) pour atteindre des objectifs environnementaux fixés dans le cadre d'accords internationaux plus ou moins contraignants comme par exemple le protocole de Kyoto [FRIEDRICH, RABL et SPADARO, 2001]. Cette seconde approche conduit à une valeur de 46 €/t₂₀₀₀CO₂.

⁵⁴ Centre d'Analyse Stratégique

Le SETRA a observé les valeurs de la tonne de carbone dans différentes études [2010]. Cette analyse lui a permis d'aboutir à la conclusion que « *l'amplitude des valeurs résultantes est relativement élevée (entre 20 et 180 €₂₀₀₈ la tonne de CO₂ à l'horizon 2050). Il faut noter que la trajectoire centrale recommandée par le CAS se situe dans le haut de la fourchette des valeurs relevées à l'échelle internationale.* ».

Les informations clés rassemblées par le Centre d'Analyse Stratégique (CAS) [SETRA, 2010] pour les horizons temporels actuels sont récapitulées dans le tableau 11. Les objectifs de réduction à moyen ou long terme (dernière colonne) sont ceux à partir desquels est définie la trajectoire dans laquelle s'inscrivent les valeurs proposées pour la tonne de CO₂. Dans ce récapitulatif, seules sont rappelées les valeurs de début de la trajectoire d'évolution vers les objectifs choisis par les différents auteurs. Aux valeurs du CAS sont ajoutées (2 lignes en couleur) celles d'ExternE pour les objectifs de long terme (96 € tiré de [D4E, 2007]) et la valeur retenue par l'ADEME [PLASSAT, 2005].

	FM en €/t _{éq} CO ₂	Année de réf. ou année de l'étude	Fourchette de variation	Objectifs de réduction
rapport Stern [2006]*	49 €	2015	[32 – 65]	75% d'ici 2050
étude DEFRA, UK [2006]*	37 €	2007	[34 – 45]	Stabilisation à 550 ppm
Etats Unis *		2020	[20 – 54]	4 scénarios de stabilisation 2050 : 450, 550, 650, 750 ppm
ExternE objectifs de court terme *	20 €	2007		Protocole de Kyoto ⁵⁵
ExternE objectifs de long terme (valeur tirée de [D4E, 2007])	96 €	2007		Stabilisation à + 2 °C en 2050
Etude INFRAS citée dans [SETRA, 2010], objectifs court terme*		2006	[7 – 45]	Protocole de Kyoto
Rapport BOITEUX [2001], objectifs court terme*	32 €	2001		Protocole de Kyoto
Centre d'analyse Stratégique [2009]*	32 €	2008		-20% en 2020, entre -60% et -80% en 2050
ADEME [PLASSAT, 2005]	46 €	2005		

* études et valeurs citées dans [SETRA, 2010]

Tableau 11 – Récapitulatif des informations clés de la synthèse de l'étude du Centre d'Analyse Stratégique [SETRA, 2010] pour les horizons temporels actuels

Dans le cadre du présent mémoire, la valeur de **50 €/t_{éq}CO₂** sera retenue. A titre de référence, les émissions nationales Française en 1990 ont été arrêtées à 563,9 Mt_{éq}CO₂ pour la référence Kyoto. Pour 2008, l'inventaire publié en 2010 fait état d'émissions à hauteur de **527 Mt éq. CO₂** (baisse de 6,5% par rapport à 1990) soit un coût environnemental annuel de 26,35 milliards d'Euros sur la base de ce facteur de monétarisation de 50€/t_{éq}CO₂.

⁵⁵ Réduction des émissions des principaux gaz à effet de serre de 5 % en moyenne à l'horizon 2008/2012 par rapport à 1990. Pour les pays de l'UE, cela signifie une baisse de 8 % et une stabilisation pour la France.

II.4. Emission de polluants atmosphériques

II.4.1. Effets sur la santé

Les polluants atmosphériques les plus impactants pour la santé humaine rencontrés dans nos villes sont :

- les particules fines : PM (de l'anglais particulate matter)
- les oxydes d'azote : NOx
- les composés organiques volatils : COV⁵⁶
- le monoxyde de carbone : CO
- les oxydes de soufre : SOx

La valeur des FM des effets sur la santé de ces polluants atmosphériques est généralement calculée à partir des coûts de prise en charge des atteintes à la santé humaine ou des coûts induits par l'altération de la santé (coûts des hospitalisations, réduction de la durée de vie, coût de l'année de vie perdue...). Ces effets sur la santé ainsi que quelques effets annexes sont présentés au tableau 12 (Nota : O₃ = ozone).

PM : particules fines	- Pathologies respiratoires - détérioration des façades des bâtiments
NOx : oxydes d'azote (monoxyde d'azote : NO et le dioxyde d'azote NO ₂)	- Acidification (dépôts sur le sol et dans l'eau) - Pollution photochimique (smog), génération d'O ₃ - Pathologies respiratoires : Le dioxyde d'azote est le polluant le plus nocif pour la santé humaine. C'est un gaz irritant pour les bronches. Chez les asthmatiques il augmente la fréquence et la gravité des crises ; chez l'enfant il peut favoriser certaines infections pulmonaires. (arrêté du 8 juillet 2003) Lors de pics de pollution, les NOx occasionnent des troubles respiratoires, inflammation et obstruction voies aériennes et l'augmentation de la sensibilité aux attaques microbiennes
CO : oxyde de carbone	- Pollution photochimique (smog), génération d'O ₃
SOx : oxydes de soufre	- pathologies respiratoires : inflammations bronchiques, altération de la fonction respiratoire, symptômes de toux. Il est
COV : composés organiques volatils non léthaniques ou HCNM	- Pollution photochimique (smog) par contribution à la génération d'O ₃ (irritant pour poumons et yeux) - Certains composés : nuisances olfactives - Effets sur la santé : Inhaler des COV peut entraîner irritation des muqueuses, allergies, troubles respiratoires mais aussi des troubles digestifs ou rénaux. Les COV peuvent également irriter la peau. - Certains COV (les + nocifs) présentent des risques cancérigènes : formaldéhyde et certains composés aromatiques (benzène et dérivés aromatiques polycycliques,).

Tableau 12 – Effets nocifs des cinq principaux polluants atmosphériques

Les valeurs du rapport BOITEUX [2001] exprimées par véhicule.km n'étant pas utilisables pour une approche à partir des émissions de véhicules au fonctionnement très particuliers que sont les bennes à ordures ménagères, il est nécessaire de recourir à des valeurs monétarisées par quantité de polluant émis.

Ce sont les FM utilisés par l'ADEME dans son étude de 2005 « *La technologie des véhicules lourds et les émissions de gaz à effet de serre associées* » [PLASSAT, 2005] qui ont été choisis comme valeurs de base (tableau 13):

coûts des polluants en €/kg				en €/t
CO	HCNM	NOx	Particules	CO ₂
0,0035	2	8,2	126,9	46

Tableau 13 - Facteurs de monétarisation utilisés par l'ADEME pour le milieu urbain dense en €₂₀₀₅ [PLASSAT, 2005]

⁵⁶ Dans ce mémoire, le terme COV est utilisé pour désigner les COVNM c'est-à-dire les COV non méthaniques. En effet le méthane est comptabilisé au titre des gaz à effet de serre en équivalent CO₂.

Pour adapter ces valeurs au cas parisien, il convient de connaître le type de dépendance qui existe entre le facteur de monétarisation d'un polluant atmosphérique et la densité de population. On trouve cette formule dans le rapport [2007] de la D4E : $FM = f \times \rho / k \times C$ où

- f est une pente exprimée en « année de vie perdue / personne.an.µg / m³ »,
- ρ est la densité de population en habitant par m²,
- k est la vitesse de dépôt en m/s à convertir en m/an,
- C est le coût d'une année de vie perdue (estimé à 75 000 € dans l'étude ExternE).

Le FM est donc directement proportionnel à la densité de population. Cette densité moyenne est d'environ 1000 habitant/km² en Ile de France et 20 000 à Paris soit un écart de 1 à 20.

Au tableau 14 figurent les valeurs de FM obtenues à partir de [PLASSAT, 2005] après revalorisation en valeur 2007 et multiplication par 20. Ces valeurs sont de 0,073 €/kg pour le monoxyde de carbone (CO), 171 €/kg pour les oxydes d'azote (NOx), 42 €/kg pour les hydrocarbures (HC) et 2642 €/kg pour les particules (PM).

	données ADEME [PLASSAT, 2005] €/2005/t	revalorisation en valeur 2007 €/t	adaptation à la densité parisienne (x20) €/kg
CO	3,5	3,6	0,073
NOx	8 200	8 536	171
HC	2 000	2 082	42
PM	126 900	132 104	2 642

Tableau 14 – FM des polluants atmosphériques retenus pour le présent mémoire pour la densité de population de Paris

Comparons ces résultats aux valeurs non pondérées avancées dans le rapport [2007] de la D4E afin d'observer les coefficients correctifs correspondants (dernière colonne du tableau 15).

	FM en valeur 2007 NON PONDERE, €/kg	Source	valeur retenue pour Paris, €/kg	rapport entre Source et valeur pour Paris
PM _{2,5}	53	[D4E, 2007]	/	/
PM ₁₀	31,8	teneur de 60% en PM _{2,5} dans les PM ₁₀ [D4E, 2007]	2 642	83,1
NOx	6	[D4E, 2007]	171	28,5
CO	0,00075	ExternE valeurs 1995 [EUROPEAN COMMISSION, 2003]	0,073	97,3
SOx	5	[D4E, 2007]	/	moyenne : 69,6

Tableau 15 – Comparaison des FM polluants atmosphériques retenus aux valeurs non pondérées de [D4E, 2007]

Le coefficient correctif de la densité de population ainsi obtenu est de 28 pour les NOx, 83 pour les PM et 97 pour le CO ce qui confirme que ce correctif n'est pas le même selon les polluants comme on a pu le constater dans la base EcoSense.

L'ordre de grandeur pour les particules et le monoxyde de carbone se situe autour 90 ce qui correspond au résultat de la multiplication des valeurs maximums des deux correctifs issus de l'étude ExternE pour la densité de population et la hauteur d'émission (tableau 16) : 6 pour la densité de population et 15 pour les émissions au sol dans les grandes villes (6x15=90). Les valeurs ADEME adaptées à la densité parisienne du tableau 14 sont donc cohérentes avec les correctifs avancés par ExternE..

polluants	facteur correctif	
	site (densité de population)	hauteur d'émission (250 m à 0m)
Primaires (PM, SOx, NOx)	0,5 - 6	0,6 à 3*
Aérosols (NO ₂ via nitrates, SOx via sulfates)	0,7 - 1,4	~ 1
carcinogènes	0,5 - 6	0,6 à 3*
dioxines	0,7 - 1,5	/

* pouvant aller jusqu'à 15 m pour les émissions au sol dans les grandes villes

Tableau 16 – Correctifs des FM des polluants atmosphériques, données [D4E, 2007] tirés des fondements méthodologiques d'ExternE

La revue de littérature réalisée a permis de rassembler d'autres propositions de facteurs correctifs. L'étude « *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française : Une approche européenne* » [CHANEL, MASSON, SCAPECCHI et VERGNAUD, 1999] réalisée pour le compte de l'ADEME en 1999, répertorie les coefficients correctifs utilisés dans 3 études de monétarisation. Le rapport BOITEUX [2001] propose également des coûts différents en milieu urbain dense, non dense et en rase campagne.

Les valeurs des différentes études rassemblées sont présentées dans le tableau 17. L'élément 1 correspond au cas le moins impactant envisagé par l'auteur et l'élément 2 au cas le plus impactant. Les cases en couleur au centre correspondent aux cas de forte densité urbaine (sans pour autant que cela n'atteigne l'hyper densité de Paris sauf étude spécifique).

élément 1	élément 2	correctif entre élément 1 et élément 2	commentaire	source
le moins dense (rase campagne)	la valeur de référence (coeff 1), peu dense	0,5		Externe cité dans [65]
au sol	la valeur de référence (coeff 1), près du sol	0,6		
la valeur de référence (coeff 1), peu dense	le plus dense	6	étude européenne	
la valeur de référence (coeff 1), près du sol	à 250 m	3 à 15 (15 : grandes villes)		
le moins dense en hauteur	le plus dense au sol	90	=6x15	
zone non urbaine	zone urbaine	5		étude de Johanson-Stenmann et Sterner, 1998, citée dans [131]
	centre ville	25		
zone non urbaine	zone péri-urbaine lointaine	5,5	étude autour de Göteborg et Stockholm en Suède	étude de LEKSELL, 2000 citée dans [131]
	zone péri-urbaine proche	14		
	centre ville	17		
zone non urbaine	zone urbaine	10		étude de RABL et al., 1998, citée dans [131]
	Paris	140		
rase campagne poids lourds	urbain diffus poids lourds	16,5	poids lourds	rapport Boiteux, France [132]
	urbain dense poids lourds	47		
urbain diffus poids lourds	urbain dense poids lourds	2,8		
rase campagne véhicules légers	urbain diffus véhicules légers	10	véhicules légers	
	urbain dense véhicules légers	29		
urbain diffus véhicules légers	urbain dense véhicules légers	2,9		

Tableau 17 – Synthèse des facteurs correctifs de la densité de population pour la monétarisation des polluants atmosphériques tirés de différentes études

On retrouve là aussi des ordres de grandeur cohérents avec le facteur de 90 issu du tableau 17 à partir des données de l'ADEME ([PLASSAT, 2005]). On considèrera donc que ces données une fois corrigées sont bien adaptées au cas parisien et sont représentatives des données de la littérature.

Pour les SO_x qui sont absents de [PLASSAT, 2005], on utilisera la valeur avancée par la D4E multipliée par le coefficient correctif moyen calculé plus haut (tableau 15) qui est de 69,6 soit : 5 €/kg x 69,6 = 348 €/ kg de SO_x.

Les FM retenus **pour Paris intramuros** (20 000 hab/km²) sont finalement les suivants :

- 0,073 €/kg de CO
- 171 €/ kg de NO_x
- 42 €/ kg de HCNM
- 2642 €/ kg de PM
- 348 €/ kg de SO_x

II.4.2. Dommages des particules aux bâtiments

Dans l'étude [2007] de la D4E, la monétarisation des dommages aux bâtiments est basée sur les coûts de nettoyage des bâtiments qui sont, par hypothèse, attribués en totalité aux dégradations par les particules. La valeur déterminée à partir de coûts constatés en Grande Bretagne est de : **0,83 €/kg PM**.

II.4.3. Acidification de l'air (dommages bâtiments et environnement)

Ce sont les émissions de NOx et de SO₂ qui participent au phénomène d'acidification de l'air. Cette contribution peut être évaluée en convertissant les émissions d'oxydes d'azote en équivalent SO₂. Pour les oxydes d'azote, le pouvoir acidifiant est de 0,7 gramme équivalent SO₂ [ADEME et GDF, 2007].

Pour déterminer le facteur de monétarisation de l'acidification de l'air, l'étude D4E prend en compte les paramètres suivants :

- les dommages aux bâtiments (qui représentent 90% du coût environnemental total),
- l'acidification des lacs d'eau (mesure curative : chaulage des lacs),
- l'acidification des surfaces agricoles,
- l'acidification des forêts.

Le facteur de monétarisation obtenu est de **0,63 €/kg de SOx équivalent** en valeur 2007.

II.4.4. Toxicité des métaux émis dans l'air

Les métaux lourds ont des effets carcinogènes par inhalation : cadmium, chrome, nickel et arsenic. Pour le plomb, les effets sont orientés sur le système nerveux central des enfants qui en ingèrent, il n'y a pas d'effet carcinogène. Le plomb émis dans l'air se retrouve sur le sol permettant alors l'ingestion. En zone urbaine, les voies d'ingestion du plomb émis dans l'air n'étant pas habituelles (pas de cultures), il semble fondé de ne pas tenir compte de sa toxicité sur la santé humaine lorsqu'il est émis dans l'air.

L'étude D4E [2007] fournit les facteurs de monétarisation suivants pour ces métaux émis dans l'air :

- | | | | |
|-------------|---------|------------|----------|
| – Arsenic : | 92 €/kg | – Chrome : | 230 €/kg |
| – Cadmium : | 46 €/kg | – Nickel : | 4,4 €/kg |

Pour le domaine de la toxicité aquatique, les Agences de l'eau ont établi un indicateur d'évaluation de la toxicité des métaux appelé METOX. Le METOX est calculé par la somme pondérée des concentrations dans l'eau de 8 métaux [ADEME, 2005] :

- | | | | |
|-------------|----|------------|---|
| – Mercure : | 50 | – Nickel : | 5 |
| – Arsenic : | 10 | – Cuivre : | 5 |
| – Plomb : | 10 | – Chrome : | 1 |
| – Cadmium : | 10 | – Zinc : | 1 |

Dans le rapport *Bilan environnemental du chauffage collectif (avec réseau de chaleur) et industriel au bois* [ADEME, 2005] cette notion de METOX est utilisée pour les émissions dans l'air. Nous allons reprendre cette notion et la noter *METOXair*. Pour déterminer le FM du *METOXair*, nous avons calculé une moyenne pondérée en prenant comme poids ceux du Metox de l'eau sans tenir compte des 4 autres métaux pour lesquels il n'y a pas de FM dans l'étude D4E (pas de contribution à la moyenne pondérée pour ces 4 métaux). On obtient alors un facteur de monétarisation moyen du METOXair de : **63 €/kg METOXair**

$$(92 \text{ €/kg} \times 10 + 46 \text{ €/kg} \times 10 + 230 \text{ €/kg} \times 1 + 4,4 \text{ €/kg} \times 5) / (10 + 10 + 1 + 5)$$

II.5. Toxicité des métaux pour les sols et le milieu aquatique

Les métaux émis dans l'air finissent par se retrouver sur le sol. Le rapport [2007] de la D4E indique que, concernant l'écotoxicité des métaux pour les milieux aquatiques « aucune évaluation ne permet de quantifier les effets de l'écotoxicité. Et quand bien même on arriverait à estimer les effets sur la faune et la flore, les développements méthodologiques et scientifiques à ce jour ne permettent pas de monétariser de façon fiable les enjeux liés à la biodiversité. ». Aucun facteur de monétarisation de la toxicité aquatique des métaux n'est donc fourni.

En milieu urbain, les métaux émis dans l'air qui se déposent sur des surfaces imperméabilisées, sont lessivés par les pluies et sont alors envoyés en station d'épuration via le réseau d'assainissement (eaux de pluie recueillies dans les caniveaux et dans les chéneaux reliés au réseau d'assainissement). Les traitements en station d'épuration permettent de récupérer la quasi-totalité des métaux lourds dans les boues d'épuration qui sont éliminées conformément à la réglementation. En milieu urbain imperméabilisé, une faible part des métaux émis dans l'air se retrouve dans le milieu aquatique. Il est donc proposé faute de mieux de considérer que la toxicité des métaux émis dans l'air en milieu urbain est nulle pour les sols et l'eau.

II.6. Consommation et qualité de l'eau

II.6.1. Eutrophisation des eaux

Pour le phénomène d'eutrophisation des masses d'eau non destinées à la consommation domestique (eau non prélevée en vue de la potabilisation), l'étude de la D4E [2007] conclut à un FM de 0,94 €₂₀₀₇ par kg de phosphore équivalent dans les secteurs sensibles à l'eutrophisation.

Pour les zones non sensibles à l'eutrophisation, cette valeur est nulle car l'ajout d'éléments nutritifs dans le milieu aquatique n'aura pas de conséquence en termes d'eutrophisation de la masse d'eau.

Le bassin Seine-Normandie étant classé comme une zone sensible à l'eutrophisation, c'est la valeur de **0,94 €₂₀₀₇ par kg de phosphore équivalent** qui est retenue.

Dans l'étude réalisée par RDC-Environnement pour le compte de l'ADEME et GDF [2007], on trouve les équivalences de différents produits en phosphate équivalent (PO₄). Pour le cas des NO_x le coefficient d'équivalence est de : **0,051 g.éqPO₄ / g de NO_x**.

La masse atomique PO₄ est de 95 (31 + 4x16). On obtient donc le facteur de monétarisation suivant pour la contribution des oxydes d'azote à l'eutrophisation des eaux :

$$0,94 \times 0,051 \times m(\text{P}) / m(\text{PO}_4) = 0,94 \times 0,051 \times 31 / 95 = \mathbf{0,016 \text{ €par kg de NO}_x}$$

II.6.2. Consommation d'eau en tant que ressource à Paris

Pour les cas où l'eau n'est pas disponible en quantité suffisante, l'étude D4E avance une valeur de 0,54€/ m³ d'impact environnemental. Ce coût correspond au coût de dessalement de l'eau de mer et du transport supplémentaire. Il n'est pas utilisé dans le cadre du présent mémoire.

L'eau à Paris ne pose pas de problème d'approvisionnement puisque la capacité de production correspond au double des besoins des Parisiens. Dans ce cas, la D4E dans son étude [2007] considère un coût environnemental pour la consommation d'eau en tant que ressource de **0 €/m³**

II.6.3. Production d'eau potable

Dans le Bilan Carbone d'Eau de Paris, la production de l'eau potable à Paris engendre l'émission de 77 géqCO₂ par m³ d'eau produite [EAU DE PARIS, 2007]. Ce bilan tient compte à la fois des énergies consommées et des réactifs utilisés parmi lesquels le charbon actif qui est de loin celui qui contribue le plus aux émissions de gaz à effet de serre.

Il convient d'ajouter à cela la consommation d'énergie liée au transport de l'eau en vue de sa distribution. Celle-ci est estimée par le Service Technique de l'Eau et de l'Assainissement (STEA) de la Ville de Paris à 0,33 kWh/m³ en énergie finale [DOMERGUE, 2009] ce qui engendre l'émission de 40 gCO₂/kWh x 0,33 kWh/m³ = 13,2 gCO₂/m³.

Au total, les émissions de gaz à effet de serre pour la production et la distribution de l'eau potable sont de : 77 + 13,2 = 90,2 géqCO₂ / m³. Ce bilan doit être légèrement majoré pour tenir compte du rendement du réseau d'eau potable qui est d'environ 95 % (5% de fuites) [ibid.] :

$$90,2 \text{ gCO}_2 / \text{m}^3 / 95\% = 95 \text{ géqCO}_2 / \text{m}^3$$

La monétarisation de ce bilan carbone conduit à un coût de :

$$95 \text{ gCO}_2 / \text{m}^3 \times 50 \text{ € téqCO}_2 / \text{m}^3 / 1000 \text{ 000} = 0,0047 \text{ €m}^3 \text{ d'eau potable consommée}$$

En ce qui concerne la consommation d'électricité pour la distribution de l'eau potable, celle-ci est de : 0,33 kWh/m³ toujours selon les données du service de l'eau (STEA). Le coût environnemental lié à cette consommation d'énergie est de 0,012 €/ kWh final soit : 0,33 x 0,012 = 0,00396 €m³ d'eau potable consommée

Le coût environnemental de la potabilisation de l'eau pour les émissions de gaz à effet de serre (énergie et réactifs) et pour la consommation d'électricité pour la distribution est au final de : 0,0047 + 0,00396 = **0,0087 €m³ d'eau potable consommée.**

Ce coût environnemental n'est que partiel puisqu'il ne prend en compte que l'impact environnemental lié aux émissions de gaz à effet de serre de l'énergie et des produits consommés. 0,0087 €m³ est donc un minorant de la valeur réelle. Néanmoins, les impacts principaux ont été pris en compte. L'inventaire est donc stoppé là et cette valeur est adoptée comme facteur de monétarisation.

II.6.4. Collecte des eaux usées

Le Bilan Carbone de la Section de l'Assainissement de Paris (SAP) [MAIRIE DE PARIS, 2009] donne un certain nombre de données quantifiées qui permettent de dresser un bilan environnemental schématique de l'activité de collecte des eaux usées.

A partir de ces données quantitatives, on peut en déduire le facteur de monétarisation composite de la collecte des eaux usées à Paris. L'annexe 4 fournit les données quantitatives d'impacts pour les 336 millions de m³ d'eaux usées collectés en 2008 [ibid.] et monétarise chacun de ces impacts grâce au facteur de monétarisation correspondant. Il conduit à un coût environnemental de **0,017 €m³ d'eau usée collectée.**

Ce bilan environnemental comporte un total d'émissions de gaz à effet de serre de 22 666 téqCO₂ ce qui est cohérent avec les 23 800 téqCO₂ du Bilan Carbone de la SAP.

II.6.5. Traitement des eaux usées

a) Les éléments à prendre en compte

Aucun bilan environnemental du fonctionnement d'une station d'épuration (STEP) n'a été trouvé dans la littérature. Une approche partielle mais détaillée est donc proposée pour cerner l'impact environnemental de l'envoi d'un mètre cube d'eaux usées à l'égout à Paris. Un bilan environnemental complet comprendrait les impacts suivants :

- consommations d'énergie de la STEP et émissions correspondantes (polluants atmosphériques et CO₂),
- impacts du fonctionnement logistique et administratif de la station autres que les consommations d'énergie,
- émissions de méthane provenant de la matière organique résiduelle en sortie de STEP (y compris, le cas échéant, eaux relâchées sans traitement par temps de fortes pluies),
- rejets résiduels en sortie de STEP autres que la DBO⁵⁷ (métaux, azote, phosphore...),
- émissions de gaz à effet de serre lors du traitement des boues d'épuration (séchage, épandage des boues et/ou incinération),
- bilan environnemental des réactifs utilisés.

b) Facteur de monétarisation du traitement d'un m³ d'eaux usées à Paris

Le bilan du coût environnemental du traitement d'un mètre cube d'eau usée à la station d'épuration Seine aval est présenté en annexe 5. Il a été dressé à partir des sources suivantes :

- consommations d'énergie et émissions de GES de la station Seine aval (Achères) du Syndicat interdépartemental d'assainissement de l'agglomération parisienne en 2008 [SIAAP, 2008],
- Bilan Carbone 2006 de cette station d'épuration [MAIRIE DE PARIS, 2009],
- *Bilan carbone de la région Ile de France* réalisé en 2007 [IAURIF, 2007].

Le coût environnemental résultant est évalué à **0,068 €/m³**. Les émissions de gaz à effet de serre du process de traitement d'un m³ d'eaux usées à la station d'épuration d'Achères sont de 85 783 téqCO₂ pour 1 577 000 m³ par jour soit 0,149 kgéqCO₂/m³.

c) Cohérence avec le bilan carbone du SIAAP

Pour vérifier la validité du FM établi au paragraphe précédent, la composante relative aux émissions de GES a été contrôlée grâce au bilan carbone de la station d'épuration Seine aval pour l'année 2006 effectué par le SIAPP. Ce bilan présenté au tableau 18 aboutit à un total de 110 087 téqCO₂ émis en 2006 pour un total d'eaux traités de 596 millions de m³ [MAIRIE DE PARIS, 2009] ce qui correspond à un ratio de 0,185 kgéqCO₂ / m³.

Poste	Emissions (teqCO ₂)	Incertitude
Energie Interne	19 262	10%
Procédés internes	175	30%
Fret	2477	50%
Déplacements de personnes	2552	20%
Matériaux entrants hors emballages	49 467	50%
Fabrication et fin de vie des emballages	44	30%
Amortissements	35221	80%
Déchets directs	889	6%
TOTAL	110 087	52%

Tableau 18 – Bilan carbone du site Seine Aval du SIAAP, tiré de [MAIRIE DE PARIS, 2009]

⁵⁷ DBO : Demande Biologique en Oxygène = quantité de matière organique biodégradable contenue dans une eau, évaluation à partir de l'oxygène consommé par les micro-organismes impliqués dans les mécanismes d'épuration naturelle.

Ce bilan tient compte de deux postes qui ne sont pas comptabilisés dans les autres analyses utilisées au b) : l'amortissement des infrastructures et les déplacements domicile-travail.

Dans le bilan carbone de la Section de l'Assainissement de Paris [MAIRIE DE PARIS, 2009], les déplacements de personnes se répartissent en 34% d'émissions dues aux déplacements professionnels et 66% dus aux déplacements domicile-travail. Faute de données détaillées sur le Bilan Carbone du SIAAP, nous considérerons que la répartition est la même que pour la SAP. Dans ce bilan, les postes d'émission à retirer pour obtenir un bilan correspondant aux hypothèses générales du présent mémoire sont donc les suivants :

- amortissement : 35 221 téqCO₂
- déplacements domicile-travail : 66% x 2552 = 1684 téqCO₂

soit un bilan à prendre en compte de : 110 087 – 35 221 – 1684 = 73 182 téqCO₂ . Ramené aux 596 millions de m³ d'eaux usées traitées en 2006 par le SIAAP cela donne :

$$73\,182\,000 / 596\,000\,000 = \mathbf{0,123\,kg\acute{e}qCO_2 / m^3}$$

Au paragraphe précédent, le ratio d'émission de GES est de 0,149 kgéqCO₂/m³. L'écart avec les 0,123 kgéqCO₂/m³ du bilan Carbone corrigé du SIAAP est de 17%. Ceci peut s'expliquer par le fait que les émissions de CO₂ du biogaz ont été incluses dans ce bilan alors qu'elles ne sont pas dans le Bilan Carbone du SIAAP. Sans ce poste, l'écart serait inférieur à 10%. L'évaluation proposée plus haut (FM de 0,068 €/m³) est donc cohérente avec le bilan carbone du SIAAP. Elle est celle adoptée définitivement pour le présent mémoire. Il s'agit là aussi d'une valeur partielle minorante mais elle est adoptée comme FM car elle représente l'essentiel des impacts environnementaux en jeu dans le traitement des eaux usées.

II.7. Consommation de matériaux

II.7.1. Plastique

Pour le plastique, il n'a pas été trouvé de facteur de monétarisation dans la littérature pour refléter les impacts environnementaux liés à la fabrication de ce matériau. Pour pallier à ce manque, il est proposé de se référer au FM de l'impact environnemental évité grâce au recyclage du plastique tel que calculé plus loin dans ce mémoire qui est de 0,85 €/t et de considérer arbitrairement que la consommation de produits en plastique en France (par exemple les bacs à déchets qui sont en plastique) représente un impact environnemental 50% plus élevé que cette valeur soit : **1,27 €/kg de plastique.**

II.7.2. Matériaux bois

Dans son étude [2007], la D4E fait le constat que le bois est une ressource renouvelable mais limitée. La consommation d'une unité supplémentaire est donc considérée comme entrant en concurrence avec les autres utilisations du bois : papèterie et construction d'une part (secteurs considérés comme prioritaires) et production d'énergie d'autre part considérée comme le secteur pouvant servir d'ajustement. Pour la D4E, la consommation d'une unité supplémentaire de bois se fait au détriment de la production d'énergie à partir de bois. L'impact environnemental de la consommation de bois est donc pris égal à l'impact de la production d'énergie moyenne en France devant venir en remplacement de l'unité de bois non disponible. Les calculs de la D4E sur la base de la technologie marginale de production énergétique en France conduisent à un facteur de monétarisation de :

$$\mathbf{0,36\,€/kg\,de\,bois}$$

Ce FM (qui est un FM unitaire) n'est pas utilisé directement dans ce mémoire. Il sert de base pour le calcul du FM du papier recyclé.

II.7.3. Papier recyclé et non recyclé

Selon [REPUBLIQUE ET CANTON DE GENEVE, 2001], la production d'une tonne de papier nécessite 2 tonnes de bois, 16 MWh d'énergie et plus de 60 m³ d'eau tandis que la production de papier recyclé non blanchi nécessite 1,1 t de bois, 8 MWh d'énergie et plus de 10 m³ d'eau. Ces chiffres permettent de dresser le bilan environnemental de la production du papier recyclé et du papier ordinaire. Pour ce faire, on suppose que l'énergie utilisée est de l'électricité.

Sur la base de ces données exploitées dans le tableau 19, les facteurs de monétarisation de la consommation de papier sont fixés à :

1,1 €/kg de papier NON recyclé

0,55 €/kg de papier recyclé

	produits nécessaires à la fabrication d'une tonne de papier [151]			émissions engendrées par énergie consommée (élec)			TOTAL en €/kg de papier
	bois	énergie		CO ₂ 40 gégqCO ₂ / kwh élec	impact env. élec. Hors CO ₂		
facteur monétarisation	0,36 €/kg	0,054 €/kWh	0,085 €/m ³	50 €/t	0,012 €/kWh		
papier NON recyclé	2,0 t 0,72 €	16 MWh 864 €	60 m ³ 5,1 €	0,64 téqCO ₂ 32 €		192 €	1,09 €
papier recyclé	1,1 t 0,40 €	8 MWh 432 €	10 m ³ 0,9 €	0,32 téqCO ₂ 16 €		96 €	0,55 €
delta papier / papier recyclé par tonne	0,9 t 0,32 €	8 MWh 432 €	50 m ³ 4,3 €	0,32 téqCO ₂ 16 €		96 €	0,55 €

Tableau 19 – Bilan environnemental de la production de papier ordinaire et de papier recyclé non blanchi, données tirées de [REPUBLIQUE ET CANTON DE GENEVE, 2001]

II.7.4. Pneumatiques

En 2007, le service en charge de la collecte des déchets à Paris (STPP : Service Technique de la Propreté de Paris) a acheté 38 tonnes de pneumatiques pour 184 208 € ce qui correspond à un prix unitaire d'environ **4,85 €/kg de pneumatique**. Si l'on utilise le coût de l'impact environnemental de l'activité économique moyenne en France, on obtient un coût environnemental du pneu utilisé au STPP de 4,85 €/kg x 0,12 €€ = **0,58 € / kg de pneumatique**. Cette valeur correspond aux caractéristiques moyennes des pneus utilisés au STPP qui comportent à la fois des pneus pour poids lourds et des pneus pour véhicules légers.

Cette approche consistant à utiliser le FM de l'impact environnemental moyen de l'économie française n'est pas valide dans la mesure où le matériau principal du pneu est le caoutchouc qui n'est pas fabriqué en France (figure 12). Dans les pays où le caoutchouc est extrait, il peut y avoir par exemple des pressions sur la ressource en eau conduisant à une monétarisation non nulle de l'exploitation de cette ressource. Inversement, les émissions de polluants atmosphériques dans des zones peu ou pas peuplées (forêts d'arbres à caoutchouc), n'aura pas d'impact sur la santé humaine. Pour approcher le cas réel, examinons les impacts liés à la fabrication des pneumatiques : un pneu est composé de plus de 200 constituants selon Michelin [2004] dont 48% de caoutchouc pour les pneus de poids lourds.

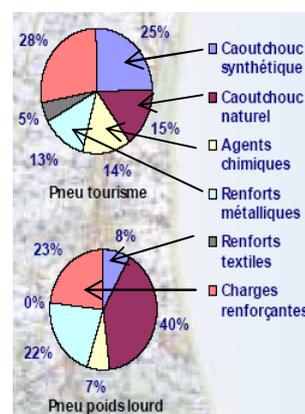


Figure 12 – Composition des pneus, tiré de [Michelin, 2004]

Selon la base de données ouverte de l’empreinte écologique [TEO] disponible en ligne, l’énergie grise liée à la fabrication du caoutchouc est de 83,6 GJ/t ce qui donne un coût lié à la consommation d’énergie primaire non renouvelable de **1,25 €/kg de caoutchouc**.

Ajoutons à cela le coût lié aux émissions de CO₂ qui sont évaluées par la base de données [TEO] à 3 485 kgéqCO₂/t. Cela donne : 3,485 téqCO₂ x 50 €/téqCO₂ = 174 €/t de caoutchouc = **0,17 €/kg de caoutchouc**.

La comptabilisation de l’impact environnemental de l’énergie grise et des émissions de CO₂ de la fabrication du caoutchouc correspond donc à un coût de 0,17 + 1,25 = **1,42 €/kg de caoutchouc**. Ce coût concerne 52% de la matière première entrant dans la composition d’un pneu de poids lourd mais n’est que partiel puisqu’il manque l’impact environnemental lié aux autres aspects environnementaux du processus de fabrication du pneumatique (impacts sur l’eau, l’air, les sols). Or, avant même de comptabiliser ces impacts additionnels, on est déjà à 1,4 €/kg ce qui est bien supérieur au coût de 0,58 €/kg calculé à partir du coût environnemental de l’activité moyenne en France. Cela confirme que la première approche basée sur le FM de l’activité moyenne en France n’est pas valable et qu’il faut être prudent avec ce FM et le réserver aux cas de fabrication domestique ou intervenant dans des conditions similaires.

Faute de données disponibles, le coût environnemental de la consommation de pneumatiques sera approché par le coût de la consommation d’énergie et des émissions de gaz à effet de serre du caoutchouc qui a été évalué à **1,4 €/kg (valeur minorée)**.

II.8. Nuisances

II.8.1. Nuisances des poids lourds en milieu urbain

Dans le rapport [2007] de la D4E, des valeurs de monétarisation des nuisances sont établies, les nuisances étant entendues comme les « *impacts locaux d’une activité générant des réactions négatives de la part de la population située dans le voisinage immédiat du lieu où l’activité se produit, hors impacts directs sur la santé humaine.* ». Cette approche intègre les notions d’accidents, de bruit, de paysage, de disponibilité foncière et de congestion comme indiqué dans le tableau suivant.

effets	éléments de coûts
accidents	coûts additionnels : soins médicaux, coût d’opportunité pour la collectivité, peine et souffrance
bruit	dommage (coûts d’opportunité de la valeur foncière) et santé humaine
nature et paysage	coûts de réparation, coûts de compensation
effets urbains (effet de séparation, rareté de l’espace, intrusion visuelle)	compensation d’espace pour les bicyclettes
congestion	pertes de temps et coûts d’exploitation supplémentaires

Tableau 20 – Composants des coûts totaux des nuisances des poids lourds dans l’étude D4E [2007]

Le coût marginal (c’est-à-dire le coût supplémentaire par rapport à la nuisance de base) pour un poids lourd en milieu urbain est alors estimé par la D4E à **0,64 €/véh.km** en valeur 2007.

II.8.2. Nuisances des sites de gestion des déchets

Le rapport D4E fournit une évaluation des nuisances (bruit, odeurs, trafic, atteinte au paysage) de deux types de sites de gestion des déchets :

- les centres de stockage des déchets ultimes (CSDU) : **1 €t d'OM mise en CSDU**
- les usines d'incinération : **4,5 €t d'OM incinérée**

Ces chiffres ont été établis en 2004 et 2005 à partir d'évaluations contingentes menées par le ministère en charge de l'environnement. La différence de CAP entre centres de stockage et incinération est cohérente avec le fort passif d'image des incinérateurs dans l'opinion publique. Ces facteurs de monétarisation seront utilisés dans le cadre du présent mémoire pour refléter à la fois les nuisances dues au transit des déchets sur le site mais également aux nuisances psychologiques de la présence d'un incinérateur, deux éléments à l'origine du syndrome NIMBY.

II.9. Cycle de vie des bennes à ordures ménagères

II.9.1. Fabrication des bennes à ordures ménagères

La chaîne d'impacts environnementaux liés à la fabrication des bennes à ordures ménagères (BOM) n'étant pas connue, il est proposé de recourir au FM impacts environnementaux de l'activité économique moyenne en France (**0,12 €/ €**) dont nous avons déjà discuté [D4E, 2007]. Cela revient à considérer que les BOM parisiennes sont fabriquées en France ou dans un contexte similaire.

Pour calculer le coût environnemental de fabrication d'une benne, on partira donc de son prix d'achat en € multiplié par 0,12 €

II.9.2. Fin de vie des bennes à ordures ménagères

L'ADEME a réalisé en 2003 une *Etude économique sur la filière de traitement des véhicules hors d'usage*. Cette étude détermine le coût économique de la démolition des véhicules hors d'usage présenté dans le tableau 21 issu de la synthèse de ce rapport.

DEMOLITION				
Charges d'exploitation (€/VHU)	Echantillon audité			
	Moyennes	% charges	Minima	Maxima
Frais de transports sur achats (charges internes et externes)	54,4	10%	18,8	97,5
Achat des VHU	154,7	28%	55,6	257,5
Frais de personnel	212,2	39%	64,6	435,3
Frais généraux	97,5	18%	22,4	184,5
Amortissements et provisions	27,3	5%	4,7	50,5
TOTAL CHARGES D'EXPLOITATION	546,0		286,8	913,1
Produits d'exploitation (€/VHU)	% produits			
Ventes de biens	512,3		256,3	844,6
- dont vente des pièces d'occasion	489,4	95%	243,8	827,7
- dont vente des carcasses	23,1	4%	4,9	36,0
Ventes de services	5,2	1%	0,0	31,0
TOTAL PRODUITS D'EXPLOITATION	517,4		256,3	844,6
Résultat d'exploitation pour la démolition (€/VHU)	-28,6		-131,9	38,4

Tableau 21 – Coût économique de la démolition des véhicules hors d'usage, tiré de [ADEME, 2003]

Les VHU (véhicules hors d'usage) considérés dans cette étude ADEME ayant un poids moyen de 825 kg, cela donne un coût à la tonne de : $38,4 \text{ €/t} / 0,825 = 47 \text{ €/tonne de VHU}$ (pour le coût maximum de l'étude ADEME), voir tableau 21. En utilisant le FM de l'activité économique moyenne en France (0,12 €), le coût environnemental du traitement des VHU est donc de :

$$47 \text{ €/t} \times 0,12 \text{ €} = \mathbf{5,6 \text{ €/tonne de VHU.}}$$

Ce faible coût environnemental s'explique par le fait que le coût de traitement est un bilan d'exploitation qui prend en compte les coûts induits ainsi que les recettes liées à la revente des pièces détachées et des matériaux en vue de leur recyclage. D'un point de vue environnemental, considérer le coût résultant pour déterminer le coût environnemental n'est pas aberrant puisqu'on peut considérer que cela revient à prendre en compte le coût environnemental de l'activité de traitement du véhicule et à y soustraire les bénéfices environnementaux liés à la réutilisation et au recyclage de certains éléments.

II.10. Impact environnemental de l'électricité en France

En France où la production d'électricité est essentiellement d'origine nucléaire, les émissions de gaz à effet de serre associées à cette source d'énergie sont limitées avec un facteur d'émission entre 20 et 260 gCO₂ / kWh selon les usages et **40 g pour l'usage moyen en base**. Le document de référence sur ce point est la note commune ADEME-RTE de 2007 : *Le contenu en CO₂ du kWh électrique : Avantages comparés du contenu marginal et du contenu par usages sur la base de l'historique- Note détaillée.*

Usage	Chauffage	Eclairage	Usages "intermittents"	Usages 'en base'
contenu moyen	180 gCO ₂ /kWh	100 gCO ₂ /kWh	60 gCO ₂ /kWh	40 gCO ₂ /kWh
plage de variation	130-260	60-150	40-90	20-72

Tableau 22 – Contenu CO₂ de l'électricité en France selon son usage, tiré de [ADEME et RTE, 2007]

II.10.1. Usage moyen de base

Avec 50 € t pour le facteur de monétarisation du CO₂, le coût environnemental associé à la contribution au changement climatique de la consommation d'électricité française pour l'usage moyen de base est de : $40.10^{-6} \text{ t/kWh} \times 50 \text{ €/t} = \mathbf{0,002 \text{ €/kWh pour l'effet de serre.}}$

L'étude ExternE fournit une évaluation de l'impact environnemental global de la consommation d'électricité dans différents pays européens tenant compte non seulement de la contribution au changement climatique mais également de l'impact sur les écosystèmes (eutrophisation, acidification), des impacts des polluants sur la santé etc. [EUROPEAN COMMISSION, 2003]. Ces coûts sont présentés dans le tableau 23.

Pays	charbon	pétrole	gaz	nucléaire	biomasse	hydro	éolien
AT			1-3		2-3	0,1	
BE	4-15		1-2	0,5			
DE	3-6	5-8	1-2	0,2	3		0,05
DK	4-7		2-3		1		0,1
ES	5-8		1-2		3-5		0,2
FI	2-4				1		
FR	7-10	8-11	2-4	0,3	1	1	
GR	5-8	3-5	1		0-0,8	1	0,25
IE	6-8						
IT		3-6	2-3			0,3	
NL	3-4		1-2	0,7	0,5		
NO			1-2		0,2	0,2	0-0,25
PT	4-7		1-2		1-2	0,03	
SE	2-4				0,3	0-0,7	
UK	4-7	3-5	1-2	0,25	1		0,15

Tableau 23 – Coûts externes pour la production d'électricité dans l'UE (en cts€/ kWh), tiré de [EUROPEAN COMMISSION, 2003]

Si l'on se base sur l'hypothèse simplificatrice d'une production d'électricité en France d'origine à 80% nucléaire, 10% thermique classique (charbon) et 10% hydroélectrique, le coût par kWh de l'impact environnemental est alors selon les valeurs du tableau 23 de :

$$80\% \times 0,3 \text{ cts } \in / \text{kWh} + 10\% \times \left(\frac{7+10}{2} \right) \text{ cts } \in / \text{kWh} + 10\% \times 1 \text{ cts } \in / \text{kWh} = 0,012 \text{ €/kWh}$$

ce qui est 10 fois plus élevé que le bilan carbone seul essentiellement du fait de la contribution de l'impact environnemental de la part d'électricité produite par des centrales thermiques.

Cette valeur en €₂₀₀₃ est revalorisée à 0,014 €₂₀₀₇ / kWh d'électricité finale française

soit 0,014-0,002 = **0,012 €/ kWh d'électricité finale française hors effet de serre**

L'impact socio-environnemental lié à la nature radioactive de la matière première et des déchets des centrales nucléaires a été étudiée dans le cadre d'ExternE. Les auteurs concluent que l'ordre de grandeur du FM de ce risque est négligeable par rapport aux FM attribué aux autres catégories d'impact et notamment celui des effets des polluants atmosphériques sur la santé humaine (ordre de grandeur de 1 à 10 000 entre l'évaluation monétaire du risque radiologique et le FM de 0,014 €/kWh de l'électricité produite en France). Pour expertiser cet aspect, il faudrait disposer d'une évaluation du consentement à payer pour la réduction de ce risque ou d'une évaluation du coût de réduction du risque de mortalité/morbidité liée à l'industrie nucléaire (centrales, déchets). A notre connaissance, il n'existe pas d'étude de ce type en France. Faute de données, nous considérerons donc comme les auteurs d'ExternE que cet aspect est négligeable par rapport aux autres enjeux. Il mériterait néanmoins d'être étudié.

II.10.2. Usage marginal

Par rapport à l'approche moyenne, l'approche marginale de la production d'électricité permet de déterminer quelle économie de combustible résultera d'une réduction de la demande. Typiquement cette approche est utile pour étudier le bénéfice d'une production d'énergie d'origine renouvelable.

La sollicitation des moyens additionnels de production pour répondre à une demande supplémentaire se fait selon une logique économique (mise en production du moyen le plus économique en premier, voir encart 8). Une catégorie est à part : il s'agit des productions d'énergie dites fatales que sont l'éolien et l'hydraulique au fil de l'eau qui produisent en continu et qui ne peuvent être modulées.

Encart 8 – Détermination du kWh marginal, extrait de la note ADEME-RTE sur le contenu CO₂ du kWh [2007]

«La sollicitation des moyens de production pour satisfaire la demande respecte un ordre économique établi en fonction des coûts proportionnels de production de chaque installation. Au plus bas de l'empilement se trouvent les productions dites fatales, parmi lesquelles l'éolien et l'hydraulique au fil de l'eau. Suivent le nucléaire, puis le charbon et les cycles combinés au gaz (CCG), et enfin le fioul et les turbines à combustion (TAC). Ainsi, à chaque instant, un accroissement de la demande se traduira par la sollicitation du moyen de production le moins cher disponible à la hausse. Inversement, une baisse de la demande est compensée par la réduction de la puissance du moyen le plus cher démarré. Selon la terminologie courante, c'est le moyen de production marginal »

L'ADEME et RTE dans leur note de 2007 expliquent que durant la durée de marginalité nucléaire (25% du temps pendant lequel la demande supplémentaire d'électricité en France ainsi qu'en Europe est satisfaite par le parc nucléaire), il n'y a pas d'émission additionnelle de CO₂. Pour les 75% du temps restants durant lesquels l'électricité est d'origine thermique, « la compensation est effectuée sur des moyens de production thermiques, charbon (...), cycles combinés au gaz (...) ou groupes au fioul (...), situés en France ou hors de France. Compte tenu de la structure du parc de production européen, on évalue entre 600 et 700 grammes de CO₂ le contenu du kWh produit en période de marginalité non nucléaire. »

Sur la base de ces estimations, le contenu marginal en CO₂ par kWh électrique est de :

- 450 à 550 g_{éq}CO₂/kWh pour les usages en base,
- 500 à 600 g_{éq}CO₂/kWh pour le chauffage électrique,
- 600 à 700 g_{éq}CO₂/kWh pour les usages intermittents et l'éclairage.

Ces chiffres récapitulés dans le tableau ci-dessous montrent combien il est important de cerner dans quel cas on se situe avant d'entamer une analyse environnementale d'un processus consommant ou produisant de l'électricité. Pour le bilan des panneaux photovoltaïques, c'est l'approche marginale que nous utiliserons.

usage	approche moyenne		approche marginale
	valeur	fourchette	
chauffage électrique	180	130-260	500-600
éclairage	100	60-150	600-700
usages intermittents	60	40-90	
usages de base	40	20-72	450-500

Tableau 24 – Contenu marginal en CO₂ du kWh électrique en France, approches moyenne et marginale, données [ADEME–RTE, 2007] en gCO₂/kWh

Pour les usages de base, nous avons vu que le facteur de monétarisation du contenu CO₂ moyen de l'électricité en France est de 0,002 €/kWh. Pour l'approche marginale, ce facteur passe à $500 \cdot 10^{-6} \text{ t/kWh} \times 50 \text{ €/t} = 0,025 \text{ €/kWh}$ pour l'effet de serre. Par conséquent, l'impact global de l'électricité en approche marginale pour l'usage de base est de : $0,012 + 0,025 = 0,037 \text{ €/kWh}$ en impact global pour l'approche marginale.

II.11. Les gains environnementaux de la valorisation des déchets

Pour terminer le tour d'horizon des facteurs de monétarisation nécessaires pour dresser les bilans environnementaux des deux cas étudiés dans le présent mémoire, déterminons la valeur des gains environnementaux des matières premières secondaires récupérées grâce au recyclage.

L'étude [2007] de la D4E sur les bénéfices environnementaux du recyclage est une référence particulièrement intéressante. En 2010, alors que la direction a migré vers le Commissariat Général du Développement Durable (CGDD) pour prendre part au Service de l'Economie, de l'Evaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD), une seconde étude semblable concernant les papiers/cartons et le plastique a été réalisée (étude non disponible en version intégrale sur Internet mais dont les résultats sont donnés dans [NICKLAUS, 2010]).

La première étude D4E conduit à une unique valeur monétarisée pour le verre et l'aluminium tandis que la seconde du CGDD propose un éventail de valeurs. En effet, le SEEIDD explique que :

« Les bénéfices varient non seulement en fonction de la nature du déchet récupéré mais aussi en fonction de l'utilisation du matériau récupéré et, in fine, de la matière première vierge substituée. Ils correspondent à l'utilisation d'un type précis de matériau récupéré pour une application précise. Par exemple, selon les flux de papiers/cartons étudiés, les bénéfices environnementaux s'échelonnent entre 210 et 410 €/tonne de matériau recyclé. Les résultats sont encore plus variables pour les plastiques (entre - 130 € et 1 030 €/tonne recyclée). »

Pour l'aluminium, dans l'étude de 2007, le gain environnemental du recyclage de l'aluminium est estimé à 2200 €/t. Ce gain correspond à l'« économie de la production primaire d'aluminium (135%, bénéfique), principalement au travers de l'économie de consommation d'électricité lors de la phase d'électrolyse (82% des 135%) et des émissions toxiques directes de cette même opération (10% des 135%). Ces économies ou consommation d'énergie impactent le bilan via les enjeux de « consommation de ressources naturelles » mais également via les enjeux de « toxicité humaine » et dans une moindre mesure, d'effet de serre ».

Le tableau 25 tiré de [NICKLAUS, 2010] récapitule les résultats de ces deux études (D4E et SEEIDD) : 110 €/t pour le verre, 2 200 €/t pour l'aluminium, entre 210 et 410 €/t pour les papiers et entre 625 et 1 030 €/t pour le plastique.

On notera que le polystyrène d'emballages thermoformés recyclé est un cas particulier puisque qu'en remplacement de panneaux de particule bois il présente un bilan environnemental déficitaire de 130 €/t.

Tableau 25 – Différence de coûts environnementaux entre recyclage et élimination d'une tonne supplémentaire de verre d'emballage, d'aluminium, de papiers et de plastique, tiré de [NICKLAUS, 2010]

Matière	déchets (origine des matériaux)	Utilisation du matériau issu des déchets (hypothèse)*	Substitution de la matière recyclée (hypothèse)	Coût environnemental du recyclage en € ₂₀₀₇ /tonne (ordre de grandeur)
Verre	Verre d'emballage	verre blanc creux	Le calcin remplace les matières premières vierges nécessaires à la production de verre blanc (sable siliceux, carbonate de soude, calcaire, feldspath)	- 110
Aluminium	Aluminium en fin de vie (old scrap) provenant de la collecte ou du traitement des produits après usage. La composition de ce flux est variable	pièces de fonderie, aluminium désoxydant	L'aluminium récupéré remplace l'aluminium vierge	- 2 200
Papiers	Boîtes de céréales d'origine ménagère	carton ondulé	Les papiers cartons récupérés se substituent à de la pulpe chimique	- 400
	Cartons ondulés des commerces	carton ondulé		- 410
	Journaux (origine ménagère)	journaux	Les papiers cartons récupérés se substituent à la pulpe thermo-mécanique	- 290
	Papiers d'impression des bureaux	papier sanitaire	Les papiers cartons récupérés se substituent à de la pulpe chimique	- 210
Plastiques	Polyéthylène terephthalate (PET) d'emballages ménagers	bouteilles en PET recyclé	Le PET recyclé remplace du PET vierge	- 1 030
	Polyéthylène basse densité (PEBD) provenant de films	films en PEBD de type sacs poubelles	Le PEBD recyclé remplace du PEHD vierge	- 745
	Polyéthylène Haute densité (PEHD) d'emballages ménagers (flacons)	tuyaux	Le PEHD recyclé remplace du PEHD vierge	- 625
	Polychlorure de Vinyle (PVC) provenant de châssis de fenêtre	châssis de fenêtres en PVC	Le PVC recyclé remplace du PVC vierge	- 630
	Acrylonitrile Butadiène Styrene (ABS) provenant des déchets d'équipements électriques et électroniques	enveloppes de téléviseurs à écran plat	L'ABS recyclé remplace de l'ABS vierge	- 685
	Polystyrène (PS) provenant d'emballages thermoformés	meubles en PS recyclé	Le PS recyclé remplace du panneau de particules en bois	+ 130

(*) le choix de l'application et de la matière substituée est basé sur une étude de marché et une discussion avec les professionnels du secteur

Source : CGDD, Données issues de « Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications » 2007 et « Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : le cas des papier/cartons et des plastiques » 2010.

Pour contourner la difficulté du choix dans un éventail de valeurs, nous nous référons pour le cas de Paris aux données tirées du *Rapport annuel sur la qualité et le prix du service public d'élimination des déchets à Paris* [MAIRIE DE PARIS, 2006] qui détaille les quantités moyennes de matière première, énergie et émissions de GES épargnées par type de matériau recyclé (tableau 26, données du logiciel e-tonnes d'Eco-emballages⁵⁸ pour le SYCTOM).

Tonnage envoyé par le SYCTOM en filière de recyclage en 2007	Économies réalisées		
	en matières premières	en CO ₂	et en énergie
2 100 t d'acier	2 975 t de minerai de fer 1 205 t de coke (charbon) 2 291 m ³ d'eau	3 783 t	13 320 MW/h
100 t d'aluminium	226 t de bauxite 901 m ³ d'eau	73 t	2 960 MW/h
8 600 t de plastiques	7 157 m ³ de pétrole 2 102 700 m ³ de gaz naturel 72 085 m ³ d'eau	10 370 t	103 424 MW/h
106 400 t de papier-carton	277 700 t de bois 1 794 900 m ³ d'eau	4 256 t	1 168 449 MW/h
106 128 t de verre	70 044 t de sable 57 300 m ³ d'eau	42 451 t	116 270 MW/h

mode de calcul : logiciel e-tonnes Eco-emballages

Tableau 26 – Economies de matières premières et d'énergie réalisées au SYCTOM grâce à la collecte sélective en 2007 [MAIRIE de PARIS, 2007]

⁵⁸ Eco-Emballages : entreprise privée créée par des industriels de la grande consommation en 1992, agréée par les pouvoirs publics en tant qu'éco-organisme en charge de récolter les contributions des metteurs sur le marché d'emballages afin de les distribuer aux collectivités en charge du recyclage. Cette contribution ne couvre qu'une partie des dépenses réellement engagées par les collectivités.

L'annexe 6 présente, dans un tableau récapitulatif, les données conduisant à la monétarisation de ces quantités de matières premières primaires et d'énergie économisées ainsi que les émissions de CO₂ évitées (ramenées à la tonne de matériau recyclé) pour 5 types de matériaux recyclés à partir des ordures ménagères (acier, aluminium, plastique, papiers-cartons et verre). Ceci permet d'évaluer le gain environnemental du recyclage de ces 5 matériaux en utilisant les facteurs de monétarisation du minerai de fer, de la bauxite, du bois, de l'énergie fossile et du CO₂ dont la valeur est tirée de [D4E, 2007]. Les FM obtenus sont présentés au tableau 27.

	matières premières	CO ₂	énergie	TOTAL
acier	327 €/t	90 €/t	340 €/t	757 €/t
aluminium	758 €/t	37 €/t	1 598 €/t	2 393 €/t
plastique	155 €/t	60 €/t	648 €/t	863 €/t
papier-carton	937 €/t	2 €/t	594 €/t	1 533 €/t
verre	0 €/t	20 €/t	59 €/t	79 €/t

Tableau 27 – FM de 5 matériaux recyclés établis à partir des quantités figurant dans [Mairie de Paris, 2007]

La figure 13 représente la décomposition des FM de ces 5 matériaux entre impacts liés à l'énergie, au CO₂ et aux matières premières. On constate que l'économie d'énergie fossile représente une part prépondérante pour l'aluminium et le plastique. Pour l'acier, il est à part équivalente avec les matières premières. Pour les papiers-cartons, c'est ce dernier aspect qui est prépondérant.

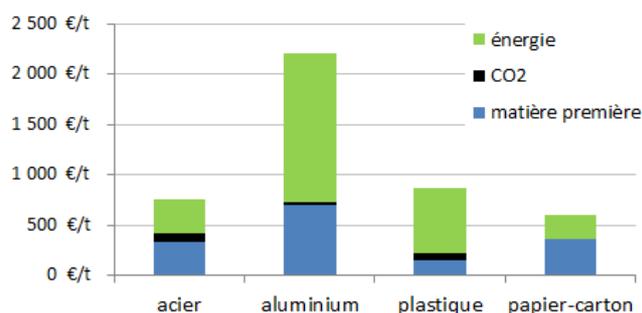


Figure 13 – Répartition des bénéfices environnementaux du recyclage des multimatériaux (MM) à Paris en 2007

Pour l'aluminium, cette méthode d'évaluation conduit à un coût de 2393 €/t qui est très proche de celui de 2200 €/t avancé par l'étude D4E. Pour le verre, le gain de 79 €/t ainsi calculé est inférieur à celui déterminé par la D4E qui est de 108 €/t. L'ordre de grandeur est cependant cohérent. Pour le verre et l'aluminium, nous retiendrons les valeurs respectives de gain environnemental de 108 €/t et 2200 €/t déterminés par la D4E à partir de la connaissance détaillée du procédé de recyclage de ces matériaux.

Pour l'acier, c'est la valeur déterminée à partir des données quantitatives du SYCTOM tirées de [MAIRIE de PARIS, 2007] qui sera retenue soit 757 €/t.

Pour le plastique les calculs explicités à l'annexe 6 aboutissent à un FM de 863 €/t ce qui se situe dans la fourchette déterminées par le SEEIDD entre 635 et 1030 €/t⁵⁹. C'est la valeur que nous retiendrons.

Pour les papiers-cartons les données du SYCTOM conduisent à un FM de 1532 €/t (voir annexe 6) ce qui bien plus élevé que la fourchette du SEEIDD qui se situe entre 210 €/t et 410 €/t. Pourquoi aboutit-on à un tel écart alors que pour les autres matériaux, les chiffres obtenus sont cohérents ?

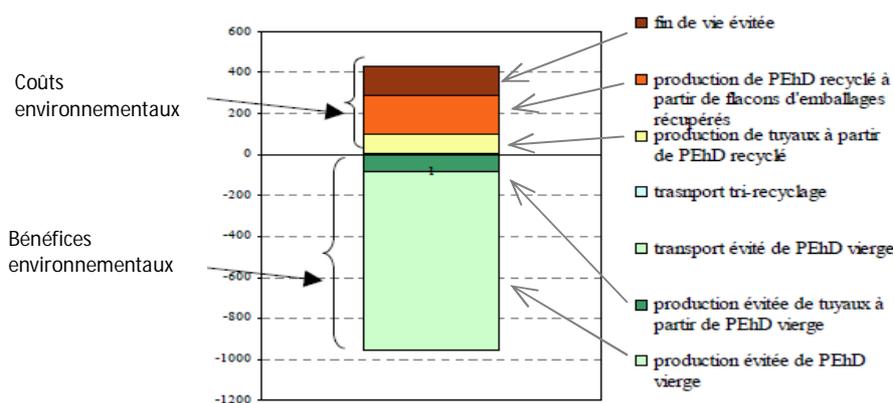
Cette fourchette du SEEIDD est basée sur une approche du bénéfice marginal de la substitution des papiers/cartons recyclables dans la chaîne de fabrication du papier toilette, du carton ondulé et des journaux en considérant que le bois économisé est valorisé pour le bénéfice environnemental de l'énergie fossile à laquelle il peut se substituer.

⁵⁹ on ne prend pas en compte le cas de l'utilisation du plastique pour faire du mobilier en remplacement de panneaux de particule bois qui semble anecdotique et qui conduit non pas à un bénéfice environnemental mais à un coût environnemental de 130 €/t selon l'étude du SEEIDD

La valeur de 1532 €t a été déterminée en utilisant le FM du bois économisé (0,36 €/kg) issu de l'étude 2007 de la D4E et qui prend en compte la substitution du bois à l'énergie fossile. Le bois économisé est monétarisé à 937 € par tonne de papier carton et l'énergie à 594 €t (voir annexe 6). Le bénéfice de 937 €t pour le bois économisé grâce au recyclage des papiers/cartons ne prend pas en compte les coûts environnementaux liés au process de recyclage. Or, pour le plastique, cela peut atteindre 42% du bénéfice environnemental (voir encart 9). La valeur de 594 €t est donc certainement plus représentative du bénéfice environnemental résultant de l'économie de bois réalisée grâce au recyclage des papiers/cartons que la valeur de 937 €t qui ne tient pas compte des impacts négatifs sur l'environnement du process recyclage.

Encart 9 –Recyclage en tuyaux du PEhD issu d'emballages ménagers, répartition des bénéfices environnementaux, tiré de [NICKLAUS, 2010]

Le SEEIDD a chiffré les bénéfices et les coûts environnementaux du recyclage des plastiques. Ce bilan tient compte du process de recyclage mais également du fait que ce matériau a un fort pouvoir calorifique pouvant produire de l'énergie par incinération, énergie non récupérée en cas de recyclage (item « fin de vie évitée » ci-dessous). Pour le PEhD (polyéthylène haute densité), ces deux composantes du bilan environnemental du recyclage en tuyaux sont représentées au graphique ci-dessous. Le bénéfice environnemental est d'environ 950 €t et le coût environnemental d'environ 400 €t soit 42% du montant des bénéfices, conduisant à un bénéfice résultant de 550 €t.



Remarque : la fin de vie évitée contribue de façon négative au bilan environnemental du recyclage. En effet, le plastique présente un bon potentiel énergétique qui, lorsqu'il fait l'objet d'une valorisation énergétique via l'incinération permet de produire de l'énergie qui se substitue à d'autres sources d'énergie.

Source : CGDD, 2010 [2]

Pour déterminer le FM du recyclage des papiers/cartons à partir des données du SYCTOM ([MAIRIE de PARIS, 2007]), il convient donc de ne tenir compte que des 594 €t de l'énergie économisée et des 2 €t des économies d'émissions de GES soit un FM de 596 €t qui est toujours plus élevé que la fourchette de 210 €t à 410 €t du SEEIDD. Néanmoins, dans la mesure où ce chiffre reflète le processus réel de recyclage des déchets parisiens puisqu'il est déterminé à partir des bénéfices physiques avancés par le SYCTOM en fonction des débouchés qu'il utilise pour les papiers/cartons parisiens, il est proposé de retenir ce chiffre comme FM des papiers/cartons recyclables pour la présente étude.

Récapitulons les facteurs de monétarisation retenus pour le recyclage des déchets :

Aluminium :	2 200 €t	Plastique :	863 €t
Verre :	108 €t	Papier / carton :	596 €t
Acier :	757 €t		

III. Récapitulatif et perspective

III.1. Récapitulatif des facteurs de monétarisation utilisés

Dans la mesure où il n'existe pas de base de facteurs de monétarisation harmonisés ou de valeurs tutélaires (hormis pour le CO₂), il est en pratique impossible de dresser des bilans environnementaux nécessitant plusieurs FM. Il faudrait donc se contenter d'analyses mono-impact pour lesquelles l'étape de monétarisation est superflue puisque la donnée quantitative seule suffit (un bilan carbone par exemple). Pour des cas multi-impacts, la seule solution serait de réaliser une enquête contingente en vue de déterminer le FM global de la problématique considérée. On pourrait imaginer réaliser une enquête pour révéler le consentement à payer (CAP) des Parisiens pour la pose de panneaux photovoltaïques sur les bâtiments municipaux. Ce CAP correspondrait au coût social résultant (delta entre bénéfices et coûts financiers et environnementaux) mais dans ce cas, on n'aurait qu'une unique information et non des données sur chaque composante du bilan environnemental du scénario. De plus, pour comparer ce bilan à d'autres sources de production d'énergie, il faudrait réaliser autant d'enquête contingente que de filière à examiner.

Pour dépasser cet écueil et explorer les questions qui se présentent lorsqu'on réalise des bilans monétarisés multi-impacts, nous avons pris le parti de rassembler des facteurs obtenus à partir de données disparates, dans des contextes différents pour les utiliser dans les chapitres suivants pour étudier la pose de panneaux solaires photovoltaïques et la gestion des déchets à Paris. Cette base de données de facteurs est récapitulée aux tableaux 28,29 et 30.

Tableau 28 – Facteurs de monétarisation « UNITAIRES » ou « MONO-IMPACT »

	effet	FM	sources utilisées	éléments pris en compte
Activité économique moyenne en France	impact de l'activité économique moyenne en France	0,12 €/€	[D4E, 2007]	impact environnemental global ramené au PIB, inventaire de flux d'impacts nationaux
Consommation d'énergie non renouvelable	épuisement des énergies non renouvelables	0,015 €/ MJ 0,054 €/kWh énergie primaire	[D4E, 2007]	- coût de l'activité de production d'énergie renouvelable - delta d'impact environnemental monétarisé entre cette activité et l'activité économique moyenne
Emission de gaz à effet de serre	changement climatique	50 €/ téqCO ₂	ExternE [EC, 1995]	coût des mesures de réduction des émissions de gaz à effet de serre ramené au gain réalisé et prise en compte de l'ambition de l'effort mondial
Emissions de polluants atmosphériques pour 20 000 hab/km ² (Paris intramuros)	PM ₁₀	2642 €/ kg	[PLASSAT, 2005] adapté à la densité de Paris (données ExternE)	atteintes à la santé humaine (coûts des hospitalisations, évaluation de l'incidence sur la durée de vie, coût de l'année de vie perdue...).
	NOx	171 €/ kg		
	HCNM	42 €/ kg		
	CO	0,073 €/ kg		
	SOx	348 €/ kg	[D4E, 2007] adapté (correctif moyen)	
dommage des particules aux bâtiments	dégradation bâtiments (cadre de vie, nécessité de traitement)	0,83 €/ kg PM	[D4E, 2007]	coûts de nettoyage des bâtiments
Acidification de l'air (dommages aux bâtiments et à l'environnement)	dégradation des bâtiments, atteintes aux forêts et lacs	0,63 €/ kg de SOx équivalent	[D4E, 2007]	- dommages aux bâtiments (90% du coût environnemental total) - acidification des lacs d'eau (mesure curative : chaulage des lacs) - acidification des surfaces agricoles - acidification des forêts
Emission de métaux dans l'air	effets sur la santé humaine : effets carcinogènes	63 €/ kg de METOXair	adapté de [ADEME, 2005] et [D4E, 2007]	- fonction dose-réponse pour émissions de métaux dans l'air : effets santé - toxicité relative des métaux déterminée par les agences de l'eau dans la notion de Metox
Consommation d'eau en tant que ressource	pression sur la ressource en eau (absente à Paris)	0 €/m ³	[D4E, 2007]	eau = ressource renouvelable, disponible en quantité suffisante à Paris
Eutrophisation des eaux	dégradation du milieu aquatique	0,016 €/ kg NOx	[D4E, 2007]	Evaluations contingentes de : - dommages au tourisme en zone littorale (75%) - manque à gagner activité industrielle conchylicole(25%)
consommation de bois	bois = facteur de production limité, FM = impact consommation de ressources alternatives (ici : énergie)	0,36 €/kg de bois	[D4E, 2007]	impact de la production d'énergie moyenne en France devant venir en remplacement de l'unité de bois non disponible pour la production d'énergie

Tableau 29 – Facteurs de monétarisation « COMPOSITES » ou « MULTI-IMPACTS »

	effet	FM	sources utilisées		
consommation de papier non recyclé	impact environnemental global	1,1 €/kg	adapté de : [République et canton de Genève, 2001] et [D4E, 2007]	- consommation de bois - consommation d'énergie - impacts de l'énergie supposée électrique	
consommation de papier recyclé		0,55 €/kg			
consommation de pneumatiques au STPP	consommation d'énergie et émissions de GES pour la consommation de caoutchouc	1,4 € / kg	utilisation du FM activité économique moy. [D4E, 2007] + <u>caractéristiques moy. pneus du STPP</u>	FM partiel (minimum) : Evaluation pour le caoutchouc (40 à 50% du pneu)- énergie grise (épuisement de ressource fossile) - émissions de gaz à effet de serre	
consommation plastique (bacs, sacs)	impact environnemental global	1,27 € / kg	adapté des données SYCTOM tirées de [MAIRIE de PARIS, 2007]	consommations d'énergie, de gaz, de pétrole, d'eau et émissions de CO ₂	
Nuisances des poids lourds en milieu urbain	bruit, congestion urbaine, paysage, pression foncière, accidents	0,64 € / véhicule.km	[D4E, 2007]	- accidents (soins médicaux, souffrance, coûts pour société...) - bruit (impacts sur la santé et dévaluation immobilière) - nature et paysage (coûts de réparation/compensation) - rareté de l'espace urbain (compensation d'espace pour les bicyclettes) - congestion (perte de temps et coûts d'exploitation supplémentaires)	
nuisance centres de stockage déchets	CAP	1 €/t	[D4E, 2007]	CAP des populations avoisinantes	
nuisance des incinérateurs	CAP	4,5 €/t	[D4E, 2007]	CAP des populations avoisinantes	
fabrication des bennes	impact environnemental global	0,12 € / € investi	coût des impacts de l'activité économique moyenne [D4E, 2007]	coût économique de l'achat de bennes et FM de l'activité économique moyenne en France	
fin de vie des bennes	impact environnemental global	5,6 € / tonne	adapté de [ADEME, 2003]	coût économique de la démolition des véhicules hors d'usage et FM activité économique moyenne en France	
consommation d'électricité en France	approche moyenne	impact environnemental global avec effet de serre	0,014 €/kWh final	adapté de Externe [EU, 1995] approche moyenne et marginal du contenu CO ₂ : [ADEME-RTE, 2007]	impact sur les écosystèmes (acidification, eutrophisation), impacts des polluants sur la santé humaine etc.
		effet de serre seul	0,002 €/kWh final		
	approche marginale	impact environnemental global hors effet de serre	0,012 €/kWh final		
		impact environnemental global avec effet de serre	0,037 €/kWh final		
	effet de serre seul	0,025 €/kWh final			
consommation d'eau potable	GES + consommation d'électricité	0,0087 € / m ³ consommé	adapté de [Eau de Paris, 2007], [D4E, 2007]	FM partiel (minimum) : Emissions de gaz à effet de serre (énergie et réactifs notamment charbon actif qui est de loin celui qui contribue le plus aux émissions de gaz à effet de serre) + électricité pour la distribution	
collecte des eaux usées à Paris (SAP)	impact environnemental global	0,017 €/m ³	calculs à partir des données [MAIRIE DE PARIS, 2009], [SIAAP, 2008], [IAURIF, 2007]	- consommations d'énergies - émissions de polluants et GES - dégagements de méthane - travaux sur le réseau	
traitement eaux usées à la station Seine aval (Achères)		0,068 €/m ³		- consommations d'énergies - émissions de polluants et GES - dégagements de méthane - rejets d'azote et phosphore	
Eaux usées à Paris : collecte + traitement		0,085 €/m ³			

Tableau 30 – Facteurs de monétarisation du recyclage des déchets

	effet	FM	sources utilisées		éléments pris en compte
recyclage de l'aluminium	impact environnemental global	2 200 €/t	[D4E, 2007]		conso d'élec et émissions toxiques directes lors de la phase d'électrolyse de l'alu primaire : conso de ressources naturelles + toxicité humaine + CO ₂
recyclage du verre		108 €/t	[D4E, 2007]		
recyclage de l'acier		757 €/t	[MAIRIE de PARIS, 2007], [D4E, 2007]		- consommation de ressources (selon : pétrole, gaz, minéral de fer, coke, bois, sable)
recyclage du plastique		863 €/t	[MAIRIE de PARIS, 2007], [D4E, 2007]		- consommation d'eau
recyclage du papier/carton		596 €/t	[MAIRIE de PARIS, 2007], [D4E, 2007], [NICKLAUS, 2010]		- émissions de CO ₂

Pour évaluer l'influence des variations de ces FM, des intervalles de variation (fourchettes) dans lesquels les valeurs de ces facteurs peuvent évoluer seront définis au chapitre 6 pour discuter le bilan de la gestion des déchets à Paris.

En effet, en mathématiques, utiliser des valeurs entachées d'incertitude nécessite le recours à des probabilités afin d'encadrer la valeur réelle dans une fourchette. Contrairement aux valeurs marchandes dont le prix est connu, les valeurs non marchandes ne peuvent pas être définies de manière absolue, elles ne peuvent qu'être approchées dans une fourchette de manière à ce que la probabilité que la valeur résultant de la vision de la société à un instant donné s'y trouve soit raisonnablement très élevée, raisonnablement au sens où la fourchette ne doit pas prendre des proportions démesurées au point de rendre impossible toute conclusion avant même d'avoir commencé l'étude.

III.2. Avancer malgré les fragilités

Balayant l'idée d'un monde harmonieux en équilibre à la Walras, BOULEAU prophétise que « *Considérer la valeur économique comme une référence morale correcte pour décider dans l'incertain, revient à jouer la préservation de l'environnement au casino, tôt ou tard c'est la ruine* ». L'aléa est partout : dans les marchés financiers en premier lieu mais aussi dans les entreprises, les décisions de politique économique, etc. ce qui conduit BOULEAU à rejeter l'analyse coût-bénéfice comme outil efficace de protection de l'environnement. Son argument est qu'« *il se trouvera forcément un moment où l'aléa de l'évolution des prix économiques fera que le service rendu par le bien collectif sera estimé plus bas que ses substituts marchands qui pourront donc les remplacer* ».

D'autres fragilités guettent dans ce mémoire : facteurs de monétarisation établis sur la base d'études très disparates tant dans leurs contextes que dans leurs méthodologies, inventaires de flux d'impacts non issus du processus rigoureux de l'analyse du cycle de vie, recours à certaines hypothèses arbitraires (signalées comme telles) notamment pour définir les fourchettes de variation des facteurs de monétarisation.

Pourtant, il a été pris le parti de calculer quand même au risque d'embarquer des incohérences et fragilités initiales afin d'examiner les types de résultats que l'on peut obtenir et leur robustesse compte-tenu des hypothèses de départ utilisées. L'optique adoptée est celle de risquer de calculer mal plutôt que de ne pas calculer, l'idée étant de bâtir un prototype de base de référence de facteurs de monétarisation et de le tester sur deux cas très différents.

Il s'agit cependant d'un risque mesuré puisque les hypothèses utilisées sont détaillées et peuvent donc faire l'objet de modifications si besoin et de discussions. De plus, les fourchettes de variation des FM ont volontairement été prises larges pour mettre en lumière les conclusions potentiellement problématiques, celles qui, à la faveur de modifications substantielles d'un FM ou de plusieurs d'entre eux, pourraient être inversées.

Chapitre 4

Bilan environnemental des panneaux solaires photovoltaïques à Paris

Ce chapitre présente une analyse économico-environnementale de l'installation de panneaux solaires photovoltaïques sur les bâtiments municipaux parisiens (données 2011). Les aspects environnementaux sont monétarisés à l'aide des facteurs de monétarisation déterminés au chapitre 3. L'analyse intègre également des données financières (coût d'investissement, vente de l'électricité, entretien des panneaux) afin de dresser un bilan complet sur 30 ans.

La valeur de la tonne de CO₂ induite par l'équilibrage du bilan économico-environnemental sur 30 ans est déterminée. Un coût d'opportunité des panneaux photovoltaïques pour les problématiques climat et énergie est également établi.

Pour clore ce chapitre, le bilan environnemental monétarisé du kWh photovoltaïque est comparé à celui d'autres sources d'énergie pour le chauffage des bâtiments (bois, gaz, fioul et électricité de réseau) et le coût d'investissement ramené au kWh produit est comparé à celui du kWh économisé grâce à des travaux d'amélioration des bâtiments.

Pour faire face aux enjeux du changement climatique, il est indispensable de développer les énergies renouvelables - solaire, éolien, géothermie – qui représentent des sources d'énergie inépuisables neutres en carbone une fois les installations amorties (énergie grise de fabrication et pose des installations compensée après quelques années de fonctionnement).

L'énergie solaire représente un potentiel colossal avec 800 à 1000 W/m² en provenance de notre étoile. Cette énergie peut être utilisée de diverses manières, notamment grâce aux panneaux solaires. Les panneaux solaires thermiques permettent le réchauffement d'un fluide caloporteur. Cette chaleur est alors utilisée pour le chauffage et/ou l'eau chaude sanitaire du bâtiment. Les panneaux photovoltaïques sont composés de cellules transformant les radiations solaires en courant électrique qui peut soit être consommée sur place, soit être injectée dans un réseau pour être consommée ailleurs.

En France, l'engouement pour le photovoltaïque n'est apparu que depuis l'instauration par l'Etat d'une obligation d'achat assortie de tarifs garantis bien supérieurs au coût de l'électricité de réseau, dispositif encore complété par un crédit d'impôt pour les particuliers. Ce soutien à la filière photovoltaïque est motivé à priori par un objectif environnemental fort et une volonté de développer sur le territoire national ce secteur d'activité, créateur d'emploi. Cette politique volontariste française s'inscrit dans la droite ligne des objectifs européens de 2008 de réduction des émissions de gaz à effet de serre et de développement des énergies renouvelables (Paquet énergie climat) puis des 50 mesures pour un développement des énergies renouvelables à haute qualité environnementale définies en novembre 2008 par le ministère du Développement durable qui se sont traduites par un objectif de 23% d'ENR en 2020 dans la loi Grenelle 1.

Ce chapitre propose une présentation des impacts et bénéfices environnementaux liés au cycle de vie des panneaux solaires photovoltaïques cristallins (85 à 95% de la filière actuellement) lorsqu'ils sont installés à Paris. Ce bilan est ensuite monétarisé et enfin comparé à celui d'autres sources d'énergie.

I. La technologie des panneaux solaires photovoltaïques

Un panneau solaire photovoltaïque est constitué de cellules photovoltaïques elles-mêmes composées d'un matériau semi-conducteur. Ces cellules sont élaborés à partir de silicium cristallisé (cellules mono cristallines ou poly-cristallines) ou de silicium amorphe (technologie dite « couches minces »).

L'électricité produite par un système photovoltaïque est continue. Pour être injectée dans le réseau électrique, elle doit être transformée en courant alternatif au moyen d'onduleurs dont le remplacement au bout de 10 à 15 ans est inéluctable. Il s'agit de l'intervention de maintenance la plus notable durant les 30 ans de vie attendues d'un panneau photovoltaïque. Les constituants d'un système photovoltaïque sont les modules constitués de cellules photovoltaïques, d'un ou plusieurs onduleurs, de composants (câbles...), de raccords électriques classiques et, éventuellement, de supports métalliques. Le recyclage des composants autres que les cellules elles-mêmes ne pose pas de problème particulier.

Les cellules photovoltaïques de première génération sont constituées de silicium cristallin. Cela représente de 85% [EPL⁶⁰, 2009] à 95 % (INES⁶¹) du marché actuellement. Les cellules sont fabriquées à partir soit de silicium pur (silicium monocristallin) soit de chutes de cristaux

⁶⁰ EPL : Fédération des entreprises publiques locales

⁶¹ source : Institut National de l'Energie Solaire, INES : <http://www.ines-solaire.com/solpv/page5.html>

de silicium de l'industrie électronique refondues (silicium multi-cristallin). La matière première de ces deux types de cellules est toujours le silicium (sable, quartz...) qui est le deuxième élément le plus abondant sur terre (environ 25 % en masse de l'écorce terrestre).

La technologie de seconde génération est celle des couches minces. Ces cellules sont fabriquées en déposant sous vide sur un substrat (verre, métal, plastique souple,...) une fine couche uniforme composée d'un ou plusieurs matériaux réduits en poudre. L'utilisation de matériaux rares et/ou toxiques rend le recyclage obligatoire mais aussi plus complexe pour ce type de cellules.

Le monocristallin présente un rendement de 14 à 16% alors que le rendement du multi-cristallin est de 12 à 14%. Cette seconde génération présente par contre l'avantage de nécessiter 2 à 3 fois moins d'énergie pour la fabrication des cellules ce qui les rend moins coûteuses et plus intéressantes du point de vue du bilan d'énergie grise.

La puissance d'un module photovoltaïque est appelée « puissance-crête » exprimée en Watt ou Watt-crête (Wc). Il s'agit de la puissance maximale délivrable sous des conditions standardisées d'ensoleillement et de température⁶².

II. Le dispositif incitatif en France

En application de la loi *relative à la transition énergétique pour la croissance verte*, l'arrêté du 24 avril 2016 définit les nouveaux objectifs de développement des différentes filières d'énergies renouvelables à l'horizon 2023. Ces objectifs viennent prendre le relais de ceux définis par la loi Grenelle I en 2009 (5 400 MW en 2020 avec une étape intermédiaire de 1 100 MW en 2012, objectif largement dépassé avec plus de 4 000 MWc en place en 2012 (voir figure 14). Pour le photovoltaïque, l'objectif est désormais de 15 000 MW installés en 2018 et entre 18 200 et 20 000 MW en 2023 (5 400 MW installés en 2014, voir figure 14).

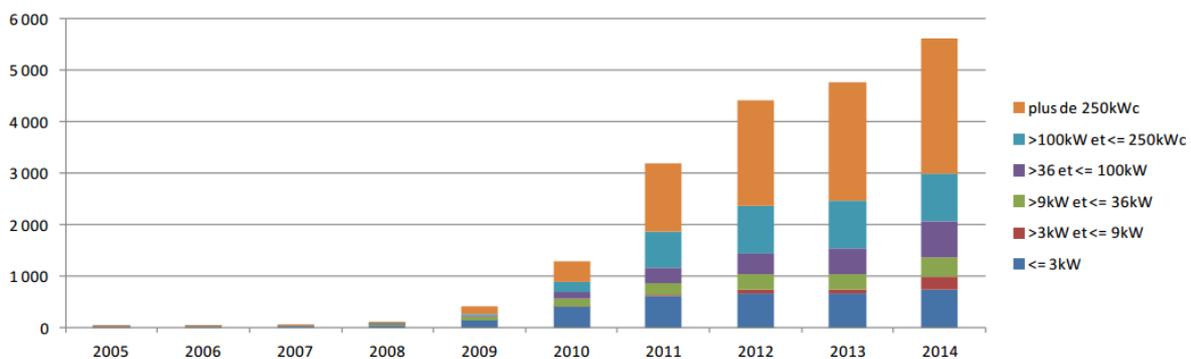


Figure 14 – Puissance photovoltaïque installée en France de 2005 à 2014, en MWc, sources : In Numeri, CRE, SOeS dans [ADEME, 2015]

⁶² Conditions standardisées d'ensoleillement et de température :

- ensoleillement de 1000 W/m²,
- température des panneaux de 25°C (au-delà, perte de rendement de 0,4% par °C [Observ'ER, 2011]),
- répartition spectrale du rayonnement dit AM 1,5 correspondant au rayonnement solaire parvenant au sol après avoir traversé une atmosphère de masse 1 kg à 45°C.

Le soutien national à la filière photovoltaïque prend la forme de l'obligation d'achat avec tarifs réglementés, système inspiré de l'expérience réussie de l'Allemagne (loi du 10 février 2000 *relative à la modernisation et au développement du service public de l'électricité*). En pratique, un arrêté ministériel fixe le niveau du tarif d'achat et les conditions d'éligibilité. Le kWh photovoltaïque est vendu par le producteur à EDF ou l'Entreprise Locale de Distribution à un tarif fixe, dont le surcoût pour l'acheteur est compensé par la Contribution au Service Public de l'Electricité (CSPE), fonds de péréquation alimenté par chaque consommateur lors du paiement de ses factures d'électricité.

Le dispositif des tarifs préférentiels d'achat a été institué par l'article 10 de la loi n° 2000-108 du 10 février 2000, *relative à la modernisation et au développement du service public de l'électricité*. Il prévoit des tarifs modulés en fonction de la destination du bâtiment (enseignement, habitation ou autre) et de la puissance installée (et donc de la surface de panneaux). A l'occasion de la révision des tarifs d'achat en juillet 2006, la France a adopté une orientation stratégique privilégiant les applications intégrées au bâti, qui s'est traduite par l'instauration d'une «prime d'intégration au bâti» d'un niveau très attractif et de la notion d'intégration simplifiée au bâti (le système est parallèle au plan de la toiture mais ne remplace pas des éléments du bâtiment).

Face à l'engouement suscité (figure 15) et à l'abaissement des coûts des installations, les tarifs d'achat ont été revus à la baisse en janvier et septembre 2010. Malgré ces baisses, le rythme de développement des projets a été jugé trop élevé pour être soutenable dans la durée. Aussi, le Gouvernement a mis en place depuis le 10 mars 2011, après 3 mois de moratoire, un nouveau dispositif qui prévoit des tarifs d'achat ajustés chaque trimestre. Ce dispositif introduit une dégressivité des tarifs de 10% par an environ (figure 15).

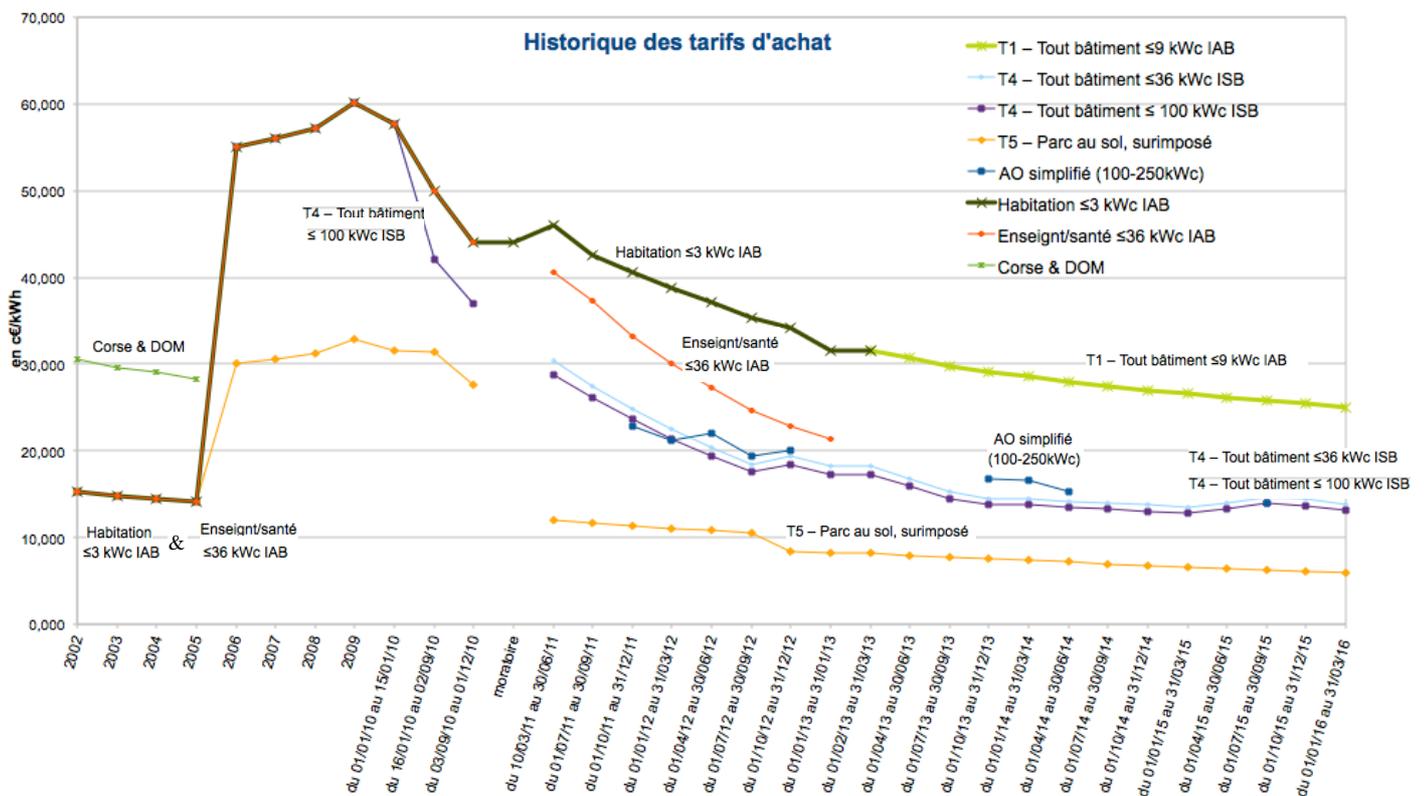


Figure 15 – Historique des tarifs d'achat de l'électricité photovoltaïque de 2002 à mars 2016, source : <http://www.photovoltaique.info/>

Sur la base des engagements déjà pris pour les vingt prochaines années, la CRE estime que le montant de la CSPE s'élève à plus de 2 milliards d'euros en 2015 avec un montant 2,5 fois plus élevé que pour l'éolien. Ainsi, le surcoût du soutien à la filière photovoltaïque est en 2015 de 6,8 €/MWh pour les consommateurs (35% des 19,5 €/MWh de la CSPE totale) ce qui ne couvre pas la totalité du surcoût réel. Le delta est financé par l'Etat soit 2,2 €/MWh pour le photovoltaïque (sur les 6,4 €/MWh que l'Etat compense pour toutes les filières) [ADEME, 2015].

CHARPIN, SINÉ, HELLEISEN, TLILI, TRINK et STOFFAES [2010] soulignent plusieurs effets pervers du système de soutien français qui combine à la fois l'obligation d'achat et, pour les particuliers, le crédit d'impôt.

Etant donné que le crédit d'impôt aux particuliers sur les travaux d'efficacité énergétique est plafonné (8000 € par adulte), ce double soutien à la filière photovoltaïque peut conduire à « *phagocytter le plafond du crédit d'impôt, au détriment d'autres investissements présentant un plus grand avantage environnemental* » selon les termes mêmes du rapport.

L'obligation d'achat représente également un obstacle au développement d'autres sources renouvelables au bénéfice environnemental plus élevé. Selon CHARPIN et al., « *L'électricité photovoltaïque présente à la fois le coût de production le plus élevé et l'écart entre le tarif de rachat et le coût de production le plus grand des différentes sources renouvelables d'électricité* ». Cet écueil est d'autant plus problématique que sur la route de l'objectif des 23% d'énergie renouvelable que s'est fixé la France, les perspectives du photovoltaïque à l'horizon 2020 se limitent à 0,4% [ibid.].

Un autre effet pervers du système actuel est de favoriser le photovoltaïque alors que la filière de fabrication est peu développée en France et n'est pas en mesure d'être compétitive face à des productions lointaines et notamment chinoises ce qui ne permet pas de soutenir l'emploi sur le territoire national.

III. Enjeux environnementaux des panneaux solaires photovoltaïques

Le bénéfice environnemental des panneaux photovoltaïques réside dans le fait que ces panneaux fournissent une énergie de substitution à l'énergie électrique du réseau produite à partir des installations de type nucléaire ou thermique (énergie du réseau économisée, gaz à effet de serre non émis, polluants non émis, déchets nucléaires non produits). Face à ces bénéfices environnementaux on trouve des coûts environnementaux liés à la fabrication et la pose de ces panneaux ainsi qu'à leur démantèlement en fin de vie.

L'incitation financière de l'Etat pour le solaire photovoltaïque via le tarif d'achat garanti est basée sur l'hypothèse que cette voie présente un avantage environnemental. Cet avantage peut être de plusieurs natures : (1) le delta entre les bénéfices du fonctionnement des panneaux et les impacts de fabrication et de pose (2) la participation au développement de la filière et ainsi à l'encouragement de la R&D conduisant à la mise au point plus tôt de panneaux de meilleur rendement ou de meilleur bilan environnemental de fabrication (effet d'apprentissage) (3) la promotion de la filière auprès du public (communication) pour développer les installations domestiques et la sensibilité aux questions environnementales et climatiques.

Il n'a pas été trouvé dans la littérature d'évaluation globale du bénéfice environnemental des panneaux photovoltaïques (pas d'indicateur agrégé). Les données disponibles sont de type analyses du cycle de vie (flux quantitatifs d'impacts) ainsi que des analyses monothématiques sur le temps de retour de l'énergie grise⁶³. Nous allons détailler ces différents aspects.

⁶³ temps au bout duquel la production d'électricité compense l'énergie de la fabrication et de la pose

a) Fabrication

Des données d'études d'analyses de Cycle de Vie (ACV) ont été rassemblées par l'association HESPUL⁶⁴ dans un rapport de juillet 2009. Ces ACV portent sur des panneaux silicium polycristallin intégrant la fabrication du module depuis l'extraction du quartz jusqu'à la pose des panneaux y compris les installations annexes (câblages, onduleurs, cadre ...) ainsi que le changement des onduleurs au bout d'une dizaine d'années de fonctionnement.

Ces ACV montrent que la fabrication des panneaux et leurs annexes (procédés de fabrication et d'extraction des matériaux) ainsi que la pose de ces éléments, induisent une consommation d'énergie de 2 500 kWh d'énergie finale par kWc qui se décompose comme suit :

- raffinage du silicium : 40%
- cristallisation et mise en forme des plaques : 28%
- fabrication des cellules : 10%
- fabrication des modules : 15%
- fabrication des périphériques : 6%

Outre l'épuisement de ressources non renouvelables, la consommation de cette énergie grise induit des impacts environnementaux annexes dont les principaux sont :

- émissions de gaz à effet de serre,
- émissions de polluants atmosphériques qui ne sont problématiques que s'ils sont émis en zone habitée ou s'ils sont à l'origine de l'acidification de l'air conduisant à des pluies acides.

Les ressources naturelles nécessaires à la fabrication des modules photovoltaïques ainsi que les rejets associés sont récapitulés dans le tableau 31 ci-dessous tiré de [HESPUL, 2009]. Les colonnes de gauche indiquent les quantités d'énergie consommées à chaque étape.

Et.	Energie finale		Matériaux	Consommables	Rejets
	# kWh	kWh			
1	Raffinage du silicium				
	pour 1 kg de MG-Si (équiv. 95 Wc)				
MG-Si	14		sable : ± 3 kg	Charbon, houille, coke, bois : 2,6 kg Graphite	poussières fines
Poly-Si	pour 1 kg de poly-Si procédé Siemens (équiv. 108 Wc)				
	100	51	MG-Si : 1,13 kg	Produits chimiques : 2 kg	produits chlorés
2	Cristallisation du silicium et mise en forme des plaques				
	pour 1 m ² de mc-Si à 240 um (équiv. 140 Wc)				
Plaques	30	1	poly-Si : 1,3 kg	Eau : 65 L Produits chimiques et gaz : 3,7 kg Creuset quartz : 0,4 kg Câble acier, abrasif SiC : 4,1 kg	silicium, slurry, câble, creuset
3	Fabrication des cellules				
	pour 156x156 mm à 285 um (équiv. 3,6 Wc)				
Cellules	0,74	0	mc-Si : 1,06 plaque	Eau : 27 L Produits chimiques et gaz : 0,06 kg Polystyrène (emballage) : 10.10 ⁻⁶ kg	gaz à effet de serre, solvants organiques, émissions fluorées, effluents acides et basiques, cellules pv
4	Assemblage des modules				
	pour 60 cellules (équiv. 220 Wc)				
Modules	10,7		61,2 cellules pv Al, boîte jonction, verre, EVA, tedlar, Cu, silicone	Eau : 34 L Solvants organiques : 0,035 kg Carton (emballage) : 1,75 kg	cellules pv, EVA, tedlar

Tableau 31 – Inventaire du cycle de vie simplifié de modules silicium multicristallin, tiré de [HESPUL, 2009]

⁶⁴ Hespul : association pour le développement de l'efficacité énergétique et des énergies renouvelables

En résumé, pour fabriquer une unité photovoltaïque au silicium poly-cristallin d'une puissance de 1 kWc (environ 10 m²) et l'ensemble des annexes nécessaires à son installation, le bilan ACV montre une consommation de :

- 2500 kWh d'énergie finale dus pour 40% aux procédés liés à l'aluminium et au silicium,
- 10 à 15 kg de silicium,
- 1,5 m³ d'eau,
- 6,5 m³ d'eau de refroidissement en boucle,
- des éléments toxiques présents à l'état de traces (plomb, brome, béryllium, phosphore),
- l'utilisation de métal aux ressources limitées (argent),
- rejets chlorés,
- rejets de boues chargées en silicium,
- rejets de gaz et d'effluents provenant de l'utilisation de produits chimiques.

Le bilan environnemental lié aux rejets polluants diffère selon le pays d'extraction des matériaux et de fabrication des panneaux. En effet, les procédés et la prise en charge des externalités peuvent différer : produits chimiques utilisés, méthodes mises en œuvre, protection des travailleurs, protection des populations avoisinantes, recueil et traitement des effluents...

En termes de CO₂, le bilan est également différent suivant le lieu de fabrication du panneau et la technologie (2 à 3 fois plus pour une cellule à couche mince).

En Chine, la production d'électricité de réseau s'accompagne en moyenne de l'émission de 900 grammes de CO₂ par kWh, en Allemagne de 520 g/kWh et en France de 42 g/kWh [NIFENECKER, 2010]. L'émission de gaz à effet de serre liée à la fabrication d'un panneau de 1 kWc (10 m²) est donc de 2,25 téqCO₂ s'il provient de Chine, 1,3 téqCO₂ s'il provient en Allemagne et 0,1 téqCO₂ s'il est fabriqué en France. Dans cette étude nous supposons que les panneaux sont fabriqués en France ce qui est une hypothèse particulièrement favorable notamment du point de vue du bilan carbone par rapport à une fabrication en Chine par exemple.

b) Production d'électricité durant 30 ans

A Paris, la production annuelle d'un panneau photovoltaïque étant d'environ 1000 kWh, sur une durée de vie de 30 ans, ce sont 30 000 kWh d'électricité de réseau auxquels se substituent ces kWh photovoltaïques.

Pour évaluer les gains en CO₂ de cette électricité « économisée », il faut considérer le facteur de monétarisation du kWh en approche marginale comme recommandé dans la note de l'ADEME et de RTE de 2007. Le facteur d'émissions marginal moyen est de l'ordre de 500 géqCO₂/kWh en 2007 et passera à 400 géqCO₂/kWh en 2020. Pour une évaluation sur 30 ans, considérons une valeur moyenne de 400 géqCO₂ par kWh d'énergie renouvelable. Sur 30 000 kWh produit en 30 ans pour 1 kWc de photovoltaïque installés à Paris (10 m²), on obtient donc une économie de **12 téqCO₂ par kWc installé.**

IV. Bilan économique-environnemental monétarisé

Nous allons ici établir le bilan environnemental monétarisé de l'installation de panneaux solaires photovoltaïques à Paris puis le confronter au bilan financier d'investissement et de fonctionnement.

IV.1. Impacts environnementaux de fabrication et pose des panneaux photovoltaïques

Les impacts environnementaux pris en compte sont : l'énergie grise, l'utilisation de matières premières, les éventuels produits toxiques, le transport des panneaux jusqu'à leur lieu de pose et l'électricité produite⁶⁵.

a) L'énergie grise

Nous avons vu que, pour produire et installer une unité photovoltaïque de 1 kWc (environ 10 m²), il faut consommer 2500 kWh d'énergie finale soit 6500 kWh d'énergie primaire. Avec un facteur de monétarisation de l'épuisement des énergies non renouvelable à 0,054 €/kWh_{primaire} (voir chapitre 3) cela donne $6\,500 \times 0,054 = 351$ €/kWc d'impact environnemental de l'énergie grise des panneaux fournis-posés. La consommation de cette énergie grise induit des impacts environnementaux annexes et notamment émission de gaz à effet de serre (GES) et de polluants atmosphériques.

Pour estimer les émissions de gaz à effet de serre, il faut connaître la quantité de GES émise par unité d'énergie consommée. Cette donnée étant difficile à établir dans le cadre de cette thèse, on supposera que l'énergie utilisée est l'électricité avec un facteur d'émission de 500 g_{éq}CO₂/kWh (cas moyen européen).

Sur la base de ces hypothèses, les gaz à effet de serre occasionnés par la fabrication et la pose des panneaux sont donc de : $500 \text{ g/kWh} \times 6500 \text{ kWh} = 3,25 \text{ téqCO}_2$ ce qui représente un coût environnemental de $50 \text{ €/t} \times 3,25 \text{ t} = 162$ €/kWc (facteur de monétarisation du CO₂ de 50 €/t).

b) L'utilisation de matières premières et les produits toxiques

Outre l'énergie, le process de fabrication des panneaux solaires s'accompagne d'intrants, les matières premières et produits annexes au process, et d'extrants, les résidus du processus. On trouve notamment selon [HESPUL, 2009] comme cité plus haut : utilisation de silicium, d'éléments toxiques à l'état de traces (plomb, brome, bore, phosphore) et divers rejets chlorés, boues chargées en silicium, sous-produits issus de l'utilisation de produits chimiques.

La monétarisation de ces impacts environnementaux est difficile car il existe très peu d'études proposant des facteurs de monétarisation pour ces types d'émissions polluantes. En outre, l'effet pourra être particulièrement néfaste si des produits toxiques sont directement rejetés au milieu naturel tandis que l'effet sera nul si ces produits sont bien gérés et font l'objet d'un recyclage interne au procédé ou sont extraits des eaux de process avant rejet.

En nous plaçant pour cette étude dans le cas de panneaux fabriqués en France où la réglementation relative à la protection de l'environnement est développée (loi sur loi, réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement, ICPE), c'est cette dernière hypothèse qui est adoptée.

Si les panneaux étaient fabriqués dans des pays où la réglementation relative à l'environnement est insuffisante voire inexistante comme en Chine qui est un gros producteur de panneaux photovoltaïques, cette hypothèse serait à revoir.

⁶⁵ L'impact de l'origine essentiellement nucléaire de l'électricité réseau en France est considéré comme négligeable, voir argumentaire au II.10 du chapitre 3.

c) Le transport des panneaux

Pour évaluer l'impact environnemental de l'acheminement des panneaux jusqu'à Paris, on pose les hypothèses suivantes sur un transport par poids lourd :

- 600 km parcourus,
- 20 kWc de panneaux solaires transportés dans un même poids lourd (environ 200 m²),
- consommation de 20 L de gasoil aux 100 km (1 L de gasoil contient 10 kWh d'énergie)
- 3 kéqCO₂ par litre de gasoil.

Si le poids lourd transporte 20 kWc sur 600 km, rapporté au kWc on a 30 km/kWc d'où une consommation de carburant monétarisée à : 30 km/kWc x 20L/100 km x 10 kWh/L x 0,054 €/kWh = **3,24 €/ kWc**

Pour les émissions de gaz à effet de serre on a : 3 kéqCO₂/L x 20 L/100 km x 30 km = 18 kéqCO₂ pour 20 kWc . Valeur monétarisée : 3,24 / 1000 x 50 €/t / 20 = **0,01 €/ kWc**

Pour ce qui est des émissions de polluants atmosphériques, on peut cette fois utiliser les FM de l'instruction cadre transport (tableau 32) ce qui évite d'avoir à évaluer les flux d'émission physiques de polluants⁶⁶.

	urbain dense	urbain diffus	rase campagne	moyenne
VP	2,9	1	0,1	0,9
PL	28,2	9,9	0,6	6,2

Tableau 32 – FM de l'instruction cadre transports de 2004 pour le transport routier non collectif (en €₂₀₀₀/100 véh.km)

On suppose arbitrairement que les 600 km se passent à 60% en rase campagne, 20% en urbain diffus et 20% en urbain dense. On obtient donc un coût environnemental des polluants atmosphériques de :

$$600 \text{ km} / 20 \text{ kWc} \times (60\% \times 0,6 + 20\% \times 9,9 + 20\% \times 28,2) \times (1,02)^{(2011-2000)} = \mathbf{3 \text{ €/ kWc}}$$

Finalement, l'impact environnemental du transport par poids lourd ramené au kWc est de : 3,24 + 0,01 + 3 = **6,25 €/kWc**

d) Bénéfices environnementaux de l'électricité produite

Energie économisée :

En 30 ans, 1 kWc installé à Paris produit 30 000 kWh d'électricité (soit 77 400 kWh en énergie primaire) qui sont autant d'électricité consommée via le réseau national sans avoir été produite par la voie habituelle.

Le bénéfice environnemental lié à l'évitement de l'épuisement d'énergie d'origine non renouvelable est donc de : 77 400 kWh_{EP} x 0,054 €/kWh = **4 180 €/kWc** (facteur de monétarisation de l'électricité de réseau établi à 0,054 € par kWh d'énergie primaire au chapitre 3)

Evitement de l'émission de gaz à effet de serre :

Nous avons calculé qu'avec 30 000 kWh produit en 30 ans par kWc installé à Paris, on obtient une économie de 12 téqCO₂ par kWc installé ce qui donne un bénéfice environnemental effet de serre sur 30 ans de **600 €/kWc** (12 x 50 €/t éqCO₂)

⁶⁶ valeurs en €₂₀₀₀ que l'on ramènera en €₂₀₁₁ : + 2% par an

IV.2. Bilan environnemental global

Rappelons les chiffres établis aux paragraphes précédents en signalant les coûts environnementaux par une valeur négative et les bénéfices par une valeur positive.

Impacts de la fabrication et pose des panneaux :

▪ Energie grise, épuisement des énergies non renouvelables :	- 351	€kWc
▪ Energie grise, émission de gaz à effet de serre :	- 162	€kWc
▪ Impact du transport :	- 6,25	€kWc
TOTAL :	- 519	€kWc

Bénéfice de l'énergie produite durant 30 ans

▪ Evitement de l'émission de gaz à effet de serre :	+ 600	€kWc
▪ Evitement de l'épuisement des énergies non renouvelables :	+ 4 180	€kWc
TOTAL :	+ 4 780	€kWc

La différence entre les coûts environnementaux de fabrication, transport et installations d'une part et les bénéfices environnementaux de la production d'électricité photovoltaïque durant 30 ans d'autre part donne finalement un bénéfice de : $4\,780 - 519 = + 4\,261$ €kWc.

Les bénéfices futurs pour l'environnement doivent être ramenés en valeur actuelle. Pour ce faire, il est proposé, faute de mieux, de considérer que les aspects environnementaux qui s'aggravent avec le temps (épuisement des ressources naturelles, effet de serre....) ont une valeur monétarisée qui croît avec le temps au même taux que le taux d'actualisation (voir règle de Hotelling au V.2 chapitre 2). Cette hypothèse permet d'effacer l'impact de l'actualisation par neutralisation des deux effets inverses que sont la règle de Hotelling et l'actualisation.

Le bilan dressé ici montre que, pour 1 kWc installé à Paris (10 m²) avec un investissement moyen qui est de 10 000 €⁶⁷, le bénéfice environnemental sur 30 ans de fonctionnement a un ordre de grandeur de 4 260 € en valeur actuelle, soit 40% de l'investissement initial consenti.

Si les panneaux proviennent d'un pays dont l'activité induit un impact sur l'environnement plus élevé (Chine par exemple) et/ou nécessitent un acheminement long, il conviendra de retrancher à ce bénéfice le surcoût d'impact environnemental de la fabrication et du transport ce qui peut rendre ce bilan environnemental moins intéressant.

IV.3. Bilan financier en fonctionnement

a) Coûts d'entretien et de maintenance

Pour dresser un bilan global sur le cycle de vie du panneau, outre l'investissement initial, il convient de prendre en compte les coûts d'entretien/maintenance qui viendront encore détériorer le bilan économique des projets photovoltaïques. L'ensemble des coûts de maintenance est estimé par l'ADEME et la REGION BRETAGNE [s.d.] à environ 1 % du total investi par an sur la durée de vie de l'installation. Pour une installation estimée à 10 000 € par kWc, cela correspond à **100 €kWc/an**. La somme des valeurs actualisées sur 30 ans de ces 100 € est de **1800 €kWc** pour un taux d'actualisation à 4%.

⁶⁷ Coût moyen annexes comprises constaté sur les installations de la Ville de Paris de 2006 à 2010 : 1000 €/m² pour une petite ou moyenne installation.

b) Bilan financier de la vente d'électricité photovoltaïque

Le tableau 33 donne pour une installation de 1 kWc (10 m²) les éléments du bilan financier de la vente d'électricité (données 2011) avec dans les 3 dernières colonnes :

- le bénéfice de la vente d'électricité la 1^{ère} année selon les différents tarifs existants,
- le total sur 20 ans des ventes d'électricité actualisées,
- la part de l'investissement initial remboursée au bout de 20 ans grâce à la vente de l'électricité pour un investissement initial de 10 000 €/kWc.

		puissance (kWc)	tarif vente électricité fin 2011 cts€ / kWh	bénéfice vente pour 10 m ² (1 kWc) €/kWh/an année 1	total vente électricité actualisé sur 20 ans	taux remboursement investissement initial
enseignement ou santé	intégration au bâti	0 à 9	40,63	406 €	5 743 €	57%
		9 à 36	35,55	356 €	5 025 €	50%
	intégration simplifiée	0 à 36	24,85	249 €	3 512 €	35%
		36 à 100	23,61	236 €	3 337 €	33%
autres bâtiments	intégration au bâti	0 à 9	33,25	333 €	4 700 €	47%
	intégration simplifiée	0 à 36	24,85	249 €	3 512 €	35%
		36 à 100	23,61	236 €	337 €	33%
	autres cas (tarif T5)			11,38	114 €	1 608 €

Tableau 33 – Bilan financier de la vente d'électricité photovoltaïque selon le tarif d'achat (tarifs fin 2011) pour une installation de 10 m² (1 kWc)

La part de l'investissement initial remboursée au bout de 20 ans grâce à la vente de l'électricité varie entre de 16 à 57% sur la base des tarifs 2011. Cette part a encore diminué avec la baisse continue des tarifs d'achat de l'électricité produite.

c) Bilan général

Considérons 4 cas correspondant à 4 installations de 4 puissances différentes : 5, 20, 70 et 300 kWc (soit environ 50 m², 200 m², 700 m² et 3000 m²) et prenons comme tarifs d'achat de l'électricité les valeurs suivantes de fin 2011 : 33,25 cts€/kWh pour les 2 petites installations (le meilleur tarif possible), 23,6 cts€/kWh pour l'installation moyenne et 11,38 pour la grande installation de 300 kWc (cas de bâtiments autres que résidentiel, enseignement et santé).

Le tableau 34 donne les coûts budgétaires de ces différents cas ainsi que le bénéfice environnemental pour un investissement initial de 10 000 €/kWc (les % indiqués correspondent à la part par rapport à l'investissement initial).

Tableau 34– Bilan financier et environnemental sur 30 ans d'une installation photovoltaïque à Paris en 2011

		petite installation		moyenne	grande
puissance		5 kWc	20 kWc	70 kWc	300 kWc
investissement initial		-50 000 €	-200 000 €	-700 000 €	-3 000 000 €
vente électricité	tarif	33,85 ct€/kWh		23,60 ct€/kWh	11,38 ct€/kWh
	sur 20 ans actualisé	+23 496 €	+93 983 €	+233 590 €	+482 400 €
% invest. Initial		47%		33%	16%
maintenance	sur 30 ans	-9 000 €	-36 000 €	-126 000 €	-540 000 €
	% invest. Initial	18%	18%	18%	18%
bilan financier		-35 504 €	-142 017 €	-592 410 €	-3 057 600 €
% invest. Initial		80%	75%	88%	105%
bénéfice environnement		+21 305 €	+85 220 €	+298 270 €	+1 278 300 €
	% invest. Initial	27%	22%	21%	21%
bilan financier + environnemental		-14 199 €	-56 797 €	-294 140 €	-1 779 300 €
% invest. Initial		28%	28%	42%	59%
bilan financier ramené au kWc installé		-7 101 €/kWc	-7 101 €/kWc	-8 463 €/kWc	-10 192 €/kWc
bilan financier + environnemental ramené au kWc installé		-2 840 €/kWc	-2 840 €/kWc	-4 202 €/kWc	-5 931 €/kWc

Le bilan financier sur 30 ans est négatif mais c'est également le cas pour le bilan « financier et environnemental ». Le bénéfice environnemental du photovoltaïque ne permet donc pas de compenser les frais financiers importants qui pèsent sur ces projets. Le déficit augmente avec la taille de l'installation (et la baisse des tarifs d'achat de l'électricité qui y est liée).

Ainsi, le bilan économique-environnemental (impacts environnementaux monétarisés + coûts budgétaires d'investissement et de fonctionnement) sur 30 ans passe de - 2 840 €/kWc pour une installation de 5 à 20 kWc (50 à 200 m²) à -5 930 €/kWc pour une grosse installation de 3000 m². Les graphiques ci-dessous représentent les différents postes de dépense et recette des cas envisagés (échelles différentes pour ces deux graphiques) : bénéfice environnemental et vente de l'électricité au-dessus de l'axe, impacts environnementaux en dessous.

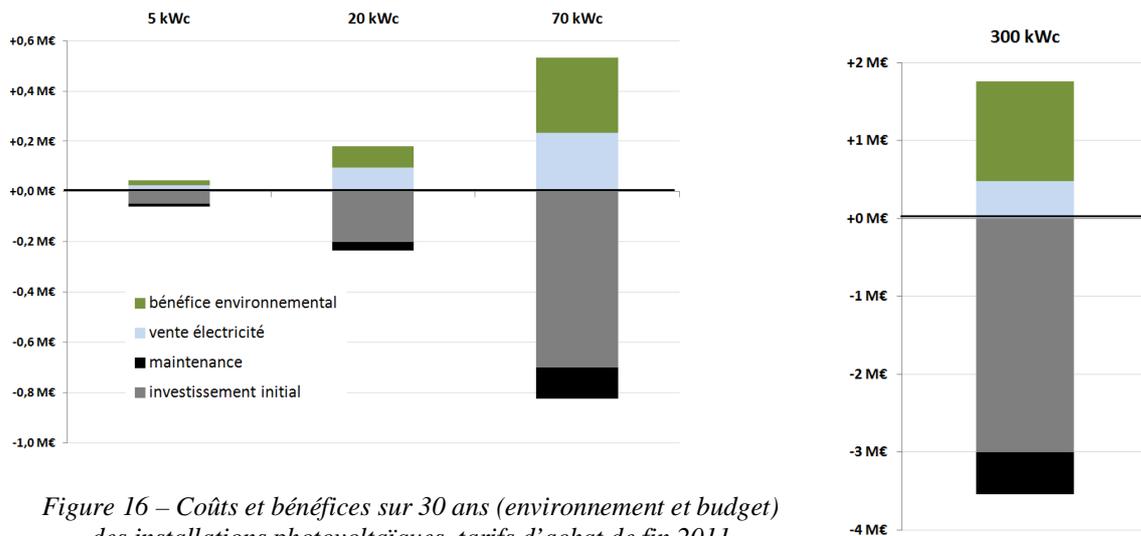


Figure 16 – Coûts et bénéfices sur 30 ans (environnement et budget) des installations photovoltaïques, tarifs d'achat de fin 2011

IV.4. Mise en évidence d'un coût social résultant

Le bilan des aspects économiques et environnementaux des panneaux photovoltaïques à Paris montre que, les bénéfices actualisés des ventes d'électricité sur 20 ans ne permettent de compenser l'investissement initial qu'à 47% au mieux et 16% au pire. **La rentabilité financière n'est donc jamais atteinte** avant même de prendre en compte les frais d'entretien et de remplacement des pièces d'usure qui représentent 18 % de l'investissement initial. Ce phénomène s'amplifie puisque les tarifs d'achat sont révisés à la baisse trimestriellement (environ - 10% par an). Ramené au kWc installé, sur la base des tarifs de fin 2011, le bilan financier sur 20 ans se situe entre -7 100 et -10 200 €/par kWc installé.

Le bénéfice environnemental monétarisé sur 30 ans (coûts environnementaux de fabrication et pose et bénéfices environnementaux de production d'électricité), pour des panneaux photovoltaïques installés à Paris a été évalué à 41% de l'investissement initial consenti. Il s'établit à **4,3 €/Wc soit 430 €/m² environ**. Cependant, il convient de garder à l'esprit que ce n'est qu'un ordre de grandeur. Celui-ci montre que, sur la base des hypothèses posées, ce bilan environnemental monétarisé sur 30 ans est significatif mais non démesuré.

Pour les 4 cas étudiés, nous avons vu qu'il subsiste un **coût** résiduel une fois déduits les bénéfices environnementaux qui se situe entre **2800 et 5900 €/kWc sur 30 ans** (tableau 34). Ce coût peut être interprété comme un coût social résultant représentant un choix d'investissement de la Ville de Paris. Si l'on suppose que la Ville de Paris est rationnelle, ce coût social doit être équilibré par d'autres avantages. Ces avantages non monétarisés et non intégrés dans le bilan environnemental mené ici peuvent être de différente nature : emploi, participation à l'amélioration de la filière, promotion des énergies renouvelables...

IV.5. Comparaison du coût social résultant à d'autres dépenses environnementales municipales

Les 10 000 m² de panneaux photovoltaïques posés sur les bâtiments municipaux à Paris entre 2008 et 2013 totalisent une puissance d'environ 1000 kWc. Sur la base des évaluations précédentes (tarifs d'achat fin 2011), on constate que la moyenne des bilans économique-environnementaux des petites à moyennes installations (5 à 70 kWc) est de -3 300 €/kWc (tableau 34). Si l'on considère que les 10 000 m² sont composés à 50% de petites et moyennes installations et 50% de grosses installations en puissance installée (-5 930 €/kWc pour ces dernières), le bilan économique-environnemental s'établit à environ - 4 600 €/kWc soit un total de **-4,6 M€ pour 1000 kWc pour un investissement initiale de l'ordre de 10 M€**

Ce déficit résultant sur 30 ans de 4,6 M€ en valeur actuelle peut être assimilé à un budget consacré au développement de la filière photovoltaïque dans la capitale et à la promotion des énergies renouvelables auprès du grand public et des institutionnels et notamment des bailleurs sociaux. Cela représente environ 154 000 €/par an sur 30 ans ce qui est modeste.

En effet, la Mairie de Paris consacre annuellement 350 000 € pour soutenir l'Agence Parisienne du Climat qui a été créée à son initiative en janvier 2011 et dont l'une des missions est de « développer les énergies renouvelables ».

Encart 10 – Les missions de l'Agence Parisienne du Climat :

- promouvoir la sobriété énergétique
- accompagner le changement des comportements
- développer les énergies renouvelables
- aider à l'engagement concret dans la lutte contre le changement climatique dans tous les secteurs concernés (bâtiments, transports, consommation...).

Autre élément de comparaison, le budget de fonctionnement de l'Agence d'Ecologie Urbaine (service technique dédié à l'environnement à la Ville de Paris, s'élevait en 2011 à 710 000 €). Ce budget sert à financer des études et opérations de communication sur des thèmes tels que la biodiversité, le plan climat, la prévention du bruit dans l'environnement etc. Les problématiques énergétique sont le thème qui utilise la part la plus importante de ce budget (organisation des journées parisiennes du climat chaque année en octobre, études sur la mise en œuvre du plan climat parisien, bilan carbone du territoire...).

Les bénéfices socio-environnementaux des budgets consacrés à ces agences ne sont pas connus. Ils ne peuvent donc être retranchés des budgets investis pour en déduire le coût net.

Etablir le coût net des 10 000 m² de photovoltaïque permet de fournir une métrique pour la politique de la collectivité en faveur de la lutte contre le changement climatique et la promotion des énergies renouvelables.

Le coût net du photovoltaïque ramené au kWh produit est de **154 €/kWh** (4,6 M€ pour 30 000 kWh produits) pour un coût brut de 295 €/kWh (8,9 M€ de bilan financier sur 30 ans pour 30 000 kWh produits). Ce coût net est la traduction d'un choix politique qui peut servir de repère pour d'autres arbitrages dans les mêmes domaines. L'intérêt d'un investissement dans les énergies renouvelables ou l'efficacité énergétique des bâtiments pourrait ainsi être estimé en fonction de ces ratios avec :

- un arbitrage systématique en faveur du photovoltaïque par rapport à une autre solution présentant un ratio brut supérieur à 295 €/kWh.
- un arbitrage systématique en faveur d'une autre solution présentant un ratio brut inférieur à 154 €/kWh
- nécessité d'une analyse des coûts et bénéfices environnementaux de l'autre solution lorsque celle-ci présente un ratio entre 154 et 295 €/kWh.

Ceci est une première illustration des possibilités d'extrapolations, d'interprétations et d'analyses offertes par l'utilisation de la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement. Le bilan de la gestion des déchets à Paris dans les chapitres qui suivent va permettre d'explorer d'autres applications tout aussi instructives.

IV.6. Coût d'opportunité du photovoltaïque pour les problématiques climat et énergie

Nous avons vu que l'installation de panneaux solaires photovoltaïques à Paris permet d'économiser en 30 ans de fonctionnement 12 t_{éq}CO₂ par kWc installé. Pour un investissement moyen de 10 000 € par kWc, cela représente un coût de **830 € t_{éq}CO₂** si l'on exclut la valorisation des autres externalités. Ce coût est évalué entre 200 et 1 800 €/t_{éq}CO₂ selon les modalités de substitution envisagées par CHARPIN, DESSUS et PELLAT [2000]. Il est de 1380 € pour une tonne de CO₂ évitée dans l'étude d'impact du projet de loi programme du Grenelle de l'Environnement [MEEDDAT, 2008]. Ces trois ordres de grandeurs sont cohérents et indiquent un coût très élevé à supporter par la société pour une tonne de CO₂ évitée grâce au photovoltaïque comparativement à d'autres mesures.

Le bénéfice des panneaux photovoltaïques en France pour l'effet de serre est limité et très coûteux. Cela est lié au fait que l'électricité en France est très peu carbonée car d'origine nucléaire. L'intérêt environnemental des panneaux solaires à Paris ne se situe donc pas dans leur contribution à la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

Pour juger de leur intérêt du point de vue de la substitution à des énergies non renouvelable, comparons le coût au kWh produit avec des coûts d'investissement d'efficacité énergétique dans le secteur du bâtiment. Une étude réalisée par l'Union Française de l'Electricité [2012] fournit des évaluations de coûts de travaux d'efficacité dans le bâtiment en € par MWh cumulé actualisé. Ces coûts ont été établis sur la base des données des Certificats d'Economie d'Énergie (CEE). L'isolation des combles perdus en maisons individuelles ou l'installation d'une chaudière à condensation en remplacement d'une chaudière existante (qui sont les types de travaux présentant le meilleur bénéfice environnemental généralement) ont un coût de l'ordre de 75 €/MWh_{cumac} pour un taux d'actualisation de 10%. La durée de vie conventionnelle fixée par les fiches standardisées des CEE pour ce type de travaux est respectivement de 35 et 16 ans. Pour un taux d'actualisation de 4%, cela correspond respectivement à 105 et 169 €/MWh_{cumac}.

Nous avons vu que les panneaux solaires installés à Paris ont un coût d'investissement de l'ordre de 10 000 € par kWc pour 1000 kWh/an produits durant 30 ans⁶⁸ ce qui correspond à **556 €/MWh_{cumac} pour un taux d'actualisation de 4% (coût brut)**. Cette solution se situe donc à un coût très au-delà de deux types de travaux usuels d'efficacité énergétique menés dans le bâtiment : de 2,3 à 4,3 fois plus pour un taux d'actualisation à 4%.

De ce point de vue là également, le solaire photovoltaïques apparaît comme une solution encore très coûteuse. Pour un budget donné, les économies d'énergie sur 2 à 3 décennies sont bien plus importantes en investissant dans l'amélioration de l'enveloppe des bâtiments et de leurs installations de chauffage.

Investir dans les panneaux photovoltaïques revêt donc un coût d'opportunité important dans une perspective d'économies d'énergie et de baisse des émissions de gaz à effet de serre. Pour justifier l'affectation de ressources à cet usage au détriment d'autres choix plus performants, il faudrait donc disposer d'éléments d'aide à la décision qui ne sont pas disponibles comme des évaluations des bénéfices de la promotion des énergies renouvelables et du soutien à la filière (contribution à l'effet d'apprentissage).

Implicitement, la décision de poser du photovoltaïque sur les bâtiments municipaux revient à valoriser ces deux derniers aspects au moins à hauteur du coût résultant soit entre 2800 et 5900 €/kWc sur 30 ans. Cela correspond à une fourchette de 93 000 à 200 000 € par an dépensés durant 30 ans pour 10 000 m² installés.

⁶⁸ 1000 kWh par an durant 30 ans correspondent à 17 984 kWh_{cumac} à 4% d'actualisation

V. Comparaison au bilan environnemental d'autres énergies

Le kWh d'électricité photovoltaïque n'est pas consommé sur son lieu de production, il est injecté dans le réseau. Il n'y a donc pas, dans les faits, substitution entre cette électricité renouvelable et les autres sources de production d'énergie que l'on rencontre dans les bâtiments pour le chauffage.

Toutefois, dans les paragraphes qui suivent, nous allons réaliser un exercice théorique de comparaison d'un kWh de chauffage pour un bâtiment par divers sources (bois, gaz, fioul et électricité de réseau) et 1 kWh d'électricité photovoltaïque. Cette comparaison permettra de situer le kWh photovoltaïque par rapport à d'autres références.

V.1. Bilan environnemental comparé du chauffage collectif bois et des énergies classiques

L'ADEME a fait réaliser en 2005 une étude à valeur de prospective sur le bilan environnemental du chauffage collectif et industriel au bois comparé aux performances de solutions de chauffage classique (gaz, fioul, électricité). Cette étude est théorique. Elle est basée sur des hypothèses de meilleures technologies disponibles : chaudières présentant les meilleurs rendements, fonctionnement à la puissance nominale, valorisation des cendres, camions neufs, etc.

L'inventaire des impacts environnementaux est réalisé à partir de données d'analyses de cycle de vie sur les combustibles : extraction des matières premières, transport des combustibles jusqu'au lieu de stockage ou de distribution, utilisation (combustion ou production amont d'énergie dans le cas de l'électricité), gestion des cendres. Le cycle de vie des équipements (fabrication et fin de vie) est exclu des frontières du système. Pour faciliter la comparaison des différents systèmes de chauffage, l'unité fonctionnelle du bilan environnemental est 1 MWh de chaleur utile chez l'utilisateur. Les inventaires de flux conduisant aux données présentées dans le tableau 35.

	chauffage collectif bois			solutions classiques		
	plaquettes forestières	sciures et écorces	broyats de palettes et cagettes	gaz	fioul	électricité
MWh énergie non renouvelable / MWh utile	0,26	0,17	0,23	1,28	1,5	3,03
bilan GES g CO ₂ éq	24	8	14	242	490	105
acidification de l'air g SO ₂ éq	697	599	635	231	4814	824
eutrophisation de l'eau g PO ₄ éq	141	120	126	37	110	39
METOX air g	7,18	7,16	7,18	0,17	16,98	1,4
MEOX sol g	2,34	41,86	14,06	0,045	0,002	0,003

Tableau 35 – Impacts du cycle de vie du chauffage collectif au bois comparé à 3 énergies classiques (gaz, fioul, électricité) pour 1 MWh de chaleur utile chez l'utilisateur, données [ADEME, 2005]

La monétarisation de ces bilans quantitatifs à l'aide des facteurs de monétarisation (FM) du chapitre 3 donne les résultats présentés à la figure 17 page suivante⁶⁹.

⁶⁹ En l'absence de FM sur les METOXsol (toxicité des métaux dans le sol), le même facteur de monétarisation que pour le METOXair a été utilisé. Rappelons que le METOXair est un facteur qui n'existe pas dans la littérature et qui a été déterminé spécifiquement dans le cadre de cette thèse (voir chapitre 3)

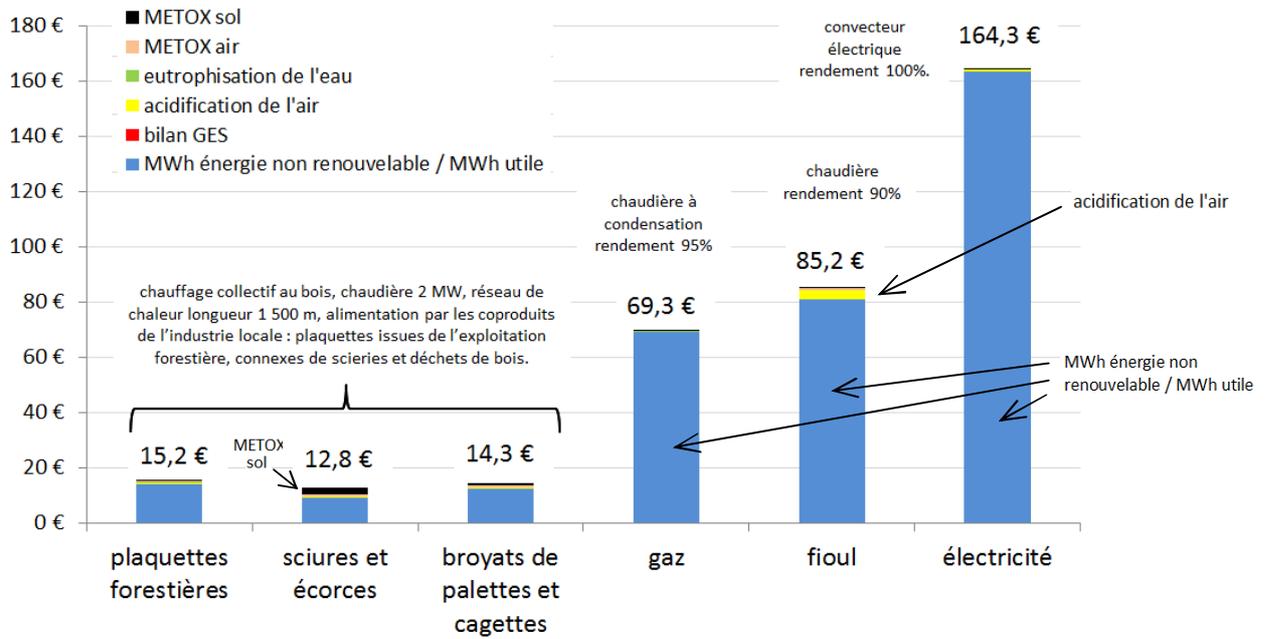


Figure 17 – Coût environnemental monétarisé de la production de chaleur de 1 MWh utile de 6 solutions de chauffage, hors impacts des polluants atmosphériques sur la santé

Le coût environnemental monétarisé du chauffage collectif au bois est inférieur de 5 à 10 fois par rapport à celui des énergies classiques. On constate également que la consommation d'énergie non renouvelable représente de loin dans tous les cas l'impact prépondérant de ces bilans.

Ce bilan exclut les aspects de santé humaine des considérations environnementales. Pour le compléter, des facteurs d'émissions de polluants atmosphériques doivent être ajoutés. Nous allons tirer ceux-ci d'un autre rapport de l'ADEME et du MEDDM sur le *Bois énergie et la qualité de l'air* [2009] (tableau 36).

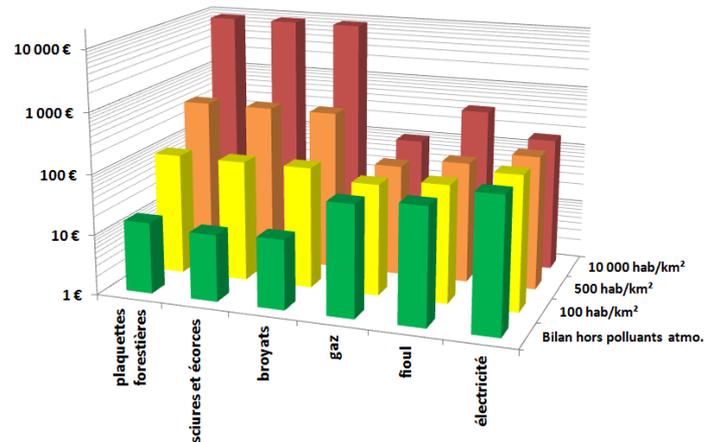
	Houille		Fioul Domestique		Gaz naturel		Bois	
	(rendement = 69%)		(rendement=83%)		(rendement=86%)		(rendement=48%)	
	FE en g/GJ sortant	Emissions (t)						
SO2	876	88	114	31566	0,6	302	42	6400
NOx	72	7	60	16614	58	30208	126	19200
COVNM	22	2,2	3,6	997	2,9	1510	1996	303900
CO	721	73	48	13291	29	15104	11190	1704400
TSP	216	22	18	4984	0	0	908	138200
PM10	216	22	18	4984	0	0	863	131300
PM2,5	214	22	18	4984	0	0	844	128600
PM1	212	21	15	4236	0	0	836	127300
HAP (4)	2,3 µg/GJ	0,3 g	841 µg/GJ	232 kg	0	0	125 mg/GJ	19 t
DIOXINE	555 (ITEQ ng/GJ)	56 (ITEQ mg)	0	0	0	0	144 ng/GJ (ITEQ)	22 g (ITEQ)

Tableau 36 – Facteurs d'émission et émissions nationales des appareils de chauffage au fioul, gaz naturel et bois dans le secteur domestique en 2005, tiré de [ADEME et MEEDDM, 2009], données CITEPA

Ces valeurs d'émissions de polluants atmosphériques correspondent à la moyenne du parc des appareils domestiques de chauffage bois et non à celle d'une chaufferie collective au bois comme dans l'exemple de l'étude [ADEME, 2005]. Faute de données pour le collectif, nous allons utiliser ces valeurs⁷⁰. Dans la mesure où les rendements des installations individuelles sont moindres que ceux des installations collectives, cela conduit à une majoration des impacts environnementaux considérés.

Les valeurs monétarisées des polluants atmosphériques pour 1 MWh utile ainsi que les valeurs précédemment calculées pour les autres aspects environnementaux (énergie non renouvelable, GES etc.) sont représentées pour différentes densité de population (100, 500 et 10 000 hab/km²) sur le graphique suivant (échelle logarithmique). Les données relatives à ce graphique figurent au tableau 37.

Figure 18 – Comparaison du bilan environnemental seul et du bilan environnemental et santé pour le chauffage collectif bois, gaz, fioul et individuel électrique



	facteur de monétarisation	chauffage collectif			énergies classiques		
		plaquettes forestières	sciures et écorces	broyats de palettes et cagettes	gaz	fioul	électricité
énergie non renouvelable	54 €/MWh	14,0 €	9,2 €	12,4 €	69,1 €	81,0 €	163,6 €
GES	50 €/t _{éq} CO ₂	0,0 €	0,0 €	0,0 €	0,0 €	0,0 €	0,0 €
acidification de l'air	0,63 €/kg SO _x éq	0,4 €	0,4 €	0,4 €	0,1 €	3,0 €	0,5 €
eutrophisation de l'eau	0,94 €/kg PO ₄ éq	0,1 €	0,1 €	0,1 €	0,0 €	0,1 €	0,0 €
METOX air	63 €/kg METOXair	0,5 €	0,5 €	0,5 €	0,0 €	1,1 €	0,1 €
METOX sol	même FM que METOXair	0,1 €	2,6 €	0,9 €	0,0 €	0,0 €	0,0 €
bilan environnemental hors polluants atmosphériques		15,2 €	12,8 €	14,3 €	69,3 €	85,2 €	164,3 €
SO ₂	10 000 hab/km ²	348 €/kg	52,6 €		0,7 €	131,7 €	0,0 €
Nox		171 €/kg	77,6 €		32,3 €	34,1 €	0,0 €
HCNM		42 €/kg	301,8 €		0,4 €	0,5 €	0,0 €
CO		0,073 €/kg	2,9 €		0,0 €	0,0 €	0,0 €
PM10		2642 €/kg	8 208,2 €		0,0 €	157,9 €	0,0 €
dioxine		210 M€/kg	108,9 €		0,0 €	0,0 €	0,0 €
TOTAL tous impacts :		8 767 €	8 765 €	8 766 €	103 €	409 €	164 €
SO ₂	500 hab/km ²	17,4 €/kg	2,6 €		0,0 €	6,6 €	0,0 €
Nox		8,55 €/kg	3,9 €		1,6 €	1,7 €	0,0 €
HCNM		2,1 €/kg	15,1 €		0,0 €	0,0 €	0,0 €
CO		0,00365 €/kg	0,1 €		0,0 €	0,0 €	0,0 €
PM10		132,1 €/kg	410,4 €		0,0 €	7,9 €	0,0 €
dioxine		10,5 M€/kg	5,4 €		0,0 €	0,0 €	0,0 €
TOTAL tous impacts :		453 €	450 €	452 €	71 €	101 €	164 €
SO ₂	100 hab/km ²	3,48 €/kg	0,5 €		0,0 €	1,3 €	0,0 €
Nox		1,71 €/kg	0,8 €		0,3 €	0,3 €	0,0 €
COCNM		0,42 €/kg	3,0 €		0,0 €	0,0 €	0,0 €
CO		0,00073 €/kg	0,0 €		0,0 €	0,0 €	0,0 €
PM10		26,42 €/kg	82,1 €		0,0 €	1,6 €	0,0 €
dioxine		2,1 M€/kg	1,1 €		0,0 €	0,0 €	0,0 €
TOTAL tous impacts :		103 €	100 €	102 €	70 €	88 €	164 €

Tableau 37 – Monétarisation des flux quantitatifs d'impacts pour 1 MWh utile de chauffage pour différentes densités de population

⁷⁰ Les facteurs d'émission de polluants atmosphériques ont été ajustés par une simple règle de 3 pour que le rendement corresponde au rendement de l'étude [ADEME, 2005].

L'ajout des effets des polluants atmosphériques bouleverse le précédent bilan monétarisé rendant la solution bois (102 à 8 766 €/MWh) plus impactante que des solutions classiques, y compris le fioul (88 à 409 €/MWh) et ce, quelle que soit la densité de population considérée. Seule exception, l'électricité de réseau qui, pour 100 hab/km², se situe à 164 €/MWh contre 102 pour les solutions bois. Pour les fortes densités de population, l'impact environnement + santé du chauffage bois est très marqué (8 766 €/MWh contre 409 au maximum pour le fioul). C'est vers 100 habitants/km² que toutes les solutions deviennent équivalentes et c'est donc sous ce seuil que la solution bois est pertinente pour l'ensemble des items environnement + santé. A Paris, la question ne se pose pas puisque les chaufferies bois sont interdites. Ces résultats montrent combien cette interdiction est justifiée.

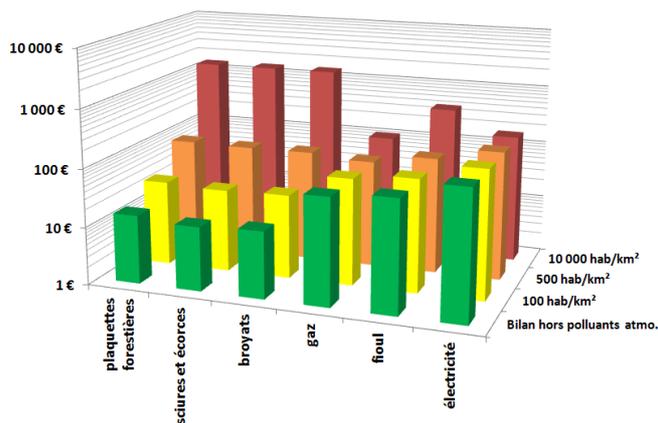
Avec la récente déclaration de l'OMS passant les particules fines de cancérigène probable à cancérigène certain, le facteur de monétarisation des particules devrait être revu à la hausse renforçant encore les constats établis ici.

Des perspectives d'amélioration sensible du bilan environnemental de la filière bois à l'horizon 2020 sont pointées par le second rapport ADEME et MEEEDDM [2009] précité. D'après ce rapport, du fait de l'amélioration des rendements des appareils, du renouvellement du parc et des progrès en matière d'isolation des bâtiments : « *cette réduction serait comprise entre 40 et 58% pour le SO₂, les NO_x, les HAP, les dioxines et les métaux, entre 67 et 75% pour le CO et pourra atteindre 76 à 85% pour les COVNM et les poussières* ».

Reprenons maintenant les calculs précédents en considérant qu'une chaufferie bois collective actuelle a au moins la même performance en émissions de polluants atmosphériques que le parc des appareils individuels attendu pour 2020.

La figure 19 (échelle logarithmique) montre que ces ajustements conduisent à un bilan environnemental + santé d'un ordre de grandeur comparable pour toutes les filières vers 500 hab/km² et non plus 100 hab/km². Les conclusions pour l'urbain dense restent donc inchangées avec une situation toujours très défavorable pour la filière bois.

Figure 19 – Comparaison du bilan environnemental seul et du bilan santé-environnement pour le chauffage collectif bois, gaz, fioul et électricité, en prenant en compte de moindres émissions atmosphériques



V.2. Comparaison du kWh des énergies classiques de chauffage au kWh photovoltaïque

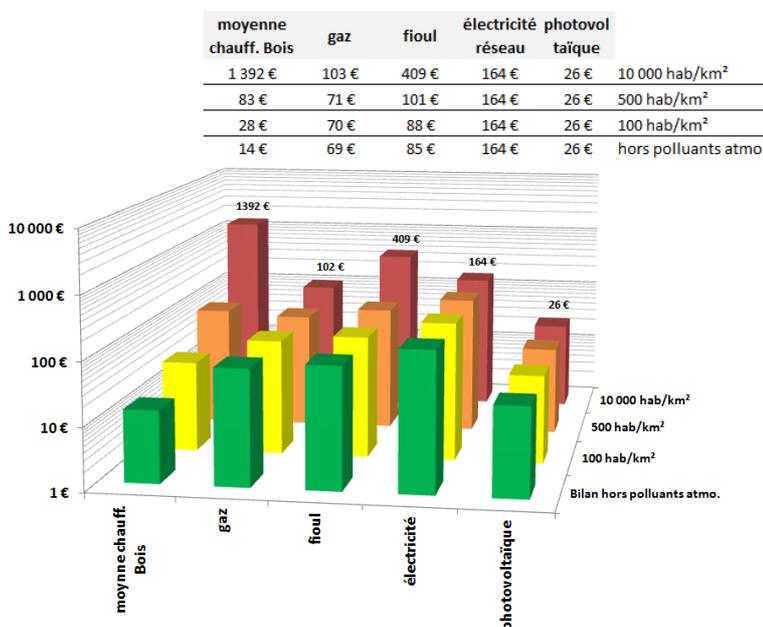
Nous avons vu que la fabrication d'1 kWc de panneau photovoltaïque multicristallin nécessite une dépense de 2 500 kWh d'énergie pour produire 30 000 kWh en 30 ans pour une installation à Paris (on considèrera qu'il s'agit d'électricité de réseau française). Le bilan net d'énergie du kWc est de 27 500 kWh/kWc en 30 ans. Pour produire 1 MWh en 30 ans, il faut donc 36,4 Wc (environ 0,36 m² de panneaux).

Le bilan environnemental d'1 kWc a été établi à 519 €/kWc d'impact environnemental lié à la fabrication, au transport, à la pose et à la maintenance du dispositif solaire et 4780 €/kWc de bénéfice grâce à la production d'électricité sur 30 ans. Ramené à 36,4 Wc, sur 30 ans cela correspond à un coût environnemental de 19 € et un bénéfice environnemental de 174 €

Ce bénéfice de 174 € pour 1 MWh produit par des panneaux photovoltaïques correspond à l'évitement des impacts de 1 MWh d'électricité de réseau, impacts précédemment déterminés à partir des données ADEME et monétarisé à 164 €/MWh (voir tableau 37 page 129). L'écart entre ces valeurs est de 6%. Ce faible écart nous conduit à valider cet ordre de grandeur comme référence pour l'électricité de réseau.

L'impact environnemental du solaire photovoltaïque à 19 €/MWh est bien plus performant que celui des filières de chauffage que nous avons étudiées surtout pour une utilisation en milieu urbain dense, avec des valeurs qui s'échelonnent entre 28 et 1392 € (figure 20).

Figure 20 – Comparaison du bilan environnemental monétarisé pour 1 MWh de chauffage collectif et 1 MWh d'électricité photovoltaïque



Par contre, jusqu'à 35 hab/km² ⁽⁷¹⁾, le bois énergie se révélera plus intéressant avec un coût environnemental inférieur à 19 €/MWh. Au-delà de 35 hab/km², il devient plus impactant que le photovoltaïque puis que le gaz et même le fioul à partir d'environ 500 hab/km². Même à 10 000 hab/km², le gaz garde un bilan plus favorable que l'électricité de réseau mais à un niveau 4 fois plus impactant que le photovoltaïque.

⁷¹ L'impact des polluants atmosphériques sur le bois énergie est de 28-14 = 14 €/MWh pour 100 hab/km² soit 0,14 €/hab/km² ce qui donne une densité de 35 hab/km² pour le delta de 5€/MWh entre le cas hors polluants du photovoltaïque et le cas du chauffage bois (5 = 19-14)

VI. De la valeur d'information d'un essai d'évaluation monétarisée

Ce chapitre a permis d'établir certains résultats sur les impacts et bénéfices environnementaux ainsi que les bilans financiers des installations photovoltaïques à Paris :

- (1) Le bénéfice environnemental monétarisé sur 30 ans (coûts environnementaux de fabrication et pose et bénéfices environnementaux de la production d'électricité), pour des panneaux photovoltaïques installés à Paris, a un ordre de grandeur de 40% du coût de l'investissement initial consenti (VAN du bénéfice environnemental sur 30 ans = 4260 € pour un investissement initial de 10 000 € par kWc)
- (2) les coûts d'investissement ne sont jamais compensés par les recettes de vente d'électricité et les bénéfices environnementaux sur 30 ans
- (3) le coût résiduel est cependant relativement faible (entre 2800 et 5900 € par kWc installé sur 30 ans) correspond à une fourchette entre 93 et 197 €/kWc/an. Sur 30 ans, pour 10 000 m² installés, cela correspond à un déficit de 4,6 M€ soit 154 000 € par an.
- (4) pour le cas le plus favorable, le coût social résultant (bilan environnemental + financier) est de - 20 000 € à supporter par la collectivité pour une installation de 5 kWc (environ 50 m²) soit - 4000 €/kWc sur 30 ans (- 400 €/m²).
- (5) Ce coût résultant peut être interprété comme un consentement à payer de l'exécutif parisien pour des bénéfices annexes au-delà du bénéfice environnemental seul : emploi, participation à l'amélioration de la filière, promotion des énergies renouvelables...
- (6) pour 10 000 m² de panneaux solaires photovoltaïques implantés sur les bâtiments municipaux entre 2006 et 2013, le coût social résultant est de 154 000 €/an sur 30 ans
- (7) Le coût net du photovoltaïque ramené au kWh produit est de 154 €/kWh pour un coût brut (financier) de 295 €/kWh. Ces ratios peuvent servir de repère pour procéder à des arbitrages sur des investissements dans les énergies renouvelables ou l'efficacité énergétique des bâtiments

Les panneaux solaires sont encore une filière très chère tant vis-à-vis des quantités de CO₂ que des quantités de kWh « économisées » qu'elle permet :

- (8) chaque kWc installé à Paris (10 m²) permet d'économiser 12 téqCO₂ en 30 ans. Dans le bilan économique-environnemental réalisé (sur la base des tarifs d'achat de l'électricité de fin 2011), pour compenser le déficit moyen de 5000 €/kWc, il faudrait que le CO₂ soit valorisé à hauteur non pas de 50 €/téqCO₂ mais de $5000/12+50 = 466$ €/téqCO₂ et même 830 € si l'on exclut les autres externalités.
- (9) Pour un taux d'actualisation de 4%, le solaire photovoltaïque présente un coût de 556 €/MWh_{cumac} contre 105 € pour l'isolation de combles en maisons individuelles et 169 € pour le remplacement d'une chaudière ancienne par une chaudière à condensation.

La monétarisation des bilans environnementaux quantitatifs offre de nombreuses perspectives que l'analyse du cycle de vie (ACV) classique ne permet pas. Dans ce chapitre, les données ACV rassemblées par l'ADEME sur les énergies classiques (gaz, fioul et électricité) et sur le bois énergie ont pu être comparées au bilan établi pour le photovoltaïque. Ces comparaisons ont montré que :

- (10) le solaire photovoltaïque est bien plus performant sur les aspects environnement et santé que les sources d'énergie classiques surtout pour une utilisation en milieu urbain
- (11) le coût environnemental du solaire photovoltaïque est inférieur ou comparable au bilan du bois énergie pour une population supérieure à 35 hab/km².

Sans monétarisation, ces constats sont impossibles et les conclusions restent qualitatives comme le montre l'extrait des conclusions du rapport de l'ADEME présentés à l'encart 11 : les informations y figurent sous forme de flèches de tendance.

Encart 11 – Extrait de la conclusion de la note de synthèse ADEME « Bilan environnemental du chauffage collectif (avec réseau de chaleur) et industriel au bois » [2005]

4.1. BILAN ENERGETIQUE

Le bilan des consommations d'énergie non renouvelable est largement favorable pour les systèmes de chauffage collectif avec réseau de chaleur et industriel au bois.

4.2. BILAN EFFET DE SERRE

Concernant le bilan effet de serre, les systèmes de chauffage collectif et industriel au bois sont bien positionnés même par rapport à l'électricité, quel que soit le modèle de production d'électricité considéré (Français ou Européen).

Le gaz et surtout le fioul sont nettement moins bien positionnés.

4.3. AUTRES INDICATEURS

Dans le tableau récapitulatif ci-dessous, le symbole ↗ indique un impact potentiel additionnel (préjudice environnemental) des modes de chauffage traditionnels par rapport au chauffage au bois. A contrario, le symbole ↘ indique un bénéfice environnemental des modes de chauffage traditionnels par rapport aux scénarios bois. Le symbole « = » indique un impact environnemental peu différent des scénarios bois.

Écart par rapport aux scénarios de chauffage collectif et industriel au bois	Filière gaz	Filière fioul	Filière électricité
Acidification de l'air	↘	↗↗	↗
Eutrophisation de l'eau	↘	=	↘
Déchets ménagers et assimilés	↗↗	↗↗	↗↗
METOX air	↘	↗	↘
METOX sols	↘↘	↘↘	↘↘

Cette étude montre que la monétarisation permet d'identifier le reliquat de coût qui relève de l'arbitrage politique (bénéfices autres que les bénéfices environnementaux directs). Il s'agit donc d'un cadre qui permet d'arbitrer le débat sur les choix sociaux-économiques.

Pour développer ce type d'étude, il suffirait de disposer d'une **batterie de facteurs de monétarisation tutélaires** assortis de **règles d'utilisation** et de **règles d'évolution** pour pouvoir établir et comparer entre eux des bilans environnementaux de toutes sortes de systèmes. Ces bilans permettraient à leur tour de construire des facteurs de monétarisation composites⁷² pouvant être réutilisés dans d'autres études venant ainsi enrichir les références disponibles. Ces évaluations pourraient servir d'aide à la décision pour les décideurs et pour les administrations en charge de la mise en œuvre de nombreux plans de préservation des actifs environnementaux.

Ces facteurs de monétarisation de référence n'existant pas, des analyses comparatives du type de celle menée par l'ADEME en 2005 sur le bilan environnemental du chauffage collectif et industriel au bois comparé aux performances de solutions de chauffage classique (gaz, fioul, électricité) ne peuvent donc rester que qualitatives.

Nous avons également établi que l'installation de panneaux solaires à Paris présente un coût d'opportunité de **556 €/MWh_{cumac}** pour un **taux d'actualisation de 4%**. Ce ratio est ramené à **256 €/MWh_{cumac}** en **coût net moyen** après avoir défalqué les bénéfices environnementaux étudiés plus haut (coût net de 4600 €/kWh). Ce coût net correspond aux bénéfices autres que les bénéfices environnementaux étudiés : promotion des énergies renouvelables et du soutien à la filière (contribution à l'effet d'apprentissage), emploi...

⁷² facteurs de monétarisation attachés à des systèmes complexes telle la consommation d'1 m3 d'eau potable

On peut se demander si ce coût d'opportunité est acceptable. Pour répondre à cette question, il faudrait monétariser les bénéfices résiduels ce qui nécessiterait la détermination de facteurs de monétarisation pour l'effet d'apprentissage⁷³, la promotion des énergies renouvelables, la création d'emploi etc.

Etablir le facteur de monétarisation de l'effet d'apprentissage est un exercice complexe. Deux questions sont à trancher : quelle part de cette baisse de prix incorporer dans le facteur de monétarisation⁷⁴ ? et sur la base de quel rayon d'influence assoir le calcul pour situer le doublement de production ? Cette dernière question est particulièrement ardue puisqu'il faut déterminer quelle part du marché des panneaux photovoltaïque est impactée par la baisse de prix induite par l'investissement réalisé (ici, 10 000 m² installés à Paris entre 2008 et 2013). S'agit-il des fournisseurs du territoire régional ? du territoire national ? d'une partie du territoire chinois ou allemand qui sont les deux principaux pays producteurs de panneaux photovoltaïques ?

Quant au facteur de monétarisation de la promotion de la filière, il faudrait pouvoir observer deux situations avec et sans panneaux sur les bâtiments municipaux pour voir quelles répercussions sur les investissements consentis en faveur des énergies renouvelables à Paris peuvent être observées. Cela revêt là aussi un caractère particulièrement difficile. La réalisation d'enquêtes contingentes serait certainement la solution la plus adaptée. Encore faudrait-il être en mesure de concevoir un scénario adapté pour que les personnes interrogées expriment un consentement à payer (CAP) qui reflète bien les bénéfices que l'on souhaite valoriser.

L'observation du CAP exprimé par la décision politique de faire⁷⁵ est un moyen plus simple de révéler le facteur de monétarisation des bénéfices annexes. Implicitement, la décision de poser des panneaux solaires sur les bâtiments municipaux signifie que l'on attache à la promotion de la filière et à l'effet d'apprentissage notamment un facteur de monétarisation au moins égal au coût résultant c'est à dire entre 90 000 et 200 000 €/an durant 30 ans pour 10 000 m² installés. Il s'agit d'un consentement à payer minimum observé.

Disposer d'une batterie de facteurs de monétarisation sur les principaux impacts environnementaux permettrait donc d'en déduire des **facteurs de monétarisation secondaires** difficiles à cerner par d'autres moyens. Ces facteurs de monétarisation secondaires pourraient, tout comme les facteurs de monétarisation composites, venir enrichir la base de données disponible et servir pour d'autres analyses.

⁷³ La filière photovoltaïque progresse rapidement : entre 1976 et 2003, le prix moyen des modules a baissé de 19% à chaque doublement de la production cumulée ([TAILLANT, 2005], [SER et SOLER, 2012]).

⁷⁴ Ce qui revient à se demander quelle part prend la motivation du soutien à la filière dans la décision d'installer des panneaux photovoltaïque pour une collectivité

⁷⁵ décision politique de poser des panneaux solaires à Paris malgré un coût d'investissement supérieur aux recettes de ventes d'électricité mais également supérieur aux bénéfices de la vente d'électricité augmentés des bénéfices environnementaux calculés dans le présent mémoire

Chapitre 5

Les enjeux environnementaux de la gestion des déchets

Avant de détailler les impacts environnementaux de la gestion des déchets à Paris et leur monétarisation au chapitre suivant, ce chapitre 5 propose un panorama des enjeux environnementaux de la gestion des ordures ménagères en commençant par un bref historique de la collecte et du traitement depuis les charrettes à bras jusqu'à nos jours. L'organisation parisienne de 2007 est ensuite présentée : collecte des ordures ménagères (OM) et des multimatériaux (MM), incinération et, recyclage. Ce sont ces processus qui seront ensuite monétarisés au chapitre 6.

Ce panorama permet d'identifier les nombreuses problématiques qui se posent aux décideurs pour organiser la gestion des déchets ménagers, problématiques auxquelles la monétarisation peut apporter des éléments d'arbitrage comme nous le verrons au chapitre 7 pour le cas parisien.

Ce chapitre propose tout d'abord une présentation synthétique de l'évolution de l'organisation de la collecte et du traitement des déchets en France depuis le XIX^{ème} siècle et plus spécifiquement à Paris, terrain d'étude choisi. Ce panorama permet de cerner les éléments qui ont conduit à faire évoluer l'organisation de la gestion des déchets. S'ensuit une présentation de l'organisation de la gestion des déchets ménagers à Paris en 2007⁷⁶. Enfin une analyse des enjeux environnementaux qui se posent dans ce domaine est proposée. De là, nous nous interrogerons sur les moyens d'évaluation existants pour déterminer et prendre en compte les impacts environnementaux afin d'éclairer la décision publique.

Tout au long de ce mémoire, ne seront étudiés que deux catégories de déchets ménagers : les déchets recyclables hors verre (papiers, cartons, flacons et bouteilles plastique, métaux) et les déchets ménagers résiduels appelés ordures ménagères (OM). Les modalités de collecte et de traitement des déchets dangereux des ménages (produits chimiques, engrais,), des objets encombrants et des déchets de soins des particuliers (auto-traitements) ne seront pas abordées. Commençons ce cheminement par un bref historique.

I. Historique de la gestion des déchets en France

I.1. La collecte : du « tout à la rue » aux bennes motorisées

Jusqu'à la fin du XIX^{ème} siècle, dans les villes, les ordures sont déposées en vrac dans la rue et ramassées dans des tombereaux tirés par des chevaux, remplis à la pelle par les « boueux ». Ces tombereaux assurent le transport de produits pour les marchés à l'aller et le transport des ordures au retour. Mais l'évolution des connaissances en matière d'hygiène et de microbiologie au siècle des Lumières a posé les bases d'une prise de conscience des effets néfastes de ces amoncellements d'ordures.

Après deux épidémies de typhoïde successives à Paris (1882 et 1884), le Préfet Eugène Poubelle prend deux arrêtés⁷⁷ qui obligent les propriétaires d'immeubles à fournir à leurs locataires un récipient avec couvercle pour y déposer leurs ordures. Ces arrêtés interdisent le déversement des ordures ailleurs que dans ces récipients et on y trouve déjà les notions de tri sélectif (pour des raisons de sécurité des personnels d'enlèvement des ordures), d'horaires de présentation des récipients sur la voie publique et de catégories de déchets : déchets verts, déchets inertes, déchets non ménagers.

Au début du XX^{ème} siècle, le développement de l'automobile transforme les tombereaux à chevaux multitâches et ouverts en des voitures couvertes dédiées aux ordures.

Après l'adoption de l'arrête «Poubelle » en 1884, l'administration parisienne commence à tester les monte-charge destinés à déverser le contenu des récipients à ordures dans le véhicule de collecte au moyen d'une poulie et d'une potence. Bien qu'amorcée à l'entre-deux-guerres, la généralisation du levage mécanique des bacs ne s'est fait à Paris qu'en 1983 avec le renouvellement de l'ensemble du parc de bennes.

Aujourd'hui, les bennes de collecte sont toutes équipées de systèmes hydrauliques de levée des bacs et de compactage. Des éboueurs circulent sur le marchepied arrière de la benne, récupèrent les bacs pleins sur les trottoirs, les accrochent au système de levage de la benne qui permet de renverser le bac pour vider les ordures dans la benne puis replacent le bac vide sur le trottoir.

⁷⁶ Le contenu de cette présentation liminaire est issu du rapport interne Mairie de Paris [DOMERGUE, 2009].

⁷⁷ arrêté du 24 novembre 1883 abrogé par l'arrêté du 7 mars 1884

La collecte par bennes est appelée collecte en *porte-à-porte*. Les déchets sont déposés par les habitants dans un bac ou un sac présenté à la collecte devant l'habitation. Les jours de passage de la benne sont fixes afin que les habitants puissent présenter leurs bacs ou sacs à la collecte. La fréquence de passage est désignée par le terme Ci où i est le nombre de passage hebdomadaire. Une C1 correspond à une collecte hebdomadaire, une C3, une collecte 3 fois par semaine.

La collecte en porte-à-porte peut être remplacée ou complétée par l'*apport volontaire* qui consiste à disposer des containers de grand volume suivant un maillage de la zone à collecter. Les habitants doivent se déplacer jusqu'à ces points de regroupement pour déposer leurs déchets. Un poids lourds équipé d'un bras de levage vient régulièrement vider le container. Ces vidages peuvent être programmés à intervalles réguliers définis en fonction de la vitesse de remplissage du container ou bien être déclenchés par un système de mesure du taux de remplissage intégré au container.

Une fois collectés les déchets doivent être éliminés. Une part importante de nos déchets est valorisable en matières premières secondaires (métaux, plastique, papiers, cartons). Les déchets organiques quant à eux peuvent faire l'objet d'un *compostage* (dégradation aérobie conduisant à la production de compost utilisé pour l'amendement des terres) ou d'une *méthanisation* (dégradation anaérobie - absence d'oxygène - conduisant à la production de méthane appelé biogaz).

De nombreux déchets possèdent également un pouvoir calorifique intéressant permettant la production de chaleur récupérable sous forme de vapeur ou d'eau chaude dans un incinérateur. Cette vapeur peut alors être injectée dans un réseau de chauffage urbain et/ou être utilisée pour produire de l'électricité à l'aide de turbines (production exclusive ou cogénération).

I.2. Le traitement : de l'amendement des terres à l'incinération avec récupération d'énergie

Aux XVIII^{ème} et XIX^{ème} siècles, les déchets étaient encore constitués en majorités de déchets organiques qui, stockés en tas se décomposaient pour donner un amendement pour les terres. Dans les villes, cette tâche d'élimination est moins aisée. A Paris, les déchets étaient entassés en monticules sur des sites appelés « voiries » disposés aux limites de la ville, repoussés au fur et à mesure de la croissance urbaine. Avant la création des égouts par l'ingénieur Belgrand au milieu du XIX^{ème} siècle, les vidanges des latrines étaient déversés dans la Seine ou avec les déchets ménagers. Ces effluents divers se transformaient naturellement en engrais utilisé pour amender les terres des maraîchers qui alimentaient les Parisiens dans une sorte de cycle continu de retour à la terre très bien décrit par Emile Zola dans *Le ventre de Paris*.

A Paris, des « centres de broyage et d'incinération » sont mis en service dès 1896⁷⁸. Ces centres comportent des usines de broyage (4 à l'époque : Saint-Ouen, Romainville, Issy et Vitry, ancêtres des sites actuels) qui transforment les déchets en « gadoue » utilisée comme engrais. Mais, avant d'être broyés, les déchets sont débarrassés des ferrailles, poteries, tôles par des ouvriers travaillant face à des tapis roulant. Des chiffonniers en extraient également ce qu'ils pourront utiliser ou revendre : papiers, chiffons, os, boîtes. Les centres de tri actuels ne sont que la redécouverte d'une organisation qui s'était naturellement mise en place au XIX^{ème} siècle pour éviter le gaspillage. Les déchets non récupérables ou non transformables en engrais étaient alors incinérés dans des fours implantés sur ces mêmes sites. Les premiers incinérateurs à Paris datent donc de 1896.

⁷⁸ site Internet du SYCTOM qui retrace l'histoire du traitement des déchets dans la capitale [s.d.2].

A Lyon, la première usine d'incinération a été construite en 1932. Comme le montrent ci-dessous les propos de C. Chalumeau, ingénieur en chef de la ville de Lyon en 1932, cité dans [KIM, 2002]⁷⁹, cette évolution est motivée par des raisons d'hygiène et de budget. :

« Le problème de la destruction des ordures ménagères se pose d'une façon de plus en plus urgente, non seulement pour les grandes villes, mais aussi pour celles de moyenne importance. Le procédé simpliste, encore trop courant, qui consiste à envoyer ces ordures à des décharges publiques, doit être considéré maintenant comme inadmissible pour des raisons d'hygiène publique. D'ailleurs, l'extension des villes, qui conduit à reporter ces décharges à une distance très considérable des centres, entraîne pour l'enlèvement des ordures des dépenses trop onéreuses, en raison du coût actuel des transports »

Ainsi, en 1970, seule la région parisienne et quelques grands villes dont Lyon, éliminent leurs ordures par incinération ce qui représentait alors 20% des tonnages [KIM, 2002].

A la fin du XX^{ème} siècle en France, l'organisation n'a guère évolué, la mise en décharge est l'exutoire le plus utilisé suivi par l'incinération. De nombreuses décharges non autorisées prolifèrent auxquelles s'ajoutent des dépôts sauvages plus ou moins ponctuels. Selon les données de la Direction de la prévention des pollutions et des risques du Ministère chargé de l'écologie⁸⁰ (DPPR) reprises dans un rapport du Conseil économique et Social [ATTAR, 2008], le plan national d'action de 2003 pour limiter les décharges illégales a permis de passer de 893 décharges non autorisées (et recensées) en 2005 à 45 en août 2007.

En 2006, en France l'incinération représente 34% des modes de traitement des déchets ménagers (66% à Paris en 2007) derrière l'enfouissement à 37% [CGDD, 2009b] (23,3% à Paris en 2007).

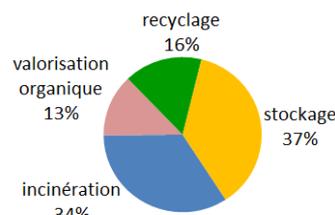


Figure 21 – Modes de traitement des déchets ménagers en France en 2006 [CGDD, 2009b]

I.3. Le tri et le recyclage des déchets

La Ville de Lyon est une des villes pilotes de la mise en place de la collecte sélective en France en 1994 [KIM, 2002]. Paris a commencé à tester cette nouvelle filière à partir de 1997 pour la généraliser en 2002. La collecte sélective est aujourd'hui développée sur l'ensemble du territoire avec 98% de la population desservie par au moins une collecte sélective (le verre à minima).

Le tri des déchets en vue de séparer les déchets recyclables des déchets non recyclables (déchets résiduels) est effectué par les habitants qui doivent déposer les déchets triés dans un ou plusieurs bacs suivant leur nature. Le contenu des bacs de collecte sélective (bacs jaunes à Paris) est collecté par une benne spécifique. Le compactage des déchets dans ces bennes collectant des déchets recyclables est moindre que pour les ordures ménagères (OM) afin de faciliter la séparation des matériaux valorisables en centre de tri.

Dans de rares cas, les sacs de déchets recyclables sont collectés mélangés aux sacs de déchets non recyclables dans la même benne. La séparation des sacs par couleur se fait alors dans un centre par tri optique automatique (Nantes : dispositif Tri'sac).

⁷⁹ source : CHALUMEAU C., *L'usine d'incinération des ordures ménagères de la Ville de Lyon*, Le Génie civil, 26 novembre 1932, p. 1-16

⁸⁰ Devenue Direction générale de la prévention des risques (DGPR)

Une fois acheminés en centre de tri, les déchets recyclables font l'objet d'une acceptation benne par benne. Si, visuellement, l'agent en charge de cette étape juge que le contenu d'une benne est trop souillé (notamment trop de déchets dans des sacs en plastiques), l'ensemble du contenu de la benne est déclassé ce qui signifie qu'ils sont jugés non aptes au recyclage et redirigés vers l'incinération.

Une fois acceptés en centre de tri, les déchets recyclables sont disposés sur un tapis roulant qui passe d'abord devant des opérateurs qui effectuent un premier tri manuel soit pour retirer les déchets non recyclables ou les cartons trop volumineux pour les envoyer directement dans leur filière spécifique de recyclage (tri négatif) soit pour extraire les déchets recyclables (tri positif).

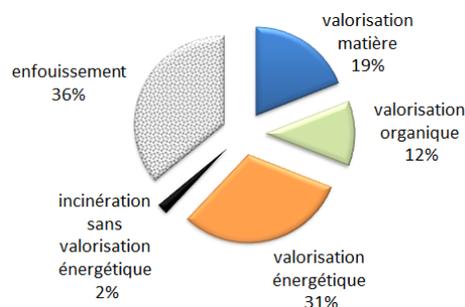
Passée cette étape manuelle, le tri est complété par des étapes automatiques pour séparer les métaux ferreux, les métaux non ferreux, les flacons et bouteilles en plastiques (corps creux), les papiers et cartons (corps plats). La différence entre les déchets qui entrent dans le centre de tri (après acceptation) et les déchets qui sortent du centre pour recyclés est appelée « refus de tri ». A Paris, ces refus de tri sont orientés vers l'incinération. Ailleurs, ils peuvent être destinés à l'enfouissement.

I.4. Chiffres clés en France et en Europe

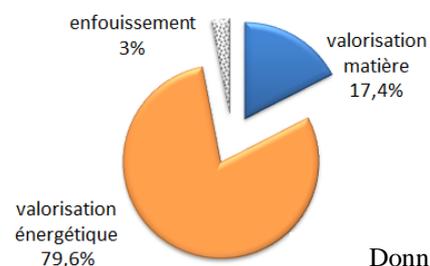
En 2005, d'après l'enquête annuelle de l'ADEME [2007], le service public de collecte des ordures ménagères a collecté notamment 20,5 millions de tonnes d'ordures ménagères résiduelles (327 kg/hab) et 2,56 Mt de multimatériaux (matériaux recyclables hors verre) destinés au recyclage (41 kg/hab). Si l'on ajoute le verre, les encombrants et les déchets verts, cela représente une moyenne nationale de 577 kg/an/hab en 2005 (556 kg/an/hab à Paris en 2007 [Mairie de Paris, 2007]). Ces données sur les quantités collectées d'ordures dites « ménagères » comprennent une part non négligeable de déchets produits par les activités économiques pris en charge par le service public (petit commerce) [ADEME, 2007].

Pour les déchets collectés hors déchetterie, le traitement a été en 2005 :

- l'incinération avec valorisation énergétique à 31% (près de 80% à Paris [Mairie de Paris, 2007]),
- l'enfouissement à 36% (3% à Paris [ibid.]),
- et la valorisation matière à 19% [ADEME, 2007] (17,4% à Paris [ibid.]).



Données France 2005
[ADEME, 2007]



Données Paris 2007
[Mairie de Paris, 2007]

Figure 22 – Traitement des déchets ménagers et assimilés, données France2005 et Paris 2007

D'après le site Internet de l'ADEME, depuis 1993, le nombre d'installations de traitement diminue du fait de l'augmentation de leur capacité unitaire. Début 1997, il y avait en France 300 incinérateurs, contre 128 en 2005 [ADEME, 2007]. Cette concentration est nécessaire du fait de la pression exercée par l'opinion publique contre les nouveaux projets d'installations de traitement des déchets et notamment les incinérateurs et les centres de stockage (syndrome Nimby).

Le graphique ci-contre, établi par le Commissariat général du développement durable [2009], présente la répartition des modes de traitement des déchets en 2006 dans quelques pays de l'union européenne. Il montre que la France est très en retard sur ses voisins pour le recyclage (partie haute des barres à la figure 23).

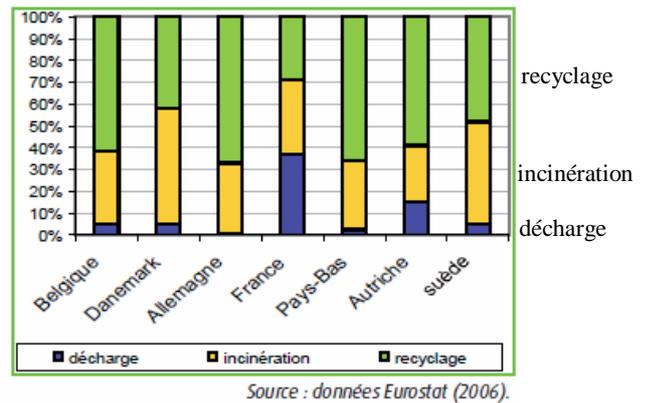


Figure 23 – Modes de traitement des déchets municipaux dans 7 pays européens en 2006, tiré de [CGDD, 2009]

II. L'organisation de la gestion des déchets à Paris

Pour introduire ce paragraphe relatif à l'organisation de la gestion des déchets à Paris, commençons par familiariser le lecteur avec quelques-uns des innombrables acronymes utilisés. Nous verrons ensuite comment s'organise les services de collecte jusqu'à l'exutoire.

A Paris, la collecte des déchets est gérée par le Service Technique de la Propreté de Paris (STPP) de la Direction de la Propreté et de l'Eau (DPE). Le STPP est également chargé d'assurer le nettoyage de la voie publique. La collecte des déchets est organisée en trois flux principaux collectés en porte à porte⁸¹:

- collecte des ordures ménagères (OM) tous les jours, 364 jours par an (bac vert)
- collecte des matériaux recyclables (carton, papier, bouteilles et flacons en plastique, emballages métalliques) appelés multimatériaux (MM) deux fois par semaine (bac à couvercle jaune)
- collecte du verre une fois par semaine (bac à couvercle blanc) complété par une collecte de colonnes à verre en apport volontaire

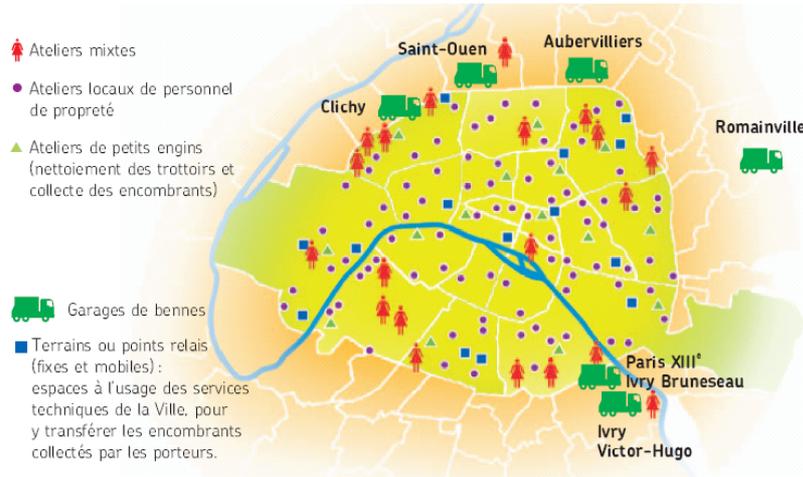
Dans ce mémoire, seules sont étudiées les collectes des multimatériaux (MM) et des ordures ménagères (OM). Ces collectes sont effectuées par des bennes à ordures ménagères (BOM).

Sauf exception (matières premières récupérées dans les déchetteries et déchets dangereux), le traitement de ces déchets est assuré par le Syndicat intercommunal de traitement des ordures ménagères de l'agglomération parisienne (SYCTOM).⁸² Les sites de traitement de ces déchets sont majoritairement des Usine d'Incinération des Ordures Ménagères (UIOM) et de manière marginale les centre de Stockage des Déchets Ultimes (CSDU).

⁸¹ Des collectes secondaires sont également organisées pour les déchets dangereux (sur rendez-vous à domicile 4 jours par semaine) et les objets encombrants (en déchetterie et sur rendez-vous 6 jours sur 7). Depuis 2013, une collecte pneumatique (collecte par aspiration dans un réseau enterré) assure la collecte des OM et des MM dans le secteur Clichy-Batignolles.

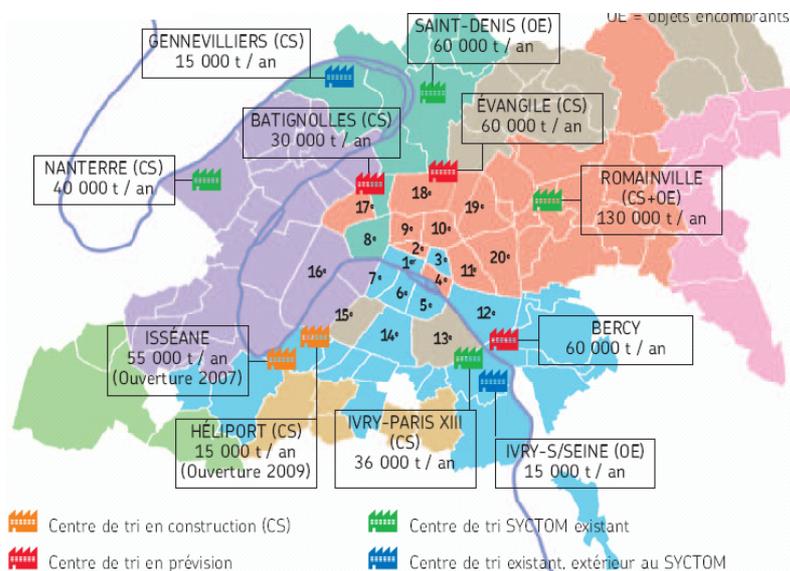
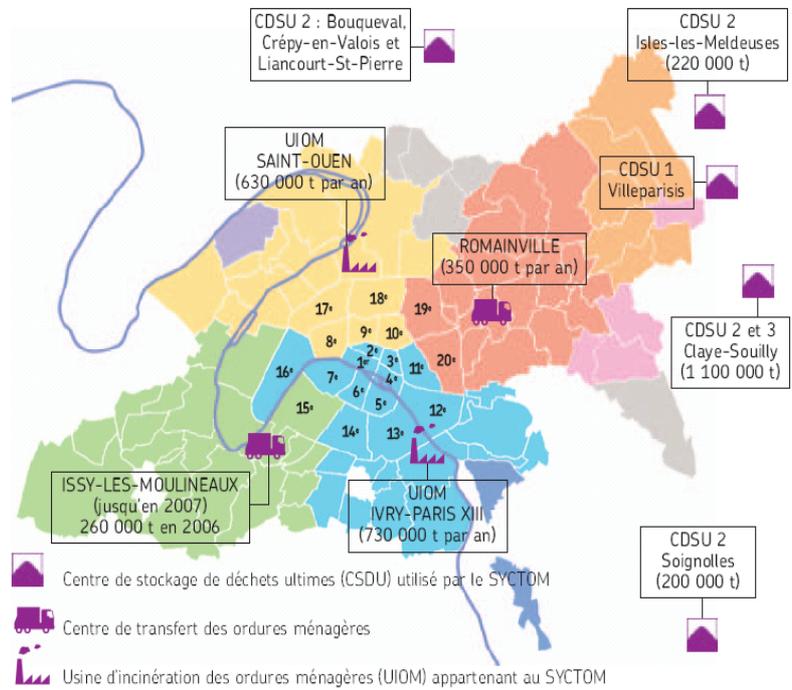
⁸² AVERTISSEMENT : l'organisation de la gestion des déchets à Paris et les valeurs associées utilisées dans ce mémoire datent de 2007. Elles ne sont plus d'actualité car l'organisation du service, notamment la répartition des collectes entre régie et marchés publics, a été modifiée. Cela ne remet cependant pas en cause les principes et conclusions présentées ici sur l'outil d'aide à la décision qu'est la monétarisation.

Encart 12 – Implantations des ateliers et garages du STPP et des sites de traitement et de tri du SYCTOM en 2007



Implantations des ateliers et garages du STPP en 2007 [MAIRIE de PARIS, 2007]

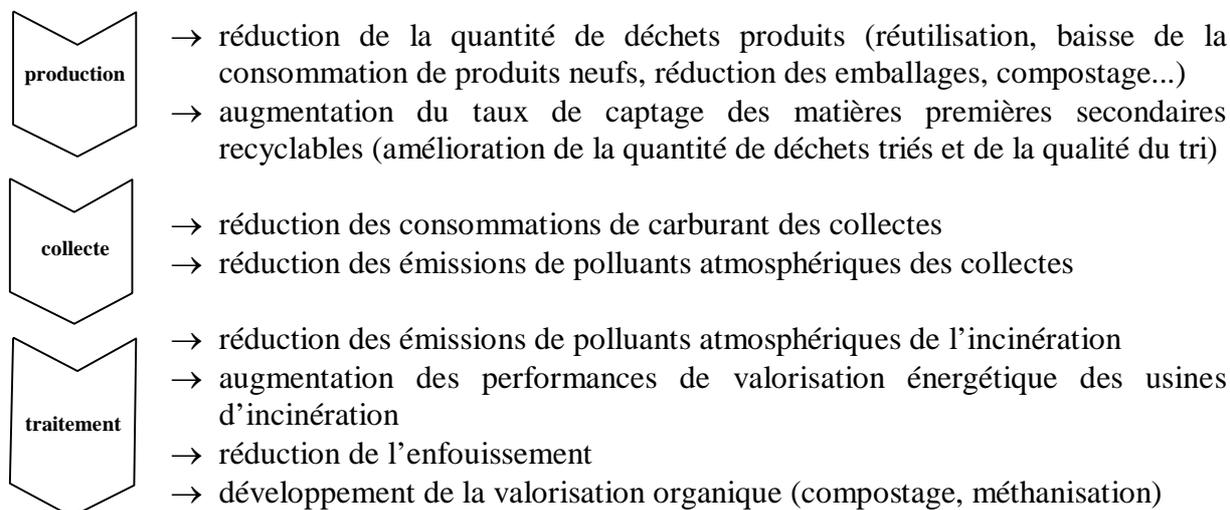
Bassins versants des UIOM et des CSDU en 2007 [Mairie de Paris, 2007]



Bassins versants des centres de tri MM et OE en 2007 [Mairie de Paris, 2007]

III. Les enjeux environnementaux de la gestion des déchets

Aujourd'hui, les enjeux environnementaux dans le domaine de la gestion des déchets portent à la fois sur la réduction des impacts de la collecte et des traitements et sur l'augmentation des gains environnementaux de la valorisation. Pour ce faire, on peut agir au niveau de la production, de la collecte et du traitement sur les plans suivants :



III.1. Une production de déchets en constante augmentation

La production de déchets par habitant a été en constante augmentation jusqu'à récemment. La figure 25 illustre cette évolution. Alors que la production augmentait ces dernières années au rythme de 1% par an, on assiste actuellement à une stabilisation autour de 350 kg/an/hab pour les ordures ménagères résiduelles tant pour la moyenne nationale qu'à Paris. Ce phénomène s'explique par l'augmentation des quantités de déchets collectées séparativement. Pour autant, des marges de progression très importantes existent encore comme nous le verrons plus loin.

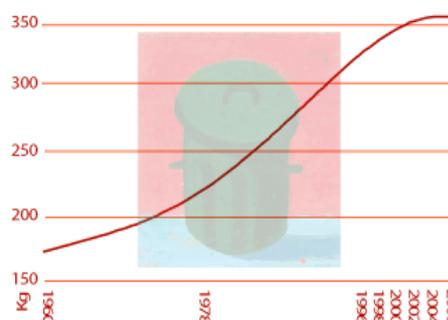


Figure 25 – Evolution de la production d'ordures ménagères entre 1960 et 2006 en France, Source : site Internet ADEME [consulté en 2007, non disponible en 2015]

III.2. Les impacts et gains environnementaux de la gestion des déchets

La fabrication de bennes de collecte induit un coût environnemental. Ensuite, lors de leurs tournées, ces bennes consomment de l'énergie, émettent des polluants atmosphériques (CO, NOx, particules, HC) et des gaz à effet de serre (CO₂ et CH₄) et induisent également des nuisances pour les habitants (bruit, congestion urbaine, dégradation de la perception du paysage urbain). Les bennes en fin de vie doivent enfin être recyclées.

Le traitement des déchets collectés génère des coûts environnementaux liés à la mise en œuvre du processus de traitement mais également des gains environnementaux : production d'énergie (permettant d'éviter les impacts environnementaux des énergies conventionnelles : émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre évités), valorisation de matières premières secondaires. Certaines filières n'apportent aucun gain environnemental : incinération sans valorisation énergétique, enfouissement sans captage de biogaz.

A Paris, les déchets sont incinérés avec valorisation énergétique à fort rendement pour près de 80% des tonnages. Un peu moins de 18% font l'objet d'une valorisation matière tandis que 3% sont enfouis.

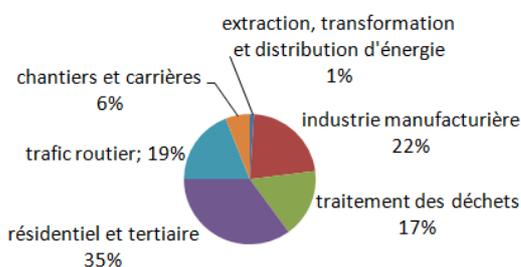
Avant d'être relargués dans l'atmosphère, les panaches de fumées des incinérateurs sont lavés à l'eau et filtrés pour abaisser les émissions polluantes sous les seuils réglementaires. Des dispositifs de mesure en continu garantissent le respect de ces seuils. Au final, les émissions des incinérateurs actuels, tous conformes aux normes européennes en France (anciens incinérateurs non conformes fermés ou mis aux normes), ne sont pas plus impactantes que certaines industries voisines ou même que les feux de nos cheminées et barbecues pour ce qui est des dioxines et furanes⁸³.

Certains axes d'amélioration dépendent de progrès technologiques et de renouvellement d'installations ou de parcs de bennes tandis que d'autres reposent sur l'amélioration des comportements de la population vis-à-vis des déchets (réduction de la production, amélioration du tri), d'autres encore nécessitent l'adoption de nouvelles organisations de collecte par exemple (réduction des kilométrages parcourus par les bennes, réduction des consommations de carburant par km ou par tonne collectée, ...).

Encart 13 – Emissions de dioxines et furanes

La directive européenne 2000/76/CE du 4 décembre 2000 relative à l'incinération des déchets fixe la valeur limite d'émission des dioxines et furannes à 0,1 ng TEQ/m³ (TEQ : quantité toxique équivalente).

Ainsi, en Ile de France, ces émissions par le secteur du traitement des déchets ont baissé de 99% entre 2000 et 2010 [AIR PARIF, 2013] pour représenter 17% des émissions régionales en 2010 (graphique ci-contre). A l'échelle nationale, les émissions en 2002 étaient de 380 g contre 1882 g en 1994 [AIR PARIF, 2005].



Emissions de dioxines et furannes par secteur d'activité en Ile de France en 2010 [AIR PARIF, 2013]

⁸³ Les dioxines et furannes s'accumulent dans les tissus adipeux et le lait, se concentrant tout au long de la chaîne alimentaire. Les atteintes à la santé humaine concernent des lésions cutanées, l'altération de la fonction hépatique, l'atteinte des systèmes endocrinien et reproductif et des augmentations de risques de cancer. L'accident de Séveso en 1976 a entraîné le relargage de dioxine dans l'atmosphère conduisant à la mort du bétail, des atteintes cutanées pour les habitants et la contamination de l'environnement.

La figure 26 récapitule les gains (sur fond coloré à droite) et coûts environnementaux (sur fond clair) de la collecte, du recyclage et de l'incinération avec valorisation énergétique par cogénération (vapeur + électricité).

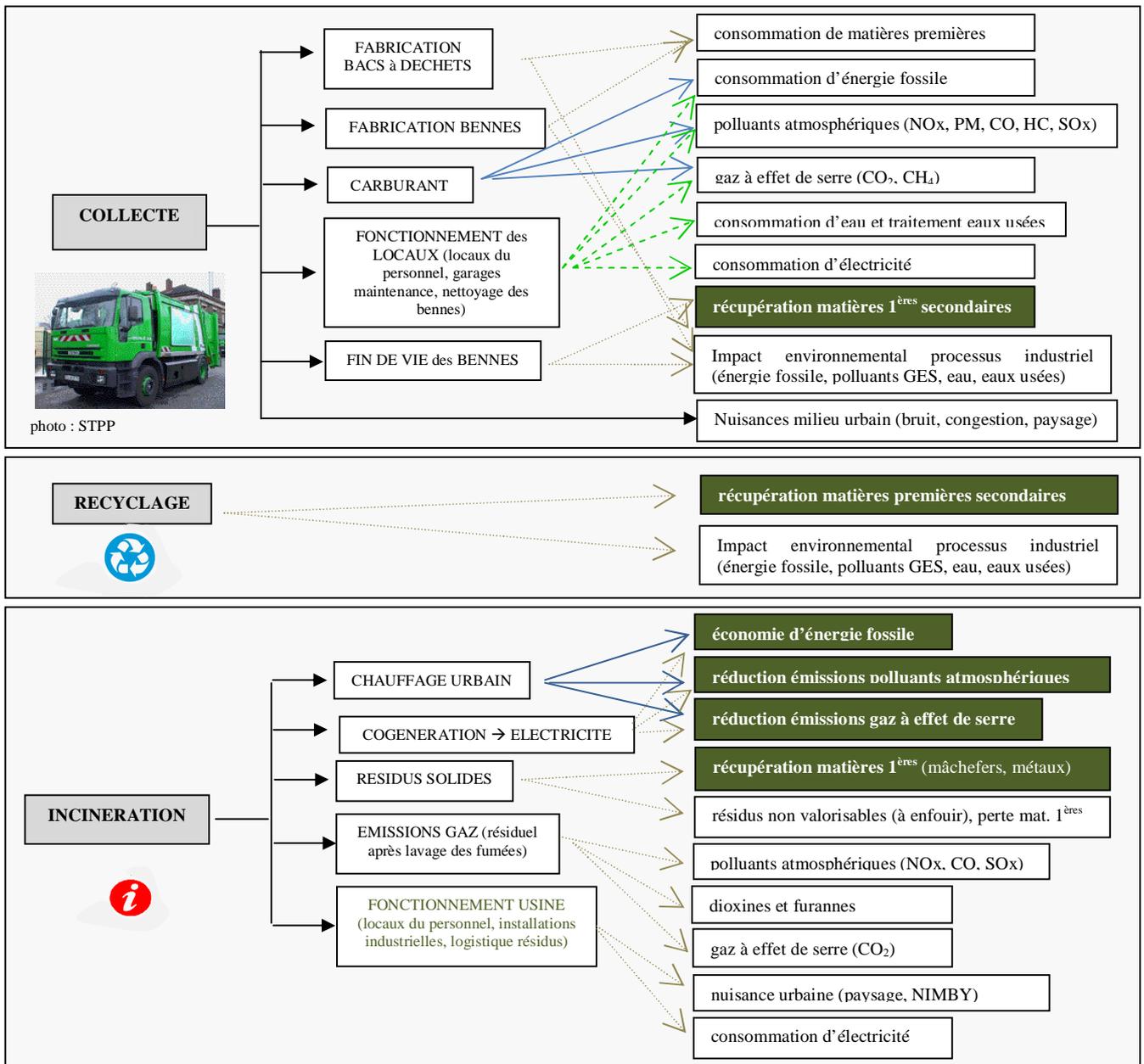


Figure 26 – Schéma récapitulatif des impacts environnementaux collecte, recyclage et incinération

III.3. Et pour l'avenir : la méthanisation ?

Le SYCTOM de l'agglomération parisienne a mis à l'étude plusieurs projets de centres de méthanisation des déchets dont le premier devait être mis en service en 2013. Suite à un recours des riverains de Romainville, le tribunal administratif a annulé en 2013 l'arrêté préfectoral d'autorisation du projet. Le SYCTOM a lors annoncé vouloir étudier des projets plus réduits. Pour l'heure, les projets semblent au point mort.

Ces projets étaient une réponse pratique à l'impossibilité d'ouvrir de nouveaux centres d'incinération en région parisienne ou d'augmenter la capacité des centres existants. Ils ne relèvent pas d'une logique environnementale démontrée mais d'un bénéfice supposé et d'une solution à une impasse organisationnelle.

Il n'est pas question ici de soutenir que l'incinération serait une meilleure option environnementale que la méthanisation mais simplement de souligner que les décisions d'orientation vers tel ou tel mode de traitement se font sur des bénéfices environnementaux présumés et non démontrés ou de considérations autres qu'environnementales (organisationnelles) ce qui, en matière d'optimisation financière et environnementale de la décision publique pose question.

En effet, en investissant dans ces projets, on répond à un besoin de capacité de traitement mais on ne se pose pas la question des orientations les plus bénéfiques pour l'environnement et on ne cherche pas à solutionner les mauvais bilans du recyclage en France alors que ce volet est certainement celui qui, comme nous le verrons plus loin, propose le gain environnemental le plus important et le plus facile à obtenir avec une filière déjà en place, un bénéfice environnemental à la tonne de matière première secondaire recyclée très élevé et une performance actuelle faible voire très faible pour certains matériaux laissant une grande marge de progression.

IV. Les mesures en faveur de l'environnement prises dans le domaine des déchets

Intéressons-nous maintenant justement aux orientations environnementales adoptées dans le domaine des déchets et aux éléments qui ont prévalu à leur adoption. Ce secteur a fait l'objet de plusieurs textes législatifs et réglementaires depuis 40 ans. Ces textes ont tous pour point commun de chercher à encadrer et à réduire l'impact environnemental de la gestion de nos ordures. En déroulant dans les prochains paragraphes les différents textes européens et français relatifs à l'organisation générale de la gestion des déchets, nous allons observer l'évolution des solutions adoptées pour tendre vers une gestion dont le but est d'être moins impactante pour l'environnement.

IV.1. Les directives européennes générales sur la gestion des déchets

Le 15 juillet 1975, la **directive 75/442/CEE** du Conseil relative aux déchets est adoptée. Cette directive prévoit que chaque Etat membre prend les mesures nécessaires pour s'assurer que les déchets sont éliminés sans danger pour la santé et sans utiliser de procédés ou méthodes susceptibles de porter préjudice à l'environnement. Ces mesures visent à interdire l'abandon, le rejet ou l'élimination incontrôlée des déchets. Cette directive introduit également la notion de "pollueur-payeur" en spécifiant que le coût de l'élimination des déchets doit être supporté par le détenteur final et/ou le producteur du déchet.

Le 18 mars 1991, la directive 91/156/CEE du Conseil vient modifier et compléter cette directive de 1975. Elle précise certaines définitions dont celles relatives à la valorisation, à la gestion, etc.. Elle donne la priorité à la prévention ou la réduction de la production des déchets et de leur nocivité, à la valorisation des déchets par recyclage, réemploi, récupération (ou toute autre action visant à obtenir des matières premières secondaires), ou enfin à l'utilisation des déchets comme source d'énergie.

La **directive européenne relative aux déchets du 19 novembre 2008 dite « directive cadre déchets »**, vient remplacer trois directives (directive cadre déchets de 1975, directive huiles usagées de 1975 et directive déchets dangereux de 1991) dont elle reprend les grands principes :

- le principe pollueur-payeur,
- le principe de proximité : « *gérer les déchets au plus près du lieu de production* »,
- et la responsabilité élargie du producteur (prise en charge financière de la collecte sélective, du recyclage ou du traitement des déchets issus de ses produits).

En France, la directive cadre déchets a été transposée par l'ordonnance du 17 décembre 2010 et le décret du 11 juillet 2011 qui sont venus compléter le Code de l'environnement et le Code général des collectivités territoriales. Cette directive définit une hiérarchie des déchets dans son article 4 et place au premier plan la prévention (réduction des quantités produites). Cette hiérarchie précise l'ordre dans lequel l'organisation de la valorisation doit être organisée afin de favoriser le meilleur bilan environnemental : a) prévention⁸⁴, b) préparation en vue du réemploi, c) recyclage, d) autre valorisation, notamment énergétique, e) élimination.

Pour autant, si ces principes ne sont pas respectés, aucune sanction n'a été prévue. Ce qui est frappant c'est que nulle part dans la directive on ne trouve de précisions quant à l'évaluation des bilans environnementaux des différents choix qui peuvent se poser sur un territoire. Il s'agit d'une obligation de moyen et non d'une obligation de résultat. Le bénéfice environnemental de ces principes est présumé sans démonstration et sans invitation à une véritable politique de gestion des déchets qui soit environnementalement responsable. En effet, les problématiques sont bien différentes à Paris et dans un village à la campagne, dans une ville composée majoritairement d'habitats verticaux et dans une ville diffuse composée d'habitats individuels développé horizontalement.

IV.2. La politique environnementale française en matière de déchets

a) Les lois de 1975 et 1992 : principe pollueur-payeur, point vert et déchets ultimes

Jusqu'à la loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 *relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux*, la collecte n'est pas organisée partout en France. L'obligation de collecte pour les collectivités est la principale avancée de ce texte qui reste pour l'essentiel sans réelle suite sur le terrain [KIM, 2002]. Cette loi promulguée le même jour que la directive de 1975 introduit également le fameux principe « pollueur payeur » sans pour autant que dans les faits celui-ci soit appliqué.

Ainsi, entre 1975 et 1992, ce principe n'a été suivi d'aucune mesure concrète. Durant l'élaboration de la loi de 1992 qui est venue modifier la loi de 75⁸⁵, l'idée d'une taxe est avancée. Mais, le lobbying des industriels auprès du Ministère en charge de l'environnement conduit à son abandon [ibid.].

Si la loi déchets de 1975 prévoit que « *L'élimination des déchets doit être assurée, (...) dans des conditions propres à faciliter la récupération des matériaux, éléments ou formes d'énergie réutilisables.* », dans les faits, il faut attendre la loi de 1992 pour que la collecte sélective voit le jour avec l'introduction d'un traitement préalable des déchets avant leur stockage définitif dans des décharges rebaptisées pour l'occasion centre d'enfouissement technique (CET) puis plus tard centre de stockage des déchets ultimes (CSDU).

Le 1^{er} avril 1992, un décret⁸⁶ impose aux metteurs sur le marché français de pourvoir à l'élimination des déchets d'emballages résultant de la consommation de leurs produits par les ménages. Pour répondre à cette obligation, les industriels créent une société privée, Eco Emballages agréée par l'Etat depuis 1992, qu'ils chargent de collecter une contribution financière dédiée à l'organisation de la collecte sélective des emballages ménagers tandis que la charge de l'organisation de la collecte sélective repose toujours sur les collectivités.

⁸⁴ réduction de la production de déchets à la source, c'est-à-dire au niveau du fabricant (réduction du poids unitaires des emballages ou suppression des emballages inutiles) et au niveau du consommateur (modification des modes de consommation notamment en faveur des produits comportant moins d'emballages)

⁸⁵ loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 *relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement*

⁸⁶ Décret n° 92-377 du 01/04/92 *portant application pour les déchets résultant de l'abandon des emballages de la loi du 15/07/75*

Le point vert que l'on retrouve sur les emballages ménagers signifie que le producteur de l'emballage participe au financement d'un éco-organisme tel Eco Emballage, en vue de la collecte et du recyclage des emballages (application du principe de la REP : responsabilité élargie du producteur).



Figure 27 –
Le point vert

Depuis l'origine, en France à la différence d'autres pays, cette contribution financière est bien loin de compenser les véritables coûts de collecte de cette nouvelle filière, plus élevés que la collecte classique des ordures ménagères. Ce sont finalement les collectivités et donc les contribuables français qui financent pour une grande partie la collecte sélective et le recyclage des emballages.

Dès avant la hiérarchie de prise en charge des déchets instaurée par la directive cadre déchets de 2010, l'enfouissement véhicule une image très négative notamment du fait des centaines de décharges illégales présentes sur le territoire (893 recensées en 2005 [ATTAR, 2008]). Les centres de stockage des déchets ultimes (CSDU) sont également problématiques du point de vue de l'acceptabilité des riverains (syndrome NIMBY), de l'immobilisation de surfaces foncières ou agricoles et enfin du point de vue des pollutions potentielles engendrées et de leur gestion future (traçabilité des sites d'enfouissement pour les générations futures, fiabilité dans le temps du recueil des lixiviats⁸⁷).

A partir de la loi de 1992, la notion de déchet ultime vient appuyer la nécessité de rechercher toute forme de valorisation possible du déchet. En effet, un déchet ultime désigne « un déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ». ». La loi de 1992 prévoit que les déchets non ultimes ne pourront plus être enfouis à partir de 2002.

Après la loi de 1992, alors que la collecte sélective démarrait timidement, les projets d'incinérateurs se sont alors multipliés comme alternative à la décharge mais les financements ont manqué et plus de 20 ans après la loi déchets de 1992, plus de 35% des déchets sont encore enfouis en France. Les explications de cette situation sont nombreuses : difficulté financière pour mailler suffisamment le territoire à l'aide de solutions alternatives à l'enfouissement, arbitrage à opérer entre transport de déchets à longue distance et enfouissement de proximité, coût généralement plus favorable de l'enfouissement par rapport aux autres traitements, faible développement de solutions alternatives à l'incinération (méthanisation, compostage), performances de valorisation énergétiques faibles et impacts environnementaux forts pour les incinérateurs d'anciennes générations.

b) La TGAP déchets

Pour accélérer la réduction du recours à l'enfouissement, le législateur a créé en 1999 la TGAP, taxe générale sur les activités polluantes. Instituée par la loi de finance de 1999, la TGAP est entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2000 (codifiée dans le code des douanes). Cette taxe s'applique à différents secteurs (carburants d'origine fossile, production d'huiles usagées, de lessives, de matériaux d'extraction,...). Dans le secteur des déchets, elle s'est appliquée jusqu'en 2008 aux seuls déchets entrant en centres de stockage et à l'élimination des déchets industriels dangereux.

Suite à des études démontrant les dangers des émissions de dioxines des incinérateurs pour la santé, le syndrome Nimby s'est développé dans les années 1990 et 2000. Depuis lors, malgré les importantes améliorations des techniques d'épuration des fumées d'incinération et

⁸⁷ liquides chargés de résidus polluants issus du « jus » de décharge et du ruissellement des eaux de pluie sur les déchets stockés

notamment la baisse drastique des émissions de dioxines, malgré des normes d'émission et des mesures de surveillance sévères de la part de l'Union Européenne (directive européenne 2000/76 du 04/12/2000 sur l'incinération des déchets transcrite en droit français par des arrêtés du 20/09/02), les incinérateurs souffrent toujours d'une image négative dans la population. Les pouvoirs publics s'efforcent donc de trouver des alternatives à la valorisation énergétique des déchets sans prise en compte des bénéfices environnementaux perdus.

Suite aux débats autour du Grenelle de l'environnement, la loi de finance de 2009 a étendu la TGAP aux incinérateurs de déchets ménagers (augmentation graduelle de 7 €/t en 2009 à 14 €/t en 2015). L'incinération fait partie des activités qui sont désormais soumises à une TGAP proportionnelle à leurs émissions polluantes (oxydes de soufre, acide chlorhydrique, oxydes d'azote, poussières) si la capacité de l'installation est supérieure à 3 tonnes/heure (voir encart 14). Le produit de cette taxe sur le traitement des déchets est affecté au financement d'un plan déchets qui vise en priorité à réduire la production de déchets (opérations de prévention des déchets).

Encart 14 – Evolution des taux de TGAP par mode de traitement des déchets

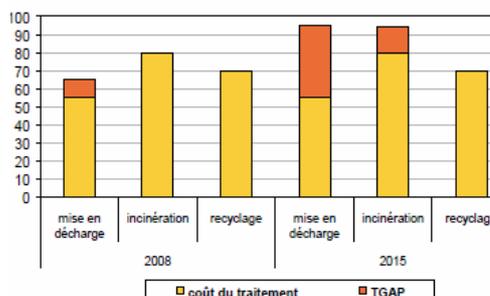
Le tableau ci-contre récapitule l'évolution des taux de TGAP par mode de traitement des déchets (en €/t) : TGAP pour l'enfouissement (« TGAP décharges ») et TGAP nouvellement créée pour les incinérateurs (« TGAP incinération »). Ce tableau est tiré de [CGDD, 2009a], source loi de finance 2009.

Entre parenthèse est indiqué le niveau de taxe le plus bas possible suivant les cas particuliers d'exonération partielle prévus par la réglementation.

Années	TGAP décharges	TGAP incinération
2009	15 (10)	7 (1,5)
2010	20 (11)	7 (1,5)
2011	20 (11)	11,2 (2,4)
2012	30 (15)	11,2 (2,4)
2013	30 (15)	14 (3)
2014	30 (20)	14 (3)
2015	40 (20)	14 (3)

Note : en gras, le taux de base, entre parenthèses la borne inférieure de modulation.

Le Commissariat général au développement durable [2009a] explique que la mise en place de cette nouvelle TGAP sur l'incinération vise à égaliser le coût de l'incinération avec celui de la mise en décharge comme la figure 28 tirée de ce rapport qui représente le cumul du coût de traitement et de la TGAP pour différents mode de traitement.



Source : sous-groupe de travail sur l'engagement 245 du comité opérationnel « déchets » du Grenelle de l'environnement (coûts estimés à dire d'experts).

Figure 28 – Effet de la TGAP sur le coût budgétaire net des modes de traitement des déchets (en €/t), tiré de [CGDD, 2009a]

Le nouveau dispositif global de « TGAP traitement des déchets » doit permettre une réduction de la mise en décharge et une augmentation du recyclage. Le CGDD illustre cela en donnant les résultats obtenus par d'autres pays européens qui ont devancé la France sur cette voie :

- « aux Pays-Bas où la taxe sur la mise en décharge est particulièrement élevée, à 85 €/ par tonne, le recyclage a augmenté de 5 % par an en moyenne entre 1995 et 2005
- la Suède, avec une taxe à 40 €, a réduit la mise en décharge de 13,6 % par an entre 1999 et 2006 et augmenté son recyclage de 4,6 % par an
- [en] l'Angleterre, (...) la taxe sur cette filière (...) y est ainsi passée de 26,3 €/ par tonne en 2005 à 40,8 € en 2008 et atteindra 70,1 € en 2010. »

c) Décret de 2000 : rapport annuel sur le prix et la qualité du service public des déchets

Le décret 2000-404 du 11 mai 2000 *relatif au rapport annuel sur le prix et la qualité du service public d'élimination des déchets* impose au Maire ou au président de l'établissement public de coopération intercommunale de présenter à leur assemblée délibérante un rapport annuel sur la qualité et le prix du service public d'élimination des déchets. Ce décret fixe également les indicateurs techniques et financiers qui doivent obligatoirement figurer dans ce rapport (encart 15). C'est grâce à ce texte que des chiffres précis sur les tonnages et modes de traitement sont disponibles sur l'ensemble du territoire de manière homogène et obligatoire. Cela représente une mine d'informations utile pour suivre l'évolution des impacts environnementaux (quantitatifs) dans ce domaine, données qui pourraient ensuite être exploitées dans le cadre de bilans environnementaux monétarisés.

On notera que, dans les indicateurs techniques, la collectivité est censée indiquer les « *Mesures prises dans l'année pour prévenir ou pour atténuer les effets préjudiciables à la santé de l'homme et à l'environnement des opérations d'élimination des déchets.* ». En pratique, ce type de rapport présente l'organisation en place et les données quantitatives et financières relatives aux collectes et traitements. En matière de performance environnementale, ce sont des tonnages valorisés et désormais des efforts de prévention des déchets qui sont présentés sans que ne soient jamais proposée une vision en « coût global environnemental ».

Encart 15 – Extrait de l'annexe du décret n° 2000-404 du 11 mai 2000, indicateurs techniques

I - Les indicateurs techniques

1 - Indicateurs relatifs à la collecte des déchets :

Territoire desservi (dans le seul cas d'un établissement public de coopération intercommunale).

Collecte des déchets provenant des ménages :

- *nombre d'habitants desservis en porte à porte et, le cas échéant, points de regroupement (nombre de points) ;*
- *fréquence de collecte (variations sur le territoire concerné ; variations saisonnières, le cas échéant ; fréquence de collecte pour les terrains de camping et caravanage s'ils existent) ;*
- *nombre et localisation des déchetteries, si elles existent, et types de déchets qui peuvent y être déposés ;*
- *collectes séparatives proposées : types de déchets concernés et modalités ;*
- *types de collectes des déchets encombrants et paramètres afférents (nombre de lieux de dépôt et/ou fréquences de ramassage).*

Collecte des déchets ne provenant pas des ménages pris en charge par le service :

- *récapitulatif des tonnages enlevés au cours de l'exercice considéré ;*
- *rappel des tonnages de déchets enlevés, au cours du précédent exercice, par ces différentes collectes ;*
- *évolution prévisible de l'organisation de la collecte.*

2 - Traitement :

Traitement des déchets ménagers et assimilés collectés conjointement :

- *localisation des unités de traitement ;*
- *nature des traitements et des valorisations réalisées (centre de tri, par exemple) ;*
- *capacité de ces unités et tonnage traité dans l'année.*

Mesures prises dans l'année pour prévenir ou pour atténuer les effets préjudiciables à la santé de l'homme et à l'environnement des opérations d'élimination des déchets.

d) Les lois Grenelle de 2009 et 2010

Depuis 2009 et la loi de programmation dite « Grenelle I » *relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'Environnement* (loi 2009-967 du 3 août 2009), de nombreux objectifs environnementaux ont été définis sans que ceux-ci n'aient été inscrits dans le cadre d'une évaluation globale de performance environnementale. Intuitivement, on comprend bien que la réduction des consommations d'énergie des bâtiments ou la réduction de l'utilisation des pesticides présentent un intérêt environnemental indéniable mais ceci ne sera vérifié qu'à la condition que les impacts des efforts nécessaires ne soient pas supérieurs aux gains attendus.

Dans le domaine des déchets, la loi « Grenelle I » a posé les principes suivants pour l'évolution de la gestion des déchets en France dans les années à venir :

- réduction des ordures ménagères et assimilées de 7 % par habitant pendant 5 ans,
- passer de 24 % [référence 2004] de déchets ménagers et assimilés orientés vers le recyclage matière et organique à 35 % en 2012 et 45 % en 2015,
- passer de 60 % [réf. 2006] de déchets d'emballages ménagers recyclés à 75 % en 2012,
- diminuer de 15 % d'ici 2012 les quantités de déchets incinérées et stockées (hors déchets dangereux et déchets inertes).

Ensuite, la loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement dite « loi Grenelle 2 » a mis en place des moyens pour atteindre ces objectifs. Elle prévoit notamment :

- un dispositif harmonisé de consignes de tri sur les emballages ménagers au plus tard le 1er janvier 2015,
- pour les grands magasins au-delà de 2 500 m² vendant des produits alimentaires et de grande consommation : « à la sortie des caisses » « un point de reprise des déchets d'emballage issus des produits achetés dans cet établissement »,
- pour les producteurs ou détenteurs de quantités importantes de biodéchets : mise en place d'un tri à la source et d'une valorisation biologique ou d'une collecte sélective,
- expérimentalement et pour 5 ans une part de la taxe d'enlèvement des ordures ménagères (TEOM) est modulée selon le poids ou le volume des déchets, selon l'habitat ou le nombre de résidents.

A notre connaissance, il n'existe pas d'évaluation environnementale ayant conduit à définir ces objectifs et leurs valeurs cibles ou à arbitrer en faveur de ces objectifs plutôt que d'autres. La seule évaluation qui a été trouvée est celle de l'étude d'impact du projet de loi programme du Grenelle de l'Environnement [MEEDDAT, 2008] qui se limite à l'évaluation de l'engagement 245 (TGAP décharge / TGAP incinération avec financement de plans et programmes locaux de prévention). L'annexe 1 de cette étude d'impact fournit une évaluation quantitative tandis que l'annexe 3 reprend des ratios de la littérature pour aboutir à une monétarisation de quelques bénéfices environnementaux (voir encart 16 page suivante).

Les autres engagements du Grenelle relatifs aux déchets ne sont pas évalués dans le cadre de l'étude d'impact du projet de loi. Or, diminuer de 15% les quantités de déchets incinérés peut se révéler contreproductif pour l'environnement si les solutions de substitutions ont des impacts plus délétères ou des bénéfices moindres. De même, l'objectif de passer de 60% d'emballages recyclés à 75% n'a de sens environnemental que s'il s'accompagne d'une étude démontrant que les impacts environnementaux générés par cette augmentation de l'effort de tri (bennes supplémentaires ? bacs supplémentaires ? tournées de bennes supplémentaires ?...) sont moindres que les bénéfices de ces tonnages supplémentaires recyclés. Ici aussi, le propos n'est pas de prétendre que ce n'est pas le cas mais simplement de souligner que des arbitrages environnementaux ne devraient pas se faire sans indicateurs de bénéfice environnemental avec comparaison de solutions alternatives.

On notera que la note 78 se rapportant à l'annexe 3 de cette étude d'impact évalue le bénéfice environnemental du recyclage entre 60 et 80 euros par tonne. L'étude que nous présenterons au chapitre 6 aboutit à des chiffres bien plus élevés (380 € pour chaque tonne supplémentaire recyclée). Les chiffres utilisés dans cette étude d'impact ne sont pas explicités. Il n'est donc pas possible d'analyser les raisons de cet important écart.

Encart 16 – Extraits de l'étude d'impact du projet de loi programme du Grenelle de l'Environnement [MEEDDAT, 2008]

Annexe 1 – Tableau de synthèse de l'évaluation de la loi Programme au titre des 3 piliers du développement durable

Domaine des déchets :	N°	Titre	Conséquences économiques (tous acteurs)		Conséquences environnementales et sanitaires	Conséquences sociales	Commentaires
			Cumul 2009-2013 non actualisé sauf précision	Cumul 2009-2020			
	245	TGAP décharge et incinérations	698 M€		bruit : + effet de serre eau : ++ biodiversité : + sols : + poll. locale air : +		l'impact effet de serre se situe à deux niveaux : moindre émission de gaz à effet de serre (décharge et incinération) et économie d'énergie lié à l'augmentation de la valorisation matière Les filières de valorisation matière (recyclage) sont plus intensives en main d'œuvre que les filières d'élimination

Annexe 3 - Evaluation économique des bénéfices environnementaux selon le pilier « environnement »

ENGAGEMENT		Cibles environnementales et sanitaires	Evaluation de la cible des engagements		Coût financier	
N°	libellé		Bénéfice /an (en millions d'euros)	Bénéfice actualisé sur 50 ans	Coût total sur longue période	Sur 5 ans
245	TGAP décharge / TGAP incinération	bénéfices économiques liés au coût des traitements évités (y compris collecte) ⁷⁷	234	5452		
		bénéfices environnementaux liés à l'augmentation du recyclage : ⁷⁸	240 – 320	5600 – 7500		
		Coûts environnementaux liés au recyclage (collecte) ⁷⁹	-20 - -24	- 470 – -560		
		bénéfices liés au coût des dommages évités par la mise en décharge ⁸⁰	18 – 36	420-480		
		bénéfices liés au coût des dommages évités par l'incinération ⁸¹	-14 - 21	-325 - 490		
		TOTAL ENGAGEMENT 245	468-591	10600-13400	[4000 – 7000]	698 ⁸²

77 Un objectif de réduction de 25 kg / habitant dans un délai de 5 ans permet d'éviter la production de 1.56 millions de tonnes de déchets par an . On peut estimer à environ 150 euros le coût de gestion d'une tonne de déchets ménagers par an (y compris le coût de collecte).

78 On peut estimer que les flux détournés de l'incinération et du stockage (soit environ 4 millions de tonnes de déchets ménagers) s'orienteront vers les filières de valorisation matière (y compris valorisation organique). Le rapport de l'instance d'évaluation du service public des déchets (commissariat général du plan) présente les valeurs des externalités positives apportées par le recyclage. En combinant ces valeurs avec les taux de recyclage définis comme optimaux (pour les déchets ménagers) par une étude de la commission européenne, on peut estimer les bénéfices environnementaux du recyclage entre 60 et 80 euros par tonne.

79 Le coût externe de la collecte des déchets est supérieur pour les déchets destinés aux filières de recyclage que pour les déchets destinés aux filières d'élimination (incinération ou décharge) de l'ordre de 5 à 6 euros environ (cf. document de travail D4E – « la monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets de O. Arnold et de B. Chèze)

80 Le coût externe de la mise en décharge est évalué entre 6 et 12 euros par tonne de déchet. (Source : Ari Rabl, Assaad Zoughaib, Ecole des Mines de Paris, décembre 2004 – « impacts et coûts de la pollution dus au traitement des déchets ». (...)

81 Les coûts externes de l'incinération varient entre – 14 euros par tonne (externalités positives dans le cas de l'incinération à haute performance énergétique) et 21 euros par tonne (coûts). Source : idem 55

82 Ce montant ne tient pas compte des coûts liés aux investissements nécessaires pour traiter les flux de déchets détournés de l'incinération et de l'enfouissement vers d'autres filières de traitement (compostage, tri/recyclage,...).

IV.3. Les éléments de décision à la base des évolutions de pratiques dans la gestion des déchets

Dans le domaine des déchets, depuis les avancés d'Hausmann, Poubelle et Belgrand (perçement des égouts pour ce dernier) au XIX^{ème} siècle, les expérimentations ou idées nouvelles sont souvent explorées pour répondre à des préoccupations organisationnelles et financières avant tout, et non pour des préoccupations environnementales. Ces dernières apparaissent avec la loi de 1975 et le principe pollueur payeur. Dans les faits, si les Français citent toujours le tri des déchets comme leur premier geste en faveur de l'environnement, en pratique leurs efforts dans le domaine restent inférieurs à ceux d'autres pays européens. Au niveau des collectivités en charge de l'organisation de la collecte des déchets, le souci environnemental passe bien souvent derrière les considérations financières et logistiques qui sont généralement lourdes.

RIPERT [2001] dresse un constat très juste et toujours d'actualité sur le fonctionnement des décisions en matière de gestion des déchets. Elle fait le constat d'un :

« (...) déficit de connaissances sur le sujet "transport et logistique des déchets" jusqu'aux années 1995/1996 et un manque de communication des Ministères de l'Environnement et des Transports, de l'ADEME et des Communautés Européennes auprès de la cible composée d'une part, des autorités organisatrices décidant des politiques déchets et des techniciens intervenant dans la mise en place et l'exploitation des procédures d'élimination. Ce double constat peut expliquer en partie la faible prise en compte des paramètres transport et logistique au sein des décisions politiques locales d'élimination des déchets.

Toujours sur un plan politique, les déchets sont socialement mal acceptés et les élus sont souvent obligés de prendre des décisions non rationnelles sur un plan économique et écologique, notamment sur le choix géographique d'implantation des sites de traitement. A l'inverse, ces mêmes sites de traitement peuvent représenter une source d'emplois, pouvant aussi être un critère d'implantation venant affaiblir, voire éliminer ceux issus d'une réflexion d'optimum logistique et économique. »

Le tableau 38 page suivante rassemble les choix ou orientations marquantes dans l'évolution de la gestion des déchets à Paris ou ailleurs depuis la fin de XIX^{ème} siècle et propose une explication des causes sous-jacentes ou du but poursuivi : hygiène/santé, organisation, coût, environnement.

Les motivations hygiénistes sont concentrées sur la fin du XIX^{ème} siècle.

Les motivations organisationnelles concernent la sécurité des personnels de collecte, la réduction de la pénibilité du travail, les contraintes liées au stockage dans les lieux d'habitation et les contraintes liées à l'entretien des bennes. Elles apparaissent en relai des considérations hygiénistes et sont à l'origine de la mécanisation, de la rationalisation des contenants et des personnels de collecte. Elles vont souvent de pair avec les motivations financières qui concernent la réduction des coûts de collecte, la réduction du personnel nécessaire à la collecte, l'existence de subventions ou exonérations, le paiement des coûts par les producteurs d'emballages et non par les contribuables (charges des collectivités) et le lobbying des industriels. Enfin, des motivations environnementales apparaissent à partir des années 1960 et 70 et concernent la préférence pour l'électrique plutôt que les motorisations thermiques ainsi que la volonté de faciliter la récupération des matériaux et de l'énergie, de développer le recyclage, de réduire l'incinération et l'enfouissement, de réduire les quantités de particules en ville.

Ce tableau montre que les considérations d'hygiène puis de coût et d'organisation sont prépondérantes par rapport aux motivations environnementales, ces dernières étant généralement non démontrées et plutôt motivées par les succès électoraux des partis écologistes et le développement du syndrome NIMBY. Certains choix, effectués pour des raisons apparemment environnementales, le sont en réalité pour des motifs de coût ou d'organisation (subventions, entretien des bennes, syndrome NIMBY empêchant la création de nouveaux sites de traitement...).

Tableau 38 – Choix ou orientations marquantes dans la gestion des déchets depuis la fin de XIX^{ème} siècle

Choix / orientations	Causes / buts	hygiène/santé	Organisation	Coûts	environnement
1884, arrêtés Poubelle sur collecte avec obligation utiliser récipients	- Hygiène (épidémies de typhoïde en 1882 et 1884)	×			
1884, notion de tri des arrêtés Poubelle	- sécurité des personnels d'enlèvement des ordures		×		
1896 à Paris, 1932 à Lyon : premiers incinérateurs	- hygiène (par rapport aux décharges) - coût du transport jusqu'aux décharges	×		×	
Entre deux guerres : développement de la collecte mécanisée	- hygiène - réduction de la pénibilité du travail - augmentation des quantités de déchets : collecte mécanisée + rapide	×	×	×	
60/70's : invention bennes automatisées (bras mécanique)	- réduction du personnel nécessaire pour la collecte		×	×	
Années 60/70 (et suivantes) en Suède puis années 2000 en Espagne : collecte pneumatique (aspiration des déchets via un réseau enterré)	- nécessite moins de personnel (augmentation coûts main d'œuvre) - disparition des bennes dans centres historiques, rues étroites, ... - disparition des bacs de déchets sur les trottoirs - subventions européennes pour les villes espagnoles (conditions d'éligibilité aux fonds FEDER) - image valorisante pour les projets de villes olympiques (Barcelone, Stockholm et Paris 2012) - arguments environnementaux avancés mais non évalués (bennes thermiques versus consommations électriques)		×	×	×
1970 : 20% de l'élimination des déchets se fait par incinération en France	- seules la région parisienne et quelques grandes villes sont équipées d'incinérateurs - les incinérateurs permettent des économies budgétaires de transport et sont une solution aux problèmes d'hygiène de décharges	×		×	
15 juillet 1975 : 1 ^{ère} loi déchets en France	- principe de faciliter la récupération des matériaux et de l'énergie - obligation de collecte pour les collectivités - principe pollueur-payeur - cela n'empêche pas la prolifération des décharges sauvages		×	×	×
90's et 2000 : développement syndrome Nimby lié à l'incinération	- études démontrant les dangers des émissions de dioxines des incinérateurs pour la santé				×
13 juillet 1992 : 2 ^{ème} loi déchets en France	- à partir 1er janvier 2002, les installations d'élimination des déchets par stockage ne sont autorisées à accueillir que des déchets ultimes				×
1992 : création d' Eco Emballages	- lobbying des industriels pour échapper à une taxe sur élimination des emballages			×	
Expérimentation collecte sélective : 1994 à Lyon, 1997 à Paris	- réponse à la loi de 1992 - montée des préoccupations écologiques des Français - arrivées des «Verts» au ministère de l'environnement en 1997				×
2002, choix du biflux à Paris, abandon de l'expérimentation triflux (papier, cartons/bouteilles, résiduel)	- nouvelles orientations suite aux élections municipales de 2002 - locaux poubelles parisiens trop petits pour stocker plus de bacs de tri - surcoûts de la collecte triflux en équipement et personnel - absence d'arguments environnementaux pour cette décision		×	×	
2004, choix du GNV pour les bennes parisiennes	- moindres émissions de polluants atmosphériques mais pas d'analyse sur les consommations d'énergie et émissions GES - subventions de l'ADEME gommant le surcoût d'achat GNV / diesel - exonération de taxe TICGN (taxe intérieure de consommation sur le gaz naturel) rendant le carburant GNV moins cher que le gasoil			×	×
loi finance 2009 : création TGAP incinéra ^o et augmenta ^o TGAP enfouissement pour favoriser recyclage	- mauvaises performances du recyclage en France (échec loi de 92) - coûts du recyclage plus élevés que l'incinération et l'enfouissement - syndrome Nimby, persistance de la mauvaise image de l'incinération			×	×
2010, décision de ne plus acheter de bennes GNV à Paris	- difficulté d'organiser la maintenance de deux types de motorisation - disparition de la subvention ADEME à l'investissement - amélioration des perf. env. des bennes gasoil (FAP, déNOx) - étude interne monétarisée [DOMERGUE, 2009] montrant que les nouvelles bennes diesel ont une perf. env. rejoignant le GNV		×	×	×
2013 : livraison prévue du 1er projet de méthanisation du SYCTOM (stoppé)	- projet motivé par le syndrome Nimby de l'incinération - stoppé du fait du syndrome NIMBY pour le site de méthanisation		×		
2014, décision de ne plus acheter de bennes diesel à Paris	- reconnaissance des PM comme cancérigènes par l'OMS en 2012 - circulation alternée à Paris en 2015 (1 ^{ère} fois 1997) suite à pic pollution				×

IV.4. Les connaissances disponibles sur le bilan environnemental de la gestion des déchets

a) Les données quantitatives brutes

Si elles sont peu nombreuses les études consacrées au bilan environnemental de la gestion des déchets ne sont pas inexistantes. Sur le sujet de l'incinération, on trouve même une littérature abondante qui s'intéresse particulièrement aux questions d'incidence sur la santé des incinérateurs d'anciennes générations. Par contre, comme nous allons le voir dans les paragraphes qui suivent, il n'existe aucun bilan environnemental intégré de la gestion des déchets depuis la collecte jusqu'au traitement au moyen d'un indicateur environnemental synthétique.

Engagée à partir de la loi de 1992, la collecte sélective des déchets en France fait l'objet de bilans réguliers notamment grâce aux rapports annuels obligatoires pour les collectivités. Les bilans environnementaux qui découlent de ces rapports sont quantitatifs et déterminent les gains de matières premières et d'énergie obtenus grâce à ces collectes sélectives.

En 2008, l'ADEME a élaboré un « Document de réflexion pour l'élaboration d'une stratégie de développement du recyclage en France ». Ce document cite un certain nombre d'études menées depuis les années 1990 sur le recyclage des déchets. L'une de ces études (« *Le Bilan annuel du recyclage 1997-2006* » de l'ADEME [2009] montre que :

« *le recyclage en France a notamment permis en 2006 :*

- *d'économiser 5,9 millions de tonnes-équivalent-pétrole d'énergies non renouvelables, soit environ 2,3% de la consommation française totale d'énergies non renouvelables pour la même année.*
- *d'économiser 118 millions de mètres cubes d'eau, soit environ 2% de la consommation annuelle nette (prélèvement moins restitution au cycle de l'eau continental) française totale (115 millions de m³ d'eau en 2005)... »*

Ces données brutes sont intéressantes mais ne permettent pas d'arbitrer entre d'une part des tonnes équivalent carbone issues d'énergie non renouvelable économisée et d'autre part les impacts environnementaux de la logistique de prise en charge des déchets destinés au recyclage ?

b) Trois outils d'évaluation environnementale

L'Observatoire Régional des Déchets d'Ile de France (ORDIF) a dressé en 2009 un bilan des méthodes d'évaluation environnementales utilisées dans le domaine des déchets. Ces méthodes sont : l'empreinte écologique, l'analyse du cycle de vie et le bilan carbone. Des professionnels du secteur (collecte et traitement) ont mis au point des tableurs qui, une fois renseignés à l'aide de données quantitatives, renvoient une évaluation environnementale. Ces outils présentés par l'ORDIF et déclinés des trois méthodes précédemment citées sont :

- le calculateur d'empreinte écologique de la société SITA (devenue SUEZ environnement) pour la collecte des déchets ménagers,
- le logiciel E-impacts de l'éco-organisme Eco-Emballages dont l'utilisation est réservée aux collectivités partenaires,
- le protocole EPE⁸⁸ de quantification des émissions de gaz à effet de serre liées à la gestion des déchets développé par le groupe de travail d'Entreprises pour l'Environnement réunissant les sociétés Séché Environnement, Suez Environnement et Véolia Environnement.

⁸⁸ EPE : association Française des Entreprises pour l'Environnement

Le calculateur d'empreinte écologique est un outil fournissant une vision macroscopique mais il ne permet pas d'analyse fine et souffre des limites de la méthode de l'empreinte écologique que nous avons déjà évoquées (notamment la non prise en compte de certains impacts). Ainsi, comme nous l'avons vu au chapitre 1, le résultat obtenu en hectare global ne peut être comparé à aucune référence de la littérature.

Le logiciel E-impacts d'Eco-Emballages est très simple d'utilisation mais certaines hypothèses simplificatrices ne sont pas modifiables par l'utilisateur (notamment pour les installations de traitement).

Le protocole EPE correspond à un bilan carbone plutôt destiné à servir d'outil de sensibilisation.

Aucun de ces outils ne permet de dresser un bilan environnemental exhaustif et détaillé des processus de gestion des déchets.

c) L'insuffisance de données environnementales monétarisées dans le domaine des déchets

Concernant la collecte des déchets, la D4E a rédigé en 2005 un rapport sur les études de monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets [CHEZE et ARNOLD, 2005]. Dans ce rapport, la D4E fait le constat qu'il existe très peu d'études dans ce domaine. Les études identifiées fournissent des résultats à partir de ratios et se concentrent sur quelques grands aspects environnementaux sans réaliser d'analyse complète du processus de collecte réel. Seules trois études s'intéressant aux externalités de la collecte ont été référencées dont une qui utilise les résultats d'une autre. Au final, ce sont donc 2 études originales qui ont été identifiées par la D4E en 2005 : l'une de la Commission Européenne de 1996⁸⁹ et l'autre du CSERGE (Center for Social and Economic Research on the Global Environment) de 1993⁹⁰.

En ce qui concerne le traitement, c'est la filière de l'incinération qui est la plus étudiée tandis que les données manquent pour les autres filières : recyclage, compostage, mise en décharge. Les données disponibles sur les performances du recyclage sont des données quantitatives exprimées en tonnes de matières premières secondaires récupérées et en quantités d'énergie économisées et de polluants non émis grâce à la filière secondaire par rapport à l'extraction primaire et à la fabrication à partir de matière première brutes.

Le tableau 39 page suivante tiré de [CHEZE et ARNOLD, 2005] synthétise l'ensemble des valeurs monétaires des externalités liées à la gestion des déchets recensées par cette étude de la D4E. Ce tableau met en évidence le nombre élevé de valeurs manquantes et la fiabilité insuffisante de plusieurs valeurs parmi celles retenues (ce dernier cas est signalé par un astérisque : données issues d'une seule étude ou d'un transfert de valeur). En particulier, selon ces auteurs le nombre d'études françaises reste extrêmement limité.

Les données environnementales monétarisées disponibles dans le domaine des déchets sont donc très peu nombreuses et celles qui existent ne sont que partielles, certains pans des enjeux environnementaux rencontrés n'étant pas évalués. En outre, l'absence de données pour le tri/recyclage rend la chaîne des impacts environnementaux du processus globale de gestion des déchets incomplet et par conséquent non évaluable.

Dans ces conditions, impossible de savoir si, d'un point de vue environnemental (et d'un point de vue économique-environnemental), il vaut mieux consacrer des moyens techniques et financier à la récupération de tel ou tel matériaux ou s'il vaut mieux se concentrer sur l'optimisation de la collecte ou moderniser le traitement par exemple.

⁸⁹ EC (1996a) – European Commission, *Cost-benefit analysis of the different solid waste management systems : objectives and instruments for the year 2000*, Final Report to the European Commission, Office for Official Publications of the European Communities

⁹⁰ CSERGE Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (1993), *Externalities from Landfill and Incineration*, Report to the UK Department of the Environment, London: HMSO

Tableau 39 – Synthèse de la connaissance des coûts et bénéfiques environnementaux des différentes filières de gestion des déchets (en € constants 2000), tiré de [CHEZE et ARNOLD, 2005]

Coûts externes		Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incinération avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Impact environnemental de la collecte et du transport		10 – 13 €/t (*)	10 – 11 €/t (*)	16 – 17 €/t (*)	16 – 21 €/t (*)
Irreversibilité		0,01 €/t (*)	i. i.		
Pollution locale	Sol			i. i.	i. i.
	Eau	i. n.		i. i.	i. i.
	Air	1 €/t	18 – 25 €/t	i. i.	3,1 – 3,3 €/t (*)
Pollution globale (effet de serre)		4 – 9 €/t		i. i.	
Risques de pollution et d'impact sur la santé à long terme	Air				
	Eau	0,8 – 1,2 €/t (*)			
	Sol				
Coût d'opportunité du tri pour le citoyen-trieur				i. s.	i. s.
Nuisances		1 – 2 €/t	1 – 2 €/t (*)	i. i.	1 – 2 €/t (*)
Refus social (Syndrome NIMBY)		i. i.	i. i.	i. i.	i. i.
Avantages externes		Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incinération avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Réduction du caractère polluant des déchets				i. i.	i. i.
Economie de ressources énergétiques		i. n.	i. s.	i. s.	i. i.
Economie de ressources naturelles : matières premières			i. i.	i. s.	i. i.
Pollution évitée		2 – 5 €/t	10 – 25 €/t	299 – 322 €/t ¹⁸ (*)	i. i.

i. i. : valeur inconnue, importance inconnue ;
i. n. : valeur inconnue, importance négligeable ;
i. s. : valeur inconnue, importance significative ;
(*) : valeurs peu fiables (résultant d'une seule étude ou d'un transfert de valeur).

V. Conclusion sur les enjeux environnementaux de la gestion des déchets : une intuition générale, un déficit d'analyse ?

Depuis la loi de 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement qui incite au recyclage et à la valorisation des déchets, les collectes sélectives se sont développées sur l'ensemble du territoire. Pourtant, il n'existe pas d'étude complète démontrant, chiffres à l'appui, le bénéfice environnemental de la collecte sélective et du recyclage des déchets. Le recensement des études visant à évaluer les externalités négatives et positives liées à la gestion des déchets et notamment à leur recyclage dressé par CHEZE et ARNOLD [2005] conduit à pointer du doigt le fait que « Des efforts importants restent à mener pour combler les lacunes de la connaissance des coûts externes liés à la gestion des déchets et fiabiliser certaines valeurs. En particulier, la fiabilisation du bénéfice externe lié à la pollution évitée par le recyclage devrait être une priorité. ».

Ce constat semble indiquer que la loi de 1992 et les dispositions de collectes séparatives qui en découlent reposent sur l'intuition que les matières premières secondaires récupérées ont une valeur environnementale supérieure aux impacts générés par l'organisation de cette collecte supplémentaire. Nous essayerons dans ce mémoire de confirmer par des chiffres cette intuition pour le cas de Paris qui est un cas où les impacts environnementaux de la collecte sont particulièrement lourds du fait du cadre urbain très dense et des difficultés de circulation.

Près de 20 ans après la loi de 1992, la loi Grenelle 1 de 2009 prévoit une diminution de 15% des quantités de déchets partant en stockage ou à l'incinération. Cette mesure s'inscrit dans le prolongement de l'intuition non démontrée de la loi de 1992 sur le bénéfice supérieur du recyclage par rapport aux autres modes de traitement, impacts de la collecte sélective compris.

En pratique, elle ne fait qu'entériner la quasi-impossibilité, depuis quelques années, d'ouvrir un nouveau centre d'incinération ou de stockage des déchets du fait de l'opposition de l'opinion publique (syndrome NIMBY). En effet, une étude menée par In Numeris pour l'ADEME en 2008 citée dans [Observ'ER, 2011] montre que de nombreux projets d'usines d'incinération sont abandonnés. Les craintes de l'opinion publique après les scandales de rejets de dioxines des années 90 perdurent alors même que les incinérateurs hors normes ont tous été fermés ou réhabilités et que l'INVS (Institut National de Veille Sanitaire) a publié un rapport concluant à l'absence de risque de cancer pour les riverains liés aux rejets atmosphériques des centres restant en fonctionnement (cité dans [Observ'ER, 2011]). La défiance vis-à-vis des incinérateurs conduit à un déficit en débouchés pour les déchets de nombreux départements. D'après le *Baromètre 2011 des énergies renouvelables électriques en France* [Observ'ER], si les nouveaux projets en souffrance ne devaient pas aboutir, 20 départements devraient souffrir d'un déficit de centres d'enfouissement et d'incinération en 2015 conduisant à acheminer les déchets vers des départements voisins parfois à plus de 200 km.

L'objectif environnemental affiché par la loi Grenelle 1, répond ici en fait à un impératif organisationnel. De plus, il semble placer sur le même plan l'incinération et l'enfouissement alors que, comme nous le verrons plus loin, le bénéfice environnemental de l'incinération est significatif si les procédés sont bien optimisés.

Par ailleurs, se pose pour la gestion des déchets comme pour toute autre problématique environnementale, la question des critères d'allocation des budgets disponibles. Si l'on dispose d'un Euro public pour l'amélioration du bilan environnemental de la gestion des déchets, il n'est pas possible à priori, de savoir si cet Euro sera plus bénéfique du point de vue environnemental si on l'investit dans tel ou tel projet. Une évaluation environnementale globale des impacts des processus en jeu est nécessaire afin de déterminer quelles sont les actions effectivement bénéfiques pour l'environnement (bénéfices supérieurs aux coûts). Les enjeux environnementaux rencontrés sont multiples dans le domaine de la gestion des déchets (polluants atmosphériques, gaz à effet de serre, énergie fossile, matières premières secondaires...), il faut donc être en mesure d'évaluer leurs poids relatifs dans le cadre de bilans globaux.

La connaissance précise des bénéfices et coûts environnementaux de chaque filière et de chaque processus permettrait de répondre à de nombreuses questions et d'orienter la décision publique de manière éclairée :

- comment comparer les filières entre elles ?
- comment analyser le bénéfice environnemental potentiel d'une nouvelle filière ? ou d'une nouvelle organisation ?
- quelle quantité de déchets triés faut-il collecter en plus si l'on veut un bénéfice environnemental pour un jour supplémentaire de collecte sélective ?
- les bénéfices environnementaux obtenus justifient-ils le resserrement des contraintes environnementales s'accompagnant d'une augmentation forte et régulière des coûts de gestion des déchets [CHEZE et ARNOLD, 2005] ?...

Cependant, actuellement, il n'est pas possible d'arbitrer entre une solution permettant de recycler x tonnes de multimatériaux supplémentaires en consommant y litres de carburant en plus à une solution consistant à réduire les tournées de collecte sélective (et donc les quantités de déchets triés) pour réduire les consommations de carburant par exemple. En effet, les poids relatifs des impacts de nature différente ne sont pas connus. Les questionnements ci-dessus ne peuvent donc pas être tranchés.

Cette insuffisance d'outil d'analyse approprié est dommageable pour la décision publique dans un domaine où les enjeux environnementaux sont pourtant nombreux, omniprésents et universels. La monétarisation du bilan de la gestion des déchets qui sera abordée au chapitre 6 peut apporter un éclairage nouveau dans ce domaine où l'analyse intuitive prédomine encore aujourd'hui.

Chapitre 6

Bilan environnemental monétarisé de la gestion des déchets à Paris en 2007

Dans ce chapitre, les flux quantitatifs d'impact de la collecte et du traitement des déchets des Parisiens en 2007 sont déterminés afin d'en dresser le bilan environnemental. Pour le bilan de la collecte, de nombreuses données ont été nécessaires et une méthode a dû être mise au point pour déterminer aussi précisément que possible les émissions de polluants atmosphérique des bennes sur leurs itinéraires de collecte en fonction de nombreux paramètres (gabarit, motorisation, allures de roulage, performances, position des garages et des centres de traitement).

Les bilans quantitatifs sont ensuite monétarisés puis discutés avec l'introduction d'incertitudes sur les données quantitatives et l'utilisation de fourchettes de variation des facteurs de monétarisation. Cette analyse permet d'éprouver la robustesse des bilans dressés pour la collecte, l'incinération et le recyclage. En effet, contrairement au cas des panneaux photovoltaïques assorti essentiellement de bénéfices, la gestion des déchets comporte une multitude de coûts et bénéfices environnementaux dont certains présentent un poids monétarisé particulièrement lourd. Le cumul des incertitudes sur des aspects de signes différents peut donc faire basculer le bilan résultant et ainsi rendre sa nature incertaine empêchant les conclusions.

En mettant en lumière la fragilité des bilans monétarisés notamment lorsqu'ils sont composites (coûts et bénéfices), ces discussions invitent à la prudence quant à leur exploitation.

Pour établir le bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris en 2007, nous allons tout d'abord procéder à une décomposition des impacts environnementaux en flux élémentaires (consommation de carburants, émissions de CO₂, émissions de polluants atmosphériques...). Ces données quantitatives serviront ensuite de base pour dresser un bilan global monétarisé grâce à l'utilisation des facteurs de monétarisation introduits au chapitre 3.

Il existe des données nationales moyennes sur les parcs de bennes à ordures ménagères. Or, comme nous le verrons plus loin, les données réelles de consommation de carburant et de rendement de tonnages collectés au kilomètre parcouru sont très variables en fonction de la position du garage à bennes, du site de collecte, du site de traitement et du gabarit des bennes qui sont des caractéristiques spécifiques à Paris. Une étude utilisant des ratios moyens ne serait pas adaptée pour rendre compte du cas parisien. De plus, les résultats obtenus seraient décorrélés de données sur la densité de population aux abords des voies de collecte. Il ne serait donc pas possible d'en déduire l'ampleur de certains impacts liés aux caractéristique du milieu : impact des polluants atmosphériques sur la santé, nuisances de la circulation des poids lourds.

Pour l'incinération, le constat est le même. Les performances de valorisation énergétiques des usines d'incinération des ordures ménagères (UIOM) ainsi que les performances de dépollution des fumées avant émission dans l'atmosphère sont très variables. L'utilisation de ratios moyens ne permettrait pas là non plus d'obtenir un résultat exploitable pour déterminer l'impact environnemental local de telle ou telle UIOM.

Or, en matière de collecte et d'incinération, le poids des polluants atmosphériques dans le bilan environnemental de la gestion des déchets est très important surtout à Paris, zone urbaine ultra dense. Pour dresser un bilan environnemental exploitable, tant pour la collecte que pour le traitement, il est donc nécessaire d'étudier finement les données quantitatives des impacts engendrés. C'est le travail qui est mené dans ce chapitre. Les données quantitatives obtenues sont ensuite monétarisées⁹¹. Le bilan monétarisé obtenu est enfin discuté au travers d'une analyse d'incertitudes. C'est la définition aussi précise que possible des données quantitatives qui permettra de réduire une partie de ces incertitudes.

I. Bilan environnemental de la collecte

A Paris en 2007, la collecte des déchets était assurée pour moitié environ en régie par le Service Technique de la Propreté de Paris (STPP) et pour moitié par des collecteurs privés dans le cadre de marchés publics gérés par le STPP. Les paragraphes qui suivent s'attachent à cerner et à quantifier les impacts environnementaux qui découlent de la collecte en régie. Ce bilan est ensuite transposé à l'autre moitié des tonnages à l'aide de ratios pour apprécier les impacts environnementaux de la collecte au privé.

En 2007, le parc des bennes du STPP (régie) comportait 245 bennes de collecte dont les deux tiers fonctionnaient au gaz naturel véhicules (GNV) et un tiers au gasoil⁹². Le parc de bennes privées fonctionnait en totalité au GNV. Quatre types de gabarits de bennes sont utilisés par le STPP pour desservir les différents gabarits de voies : voies étroites (VE - PTAC⁹³ de 16 t), voies moyennes (VM – 16 t), voies larges (VL – 19 t) et voies extra-larges (VXL – 26 t).

⁹¹ Le contenu de cette première partie du chapitre consacrée aux données quantitatives est issu d'une étude interne de la mairie de Paris [DOMERGUE, 2009] avec reproduction de textes issus du corps du rapport ou de ses annexes.

⁹² En 2007, 5% du kilométrage des bennes de collecte du STPP l'ont été par des bennes électriques qui étaient alors dans leur dernière année d'utilisation. Le bilan environnemental de ces 18 bennes électriques est inclus dans le bilan présenté ici (consommation d'électricité). Ces bennes électriques n'ont pas été renouvelées ensuite.

⁹³ PTAC : poids total autorisé en charge

Ce sont plus de 2,7 millions de km qui ont été parcourus en 2007 par les bennes en régie pour collecter les ordures ménagères (OM) et les multimatériaux (MM) de la moitié de Paris consommant environ 1,8 million de Nm³ ⁽⁹⁴⁾ de GNV et 460 000 litres de gasoil [DOMERGUE, 2009] (voir détail à l'encart 17)

En Europe, les émissions de polluants atmosphériques des véhicules sont réglementées par des normes dites « normes Euro » qui définissent des seuils à ne pas dépasser pour les quatre polluants atmosphériques primaires les plus préoccupants pour la santé humaine : oxydes d'azote (NOx), particules (PM), monoxyde de carbone (CO) et hydrocarbures non méthaniques (HCNM). Ces normes, numérotées de Euro 0 à Euro 6 par ordre croissant de date de mise en application, sont obligatoires pour les véhicules nouvellement mis en circulation. Les seuils de ces normes d'émissions des polluants atmosphériques sont présentés en annexe 7.

Encart 17 – Bennes thermiques du parc STPP en 2007 : caractéristiques et utilisation, adapté de [DOMERGUE, 2009]

En 2007, le parc des bennes thermiques de la régie du STPP pour la collecte des ordures ménagères et multimatériaux est constitué de 230 bennes qui ont parcouru cette année là plus de 2,7 millions de km. La répartition des km parcourus et des nombres de bennes entre GNV et gasoil est identique : 68% pour le GNV et 32% pour le gasoil. Les plus grosses bennes disponibles étaient alors à motorisation GNV (VXL).

Ce parc est constitué de 36,5% de bennes GNV de type EEV, 19% de bennes gasoil Euro 2, 40,4% de bennes Euro 3 (gasoil et GNV). Les bennes commençaient juste à intégrer le parc avec 3,9% du parc pour 82 700 km parcourus.

La consommation totale de carburant en 2007 fut de 1 822 138 Nm³ de GNV soit une consommation moyenne de 97 Nm³ pour 100 km et 462 987 litres de gasoil soit 54 litres pour 100 km.

		perf.	gabarit	nombre bennes	km	carburant (L ou Nm ³)	nombre sorties	carburant /100 km	km/sortie
GNV	A	EEV	VL-VXL	84	1 009 037	1 095 283	23 187	109	44
	B	Euro 3	VM	50	591 348	534 026	13 075	90	45
	C	Euro 3	VE	20	262 047	177 006	4 895	68	54
	E	Euro 4	VM	3	19 203	15 823	424	82	45
Diesel	G	Euro 2	VL	5	39 724	15 262	701	38	57
	H	Euro 2	VE	17	165 405	71 620	3 391	43	49
	I	Euro 2	VM	17	237 268	134 654	5 117	57	46
	J	Euro 2	VL	5	37 005	23 288	686	63	54
	K	Euro 3	VM	18	244 616	137 754	4 922	56	50
	L	Euro 3	VL	5	55 579	31 874	1 030	57	54
	M	Euro 4	VM	6	82 685	48 535	1 919	59	43
					230	2 743 917		59 347	

A partir des données sur le type de motorisation, la performance environnementale (millésime de norme euro, consommations de carburant) et les distances parcourues (encart 17), on peut déduire les émissions de polluants atmosphériques liés à l'organisation de la collecte. Nous compléterons ensuite ce panorama à l'aide des autres impacts liés au fonctionnement du service : consommation d'eau et d'énergie des bâtiments, fabrication et fin de vie des bennes, fabrication des fournitures (bacs de collecte, pneumatiques, papiers pour l'administration....).

⁹⁴ L'unité de compte du GNV est le norme mètre cube. Un Nm³ correspond à la quantité de gaz contenue dans 1 m³ à la pression atmosphérique à une température de 0 °C. L'énergie contenue dans 1 Nm³ de gaz naturel - 38 MJ/Nm³ - correspond environ à celle contenue dans 1 litre de gasoil - 36 MJ/L [AFGNV, 2004].

I.1. Emissions non réglementées par les normes Euro : gaz à effet de serre, dioxyde de soufre (SO₂) et de métaux lourds

Les émissions de gaz à effet de serre sont directement liées aux consommations de carburant. L'annexe 8 explicite les calculs des quantités de gaz à effet de serre émises par unité de carburant brûlée (émissions de CO₂ et CH₄) et des émissions amont (émissions liées à l'extraction, à la transformation, au transport et à la distribution des carburants).

Les facteurs d'émission ainsi définis sont de **2,46 kéqCO₂ / Nm³ pour le GNV** et **3,03 kéqCO₂ / L pour le gasoil** ce qui conduit à 4 482 téqCO₂/an pour le GNV et 1403 téqCO₂/an pour le gasoil soit un total de **5 885 téqCO₂/an**.

A partir des données de l'Union française des Industries Pétrolières sur la teneur en soufre des carburants [2005], on peut déduire la quantité de dioxyde de soufre émise par la collecte des bennes du STPP. Ces émissions ont été de **786 g de SO₂ en 2007** (détails en annexe 9).

Pour ce qui est des métaux lourds, depuis l'interdiction du plomb dans les carburants en 2001, le transport ne participe plus à la pollution par cet élément métallique. Pour les autres métaux lourds, le transport n'est pas cité par le CITEPA⁹⁵ comme une source d'émissions. On considèrera donc que les émissions de métaux lourds des bennes sont nulles.

I.2. Emissions de polluants atmosphériques réglementés par les normes Euro

a) Données disponibles et stratégie de détermination des données non disponibles

Le mode de circulation des bennes à ordures ménagères diffère totalement de celui des autres poids lourds avec 300 à 800 arrêts/redémarrages par tournée, une vitesse apparente de 9km/h et l'utilisation d'organes de renversement des bacs et de compaction des déchets actionnés par le moteur de l'engin [DUBOIS, 2005]. Les données moyennes d'émission de polluants concernant les poids lourds ne peuvent donc pas être transposées directement aux bennes.

En 2001 et 2002 l'ADEME a réalisé des mesures d'émissions de polluants sur banc d'essai sur des moteurs de bennes Euro 1 et Euro 2 [PLASSAT, 2005]. Ces essais ont permis de définir un cycle de fonctionnement de référence pour ces bennes (présentation du « cycle BOM ADEME » en annexe 10). Les données obtenues sont une source d'information sur les émissions de polluants en phase collecte mais elles présentent l'inconvénient de provenir de cas qui sont assez éloignés de celui du STPP comme le montre l'encart 18 page suivante qui compare les « BOM ADEME » et les bennes du STPP en 2007.

Les données ADEME exprimées en g/km pourraient fournir facilement une évaluation approximative des émissions de polluants atmosphériques engendrées par la collecte. Ces résultats présenteraient l'intérêt de donner une image assez juste des écarts relatifs d'émissions de chaque famille de polluant ce qui permettrait une comparaison du poids environnemental de chaque type de polluant grâce à la monétarisation de ces impacts. Par contre, outre le fait que ces chiffres seraient très éloignés des émissions réelles des bennes plus récentes du STPP en 2007, ils ne seraient que difficilement exploitables pour déterminer le gain environnemental consécutif au renouvellement du parc dans les années futures. Une méthode plus proche du cas du STPP permettant d'utiliser des données d'émission actualisables en fonction de l'évolution du parc d'engins va donc être recherchée.

⁹⁵ « Les émissions de métaux lourds par secteur d'activité en France en 2004 », source : CITEPA, tiré d'un rapport de Atmo-Rhône Alpes <http://www.atmo-rhonealpes.org>

Encart 18 – Caractéristiques des bennes de [PLASSAT, 2005] et du parc STPP 2007

Dans l'étude ADEME de 2005 [PLASSAT], les bennes testées sur banc d'essai sont de type euro 1 et 2 au GNV et au gasoil. Il s'agit de générations anciennes qui ne sont plus représentées dans le parc des bennes du STPP en 2007 composé alors de bennes Euro 2 à 4 ou EEV⁹⁶ pour le GNV.

Une autre différence importante entre cette étude et le parc réel du STPP en 2007 tient au taux de haut le pied. Le taux moyen utilisé par l'ADEME est de 69% alors que le taux réel des bennes STPP varie de 56% à 91% selon le gabarit (les petites bennes doivent aller vider à l'exutoire plus fréquemment) et selon le positionnement géographique de leur garage de rattachement par rapport à la zone de collecte et au lieu de déversement des ordures.

	Bennes de l'étude [PLASSAT, 2005]	Bennes du STPP en 2007
Normes Euro	Euro 1 et Euro 2	- bennes GNV : Euro 3, 4 et EEV - bennes gasoil : Euro 2, 3 et 4
gabarits	- bennes GNV : VXL - bennes gasoil : VM, VL	- bennes GNV : VE, VM, VL et VXL - bennes gasoil : VE, VM, VL
haut-le-pied	69% de « haut-le-pied »	56% à 91% selon gabarit et garage d'origine

Pour les kilomètres parcourus en « haut-le-pied » (lorsque la benne ne collecte pas), on considèrera comme l'ADEME et GDF [2007] que les émissions de polluants atmosphériques sont celles obtenues lors des tests des normes Euro⁹⁷ (voir valeurs en annexe 12 pour les différents modèles de bennes du parc 2007 du STPP).

Ces résultats étant exprimés pour les poids lourds en g/kWh, reste encore à déterminer comment les convertir en g/km en différenciant phase collecte et phase « haut-le-pied ». Pour la phase collecte, les mesures sur banc d'essai réalisées par l'ADEME en 2001 et 2002 sont la seule source d'information trouvée. Il a été nécessaire de trouver un moyen de les transposer au cas des bennes parisiennes en 2007. Pour cela, la méthode suivante a été utilisée :

- définir la répartition collecte/haut-le-pied du cas parisien en considérant que les émissions en haut-le-pied sont celles des résultats aux essais constructeur (cycle ETC)
- pour les émissions en phase collecte, adapter les résultats sur banc d'essai de l'ADEME aux différents modèles de bennes du parc STPP
- définir une méthode pour convertir les g/kWh en g/km

b) Part de collecte/haut-le-pied dans les collectes du STPP

La répartition « haut-le-pied »/collecte n'est pas la même pour une benne qui collecte près de son garage de rattachement et pour une benne collectant loin du garage. De plus, des variations existent en fonction du gabarit des véhicules : les bennes voie étroite (VE) doivent aller vider au SYCTOM plus fréquemment que les bennes qui ont une plus grosse capacité de stockage (VL et VXL : voie large et voie extra-large).

L'analyse des distances entre garage d'origine et zones de collecte en fonction des gabarits des bennes conduit à une estimation des parts de « haut-le-pied » suivantes pour les bennes régies du STPP en 2007 : **65% pour les VM et VL, 83% pour les VXL et 87% pour les VE** (encart 17).

Ces valeurs sont notablement supérieures à celles retenues pour le « cycle BOM » défini par l'ADEME à 61%. Déterminer un taux de « haut-le-pied » propre au cas de Paris permet donc de déterminer les émissions des bennes au plus près de la réalité.

⁹⁶ Depuis 2005, il existe également une norme d'application volontaire désignée par le sigle EEV pour Enhanced Environmentally Friendly Vehicle qui signifie : « véhicule plus respectueux de l'environnement ».

⁹⁷ cycle de test dit « ETC » présenté en annexe 9

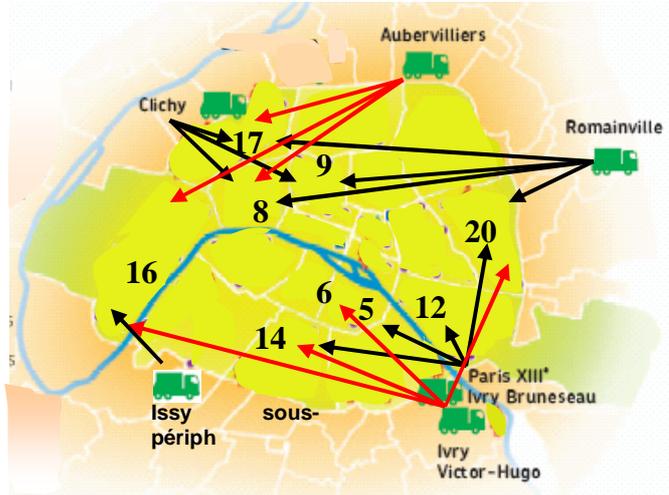
Pour déterminer la part de « haut le pied », il convient d’avoir une vision de l’éloignement des itinéraires parcourus par les bennes en fonction de leur garage d’origine. Pour cela, les collectes ont donc été classées selon 3 catégories en fonction de la distance entre itinéraires et garage de rattachement de la benne :

- **Catégorie A** : garage proche de l’itinéraire (ex : collecte du 17^e depuis le garage de Clichy)
- **Catégorie B** : garage éloigné de l’itinéraire (ex : collecte du 14^e depuis Ivry-Bruneseau)
- **Catégorie C** : garage très éloigné de l’itinéraire (ex. : collecte du 16^e depuis Ivry-Victor Hugo)

La carte ci-contre matérialise la distance entre les garages et les lieux de collecte des bennes qui leur sont affectées.

En croisant des données sur la répartition des types d’itinéraires (A, B ou C) et sur les gabarits des bennes, on obtient les **parts de « haut le pied »** pour chaque gabarit de bennes au STPP suivants [DOMERGUE, 2009] récapitulées dans le tableau suivant :

VE	VM	VL	VXL
87,1%	64,7%	65,4%	82,7%



c) Les émissions de polluants en phase collecte

Les émissions en phase collecte sont ensuite déterminées à partir des émissions en phase « haut-le-pied » à l’aide de coefficients multiplicateurs récapitulés dans le tableau ci-contre (par exemple, une benne diesel STPP émet en moyenne 4,2 fois plus de CO en phase collecte qu’en phase « haut-le-pied »). Le détail des données utilisées pour déterminer ces coefficients est présenté en annexe 13.

	CO	NOx	HC	PM
diesel	4,2	4,7	6,3	3,4
GNV	1,4	1,7	3,2	3,0

Tableau 40 - Polluants atmosphériques : coefficients multiplicateurs retenus pour la phase collecte par rapport à la phase haut-le-pied

Pour les consommations de carburants et les émissions de CO₂, les tests de l’ADEME montrent que, pour les bennes 16 et 20t (VM et VL), l’écart entre « haut-le-pied » et collecte est de 1 à 2,5. Ce facteur sera utilisé pour les bennes VE à VL du STPP. Pour les VXL au GNV, l’écart relevé par l’ADEME est de 1 à 3. Ce rapport de 1 à 3 sera utilisé également pour les bennes gasoil dans le cadre de la présente étude.

Ces coefficients multiplicateurs permettent de déterminer les émissions de polluants atmosphériques en phase collecte à partir des émissions en phase « haut-le-pied ».

d) Conversion des g/kWh en g/km

Les émissions des bennes en g/kWh étant connues en phases collecte et haut-le-pied, il reste maintenant à convertir les g/kWh en g/km. Pour cela, une méthode en 2 étapes est utilisée :

1. tenir compte de la puissance et du gabarit des bennes en utilisant un coefficient exprimant leur consommation moyenne en kWh/km,
2. recalibrer les résultats alors obtenus en g/km avec un facteur correctif spécifique à chaque polluant de manière à faire coïncider les émissions réelles constatées par l’ADEME sur les bennes Euro 1 et Euro 2 testées avec les émissions théoriques des bennes Euro 2 du parc STPP actuel (résultats au cycle ETC).

L'annexe 14 présente le détail des calculs aboutissant à la détermination des coefficients **kWh/km** du point 1 pour les bennes numérotées A à E (GNV) et G à M (gasoil). Ces coefficients sont récapitulés à l'encart 20 pour les phases collecte et « haut-le-pied » (HLP). Le point 2 se retrouve à l'étape 4 du tableau 41.

Encart 20 – Coefficients kWh/km pour le parc du STPP en 2007

	type benne		type benne	
	collecte	HLP	collecte	HLP
Bennes GNV	A	21,4	7,1	
	B	14,8	5,9	
	C	14,1	5,7	
	E	13,9	5,5	
Bennes gasoil	G	7,2	2,4	
	H	9,6	3,8	
	I	9,8	3,8	
	J	11,7	3,9	
	K	9,7	3,9	
	L	10,7	3,6	
	M	10,2	4,1	

e) Bilan des émissions de polluants atmosphériques des bennes : récapitulatif de la méthode

Le tableau ci-dessous récapitule l'ensemble des étapes de la méthode mise au point pour déterminer les émissions de polluants atmosphériques des bennes du STPP.

Etape 1	On considère que les émissions des bennes en phase haut-le-pied sont celles obtenues à l'essai ETC. Si seuls les résultats au test ESC sont connus, utiliser les rapports de conversion ci-contre :	rapport ETC / ESC																																							
Etape 2	On déduit les émissions en phase collecte à partir des émissions en phase haut-le-pied à l'aide des coefficients ci-contre	<table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <thead> <tr> <th></th> <th>CO</th> <th>NOx</th> <th>HC</th> <th>PM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>0 à III</td> <td>2,6</td> <td>1,18</td> <td>1</td> <td>1,23</td> </tr> <tr> <td>IV</td> <td>2,67</td> <td>1,2</td> <td>1</td> <td>1,5</td> </tr> <tr> <td>V</td> <td>2,67</td> <td>1,2</td> <td>1</td> <td>1,5</td> </tr> <tr> <td>EEV</td> <td>1</td> <td>1</td> <td>1</td> <td>1</td> </tr> </tbody> </table>		CO	NOx	HC	PM	0 à III	2,6	1,18	1	1,23	IV	2,67	1,2	1	1,5	V	2,67	1,2	1	1,5	EEV	1	1	1	1														
	CO	NOx	HC	PM																																					
0 à III	2,6	1,18	1	1,23																																					
IV	2,67	1,2	1	1,5																																					
V	2,67	1,2	1	1,5																																					
EEV	1	1	1	1																																					
Etape 3	Déterminer la répartition de la part de « haut-le-pied » (x%) et de la part de collecte (y %) en faisant un raisonnement sur le kilométrage. Par exemple, le cycle BOM de l'ADEME utilise une répartition 31% collecte et 69% « haut-le-pied ».	Valeurs moyennes retenues pour le STPP (en % de « haut-le-pied ») :																																							
Etape 4	Convertir les g/kWh (pour la collecte et pour le HLP) en g/km en utilisant les coefficients en kWh / km propres à chaque type de véhicule	<table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <thead> <tr> <th>type benne</th> <th>collecte</th> <th>HLP</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>A</td> <td>21,4</td> <td>7,1</td> </tr> <tr> <td>B</td> <td>14,8</td> <td>5,9</td> </tr> <tr> <td>C</td> <td>14,1</td> <td>5,7</td> </tr> <tr> <td>E</td> <td>13,9</td> <td>5,5</td> </tr> </tbody> </table> <p style="text-align: center;">GNV</p> <p style="text-align: center;">Coefs en kWh/km</p> <table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <thead> <tr> <th>type benne</th> <th>collecte</th> <th>HLP</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>G</td> <td>7,2</td> <td>2,4</td> </tr> <tr> <td>H</td> <td>9,6</td> <td>3,8</td> </tr> <tr> <td>I</td> <td>9,8</td> <td>3,8</td> </tr> <tr> <td>J</td> <td>11,7</td> <td>3,9</td> </tr> <tr> <td>K</td> <td>9,7</td> <td>3,9</td> </tr> <tr> <td>L</td> <td>10,7</td> <td>3,6</td> </tr> <tr> <td>M</td> <td>10,2</td> <td>4,1</td> </tr> </tbody> </table> <p style="text-align: center;">diesel</p>	type benne	collecte	HLP	A	21,4	7,1	B	14,8	5,9	C	14,1	5,7	E	13,9	5,5	type benne	collecte	HLP	G	7,2	2,4	H	9,6	3,8	I	9,8	3,8	J	11,7	3,9	K	9,7	3,9	L	10,7	3,6	M	10,2	4,1
type benne	collecte	HLP																																							
A	21,4	7,1																																							
B	14,8	5,9																																							
C	14,1	5,7																																							
E	13,9	5,5																																							
type benne	collecte	HLP																																							
G	7,2	2,4																																							
H	9,6	3,8																																							
I	9,8	3,8																																							
J	11,7	3,9																																							
K	9,7	3,9																																							
L	10,7	3,6																																							
M	10,2	4,1																																							
Etape 4 bis	Diviser le résultat précédent en g/km par les facteurs correctifs par polluants	Correctif par polluant :																																							
Etape 5	Calculer les émissions de chaque type de véhicule en g / km au prorata des émissions en collecte et en haut-le-pied	Exemple pour un taux de haut le pied de 65% : $g/km = (g/km)_{collecte} \times 35\% + (g/km)_{HLP} \times 65\%$																																							
Etape 6	Calculer les émissions totales en multipliant par le kilométrage parcouru	Emissions totales = km x Emissions en g/km																																							

Tableau 41 – Récapitulatif de la méthode mise au point pour déterminer les émissions de polluants atmosphériques des bennes, tiré de [DOMERGUE, 2009]

Selon les résultats de cette méthode, les bennes du STPP émettaient lors des collectes OM et MM en 2007 des polluants dans les fourchettes suivantes (détail en annexe 15) :

- Bennes au GNV pour les types de bennes A à E:
 - CO : 0,03 à 4,2 g/km
 - NOx : 3,7 à 21,2 g/km
 - HCNM : 0 à 0,14 g/km
 - PM : 0 à 0,02 g/km
- Bennes au gasoil pour les types de bennes G à M :
 - CO : 4 à 11,7 g/km
 - NOx : 10 à 38,9 g/km
 - HCNM : 0,03 à 1,9 g/km
 - PM : 0,16 à 1,13 g/km

A titre de comparaison, selon les données de l'INRETS [HUGREL et JOUMARD, 2006], un poids lourd émet en moyenne en 2007 en France bien moins de polluants que les bennes (données tous usages confondu : urbain à routier) :

- CO : 1,5 g/km
- NOx : 5 g/km
- PM : 0,18 g/km

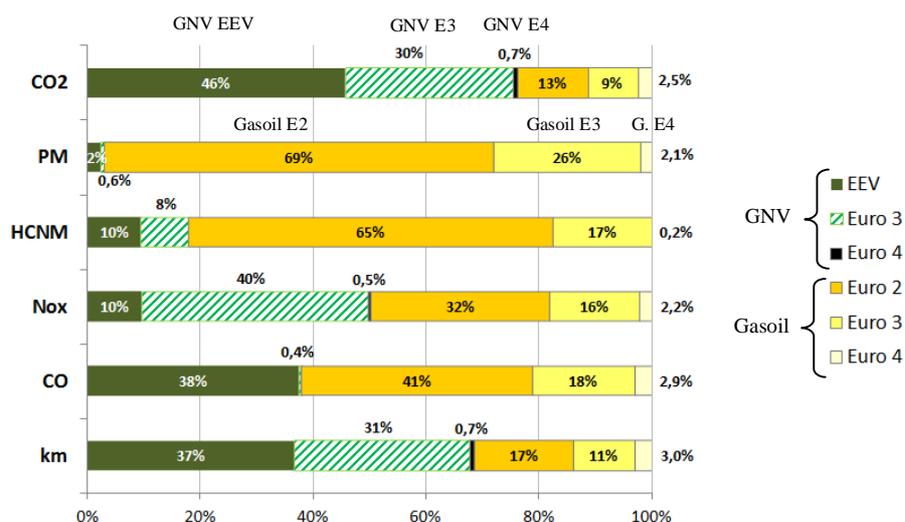
L'importance des écarts d'émissions entre poids lourds classiques et bennes à ordures ménagères à Paris montre à quel point il est important de cerner les données quantitatives au plus près de la réalité avant de se lancer dans la monétarisation de flux quantitatifs.

Finalement la collecte des OM et des MM en régie avec près de 2,8 millions de km parcourus a généré en 2007 l'émission de (détail des données en annexe 15) :

- 12 tonnes de CO,
- 40 tonnes de NOx,
- 1,4 tonnes d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM),
- 0,68 tonnes de particules (PM),
- et 6215 tonnes équivalent CO₂.

Les bennes gasoil ont parcouru 1,9 millions de km (près de 68% du total) tandis que les bennes GNV en parcouraient 0,86 millions (32%). La figure 29 permet de comparer la répartition des émissions des polluants atmosphériques entre les bennes des deux types de motorisation comparativement à cette répartition kilométrique. On note une émission de particules particulièrement élevée pour les bennes gasoil (bennes euro 2, 3 et 4) avec 96,9% du total tandis que les bennes GNV (bennes EEV, euro 3 et 4) sont responsables de 76,2% des émissions de CO₂.

Figure 29 – Parts des émissions de polluants atmosphériques des bennes gasoil et GNV en 2007



Les bennes gasoil Euro 2 apportent une part prépondérante (69%) des émissions de particules pour seulement 17% des km parcourus. L'apport environnemental du passage à l'euro 3 pour les bennes gasoil est ici flagrant avec 26% des émissions pour 11% des kilomètres. Les émissions importantes de CO₂ des bennes GNV se retrouvent pour les bennes EEV avec 46% des émissions pour 37% des km parcourus. On note aussi que les bennes GNV Euro 3 sont responsables de 40% des émissions de NOx pour 31% des km parcourus.

I.3. Autres impacts

a) Consommations d'eau et d'énergie des bâtiments

Les consommations d'eau et d'énergie des bâtiments liés au fonctionnement du STPP pour ses bâtiments sont les suivantes pour 2007 (toutes activités confondues) [DOMERGUE, 2009] :

- 111 318 m³ d'eau,
- 11 387 185 kWh d'électricité,
- 4 293 435 kWh de gaz,
- 1 725 000 kWh de vapeur (chauffage urbain CPCU),
- 149 800 kWh de fuel.

Le STPP ayant également une activité de nettoyage des espaces publics et assurant d'autres collectes que celles des OM et des MM, l'allocation des impacts environnementaux des bâtiments a été effectuée au prorata des volumes horaires des activités qui est de 39,3% pour les collectes OM et MM. Les impacts environnementaux associés pour l'activité de collecte sont les suivants [ibid.] :

- consommation de 126 565 GJ/an d'énergie primaire,
- émission de 3705 tonnes équivalent CO₂,
- émission de 932 kg de NO_x,
- émission de 273 kg de CO,
- émission de 553 kg de SO₂,
- émission de 19kg de METOXair.

b) Fabrication et fin de vie des bennes

Faute de données détaillées sur les impacts liés à la fabrication des véhicules, c'est l'impact environnemental de l'activité économique moyenne (0,12 € d'impact environnemental par € d'activité économique) qui sera utilisé pour déterminer le poids de l'impact de la fabrication des véhicules achetés par le STPP sachant que l'investissement moyen annuel pour le renouvellement du parc de bennes était de l'ordre de 5 M€/an en 2007.

Concernant la fin de vie des bennes (démantèlement, recyclage), ce sont 446 tonnes de bennes qui sont réformées par an en moyenne à la période de 2007 [DOMERGUE, 2009].

c) Fournitures : bacs de collecte, pneumatiques, papier...

Les impacts liés aux différentes fournitures consommées annuellement pour assurer la collecte des déchets à Paris représentent [DOMERGUE, 2009] :

- 934 521 kg/an de plastique pour remplacer les bacs de collecte en plastique détériorés ou attribuer de nouveaux bacs (nouvelles adresses ou nouvelles dotations),
- 44 417 €/an de fournitures pour les éboueurs (alimentation, hygiène, pharmacie...),
- 23,6 t/an de pneumatiques,
- 40 tonnes de papier (39 269 kg de papier non recyclé et 3244 kg de papier recyclé) équivalant à 13 400 ramettes de 500 feuilles A4.

I.4. Récapitulatif et monétarisation du bilan environnemental de la collecte du STPP

A partir des flux quantitatifs d'impacts de la collecte déterminés plus avant (récapitulatif détaillé en annexe 16) et des facteurs de monétarisation définis au chapitre 3, on déduit le bilan environnemental monétarisé de la collecte des déchets en régie. Le tableau suivant récapitule ces flux physiques et les facteurs de monétarisation qui s'y rapportent pour en déduire le coût environnemental de chaque impact. Ce bilan 2007 s'élève à 14,9 M€ pour la collecte en régie dont 12,2 M€ pour la collecte des OM et 2,7 M€ pour la collecte des MM.

		flux quantitatifs d'impact		facteur de monétarisation	coût annuel STPP	
consommation d'énergie		carburants	103 299	GJ / an	0,015 € / MJ primaire (CPCU : 0€/MJ)	1 549 486 €
		locaux	49 740			709 491 €
émission de polluants atmosphériques	bennes	CO	12 478	kg / an	0,0730 €/kg	911 €
		NOx	41 296		171 €/kg	7 061 694 €
		HCNM	1 408		42 €/kg	59 118 €
		PM	704		2642 €/kg	1 859 241 €
		SO ₂	97		348 €/kg	33 756 €
	locaux	CO	107		0,0730 €/kg	8 €
		NOx	366		171 €/kg	62 641 €
		métaux	3		63 €/kg	206 €
		SO ₂	553		348 €/kg	192 554 €
acidification de l'air			29 814 kgSO ₂ éq/an	0,63 €/kg de SOx éq.	18 783 €	
émission de GES	bennes	carburants	6 705	t.éqCO ₂ / an	50 €/t.éqCO ₂	335 231 €
	locaux	énergie	1 456			72 796 €
impact environnemental de l'électricité des locaux hors GES			11 387 185 kWh final	0,012 € / kWh final	136 646 €	
consommation de plastique bacs			934 521 kg plastique	0,24 €/kg de plastique	224 285 €	
consommation de papier			15 667 kg / an	2,4 €/kg	37 602 €	
"consommation" de pneumatiques			23,6 t pneus / an	2,2 €/kg	51 920 €	
fabrication des véhicules et engins			5 M€ d'investissement par an	0,12 € / € d'activité économique	600 000 €	
traitement fin de vie véhicules et engins			446 t VHU/an	5,6 € / tonne de VHU	2 498 €	
Nuisances poids lourds en milieu urbain			3 016 899 km / an	0,64 € / véh.km	1 930 816 €	
TOTAL						14,9 M€

Tableau 42 – Bilan environnemental quantitatif et monétarisé de la collecte des déchets à Paris en 2007 en régie

A partir du kilométrage moyen parcouru par les bennes privées (6,1 km / tonne), de la consommation moyenne des bennes (toutes GNV dans le parc des bennes privées en 2007) et des tonnages collectés en 2007, on en déduit que la collecte des MM et des OM par les bennes privées a nécessité le parcours de 3 831 227 km et la consommation de 3 877 202 Nm³. Ces données sont utilisées pour déduire les flux quantitatifs d'impacts environnementaux de la collecte privée à partir de la collecte en régie au prorata des km parcourus ou des m² de locaux du personnel [DOMERGUE, 2009].

Les flux quantitatifs d'impacts qui en découlent pour la **collecte par entreprises privées** sont présentés dans le tableau 43. Ce bilan est monétarisé à **13,4 M€ en 2007 dont 11,3 M€ pour la collecte des OM et 2,1 M€ pour la collecte des MM.**

		flux quantitatifs d'impact	facteur de monétarisation	coût annuel collecte privée	
consommation d'énergie	carburants	140 983 GJ / an	0,015 € / MJ primaire (CPCU : 0€/MJ)	2 114 746 €	
	locaux	42 223		633 338 €	
collecte eaux usées (SAP)	eau potable	14 581 m ³ / an	0,016 €/m ³	233 €	
	eau de service x 1,7 (rendement réseau)	403 005	0,014 €/m ³	5 642 €	
traitement eaux usées (SIAAP)	eau potable	14 581 m ³ / an	0,067 €/m ³	977 €	
	eau de service	403 005	0,062 €/m ³	24 986 €	
émission de polluants atmosphériques	bennes	CO	8 752 kg / an	0,073 €/kg	639 €
		NOx	39 115	171 €/kg	6 688 644 €
		HCNM	476	42 €/kg	19 984 €
		PM	40	2642 €/kg	106 819 €
		SO ₂		348 €/kg	0 €
	locaux	CO	91 kg / an	0,0730 €/kg	7 €
		NOx	311	171 €/kg	53 174 €
		métaux	1	0 €/kg	0 €
		SO ₂	185	348 €/kg	64 237 €
acidification de l'air		27 783 kg SO ₂ éq / an	0,63 €/kg de SOx équivalent	17 503 €	
émission de GES	bennes carburants	9 127 t éqCO ₂ / an	46 €/t éqCO ₂	419 833 €	
	locaux énergie	1 870		85 998 €	
	eau potable locaux	4,1		189 €	
impact environnemental électricité des locaux hors GES		8 993 317 kWh final	0,0128 € / kWh final	115 114 €	
eutrophisation des eaux	engins	39 115 kg NOx	0,000 € / kgNOx	900 €	
	locaux	311 kg NOx		7 €	
consommation de plastique	bacs sacs poubelles	compté dans le bilan STPP	0,24 € / kg de plastique	/	
fournitures diverses		4 465 € / an	0,12 € / € d'activité économique	536 €	
consommation de papier		5 568 kg / an	2,4 €/kg	13 364 €	
"consommation" de pneumatiques		41,9 t de pneus / an	1,4 €/kg	58 670 €	
fabrication des véhicules et engins		4,4 M€ investi par an	0,12 € / r € d'activité économique	528 000 €	
traitement véhicules et engins en fin de vie		297 t de VHU / an	5,6 € / tonne de VHU	1 663 €	
Nuisances des engins en milieu urbain		3 831 227 km / an	0,00 € / véh.km	2 490 298 €	
TOTAL				13,4 M€	

Tableau 43 – Bilan environnemental quantitatif et monétarisé de la collecte des déchets à Paris en 2007 au privé

Le bilan global de la collecte des OM et des MM (régie et privé) représente un **coût environnemental total de 28 M€** en 2007. Les polluants atmosphériques ont une part prépondérante dans ce bilan comme le montre la figure 30 : les NOx représentent 50% du coût total suivis par les nuisances urbaines (13%) et les particules (14%). Ceci tient au contexte urbain extrêmement dense de Paris.

Les consommations d'énergie des locaux (garages, locaux sociaux des éboueurs) ne représentent qu'une faible part dans ce coût global (5%), plus faible également que celle des carburants (11%).

L'amélioration de l'efficacité énergétique de ces bâtiments représente donc un potentiel d'amélioration moindre que les consommations de carburants ou les émissions de polluants atmosphériques des bennes. Les décisions à visée environnementale pour la phase collecte devraient tenir compte de ces disparités de potentiel de gain pour les croiser avec des estimations du coût des actions d'amélioration envisageables.

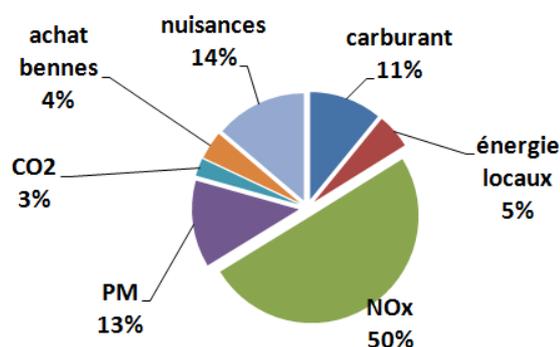


Figure 30 – Parts des principaux impacts monétarisés de la collecte des déchets à Paris en régie

I.5. Comparaison des bilans environnementaux monétarisés des collectes régie et privé

Les graphiques ci-dessous représentent les impacts monétarisés de la collecte en régie et au privé. La décomposition des impacts entre collecte OM et collecte MM est réalisée au prorata des kilométrages parcourus⁹⁸. Notons que l'écart de kilométrage parcouru est d'environ 25% de plus pour la collecte privée.

Dans les deux cas, les deux coûts environnementaux principaux sont les mêmes : les NOx en premier lieu et de loin (autour de 7 M€ en régie comme au privé) puis la nuisance urbaine des bennes (autour de 2 M€). Le fait que le parc privé de bennes roule exclusivement au GNV en 2007 permet une nette diminution du coût des émissions des particules par rapport au parc mixte GNV et diesel du STPP. L'impact des particules n'est plus qu'en 8^{ème} position (autour de 100 000 €) alors qu'il est en 3^{ème} position pour la collecte en régie (proche de 2 M€). L'écart d'impact sur les consommations de carburant et les émissions de CO₂ est relativement faible en valeur monétarisée : environ 30% de plus pour la collecte au privé avec 25% de km parcourus en plus.

Figure 31 – Coûts environnementaux monétarisés des collectes OM et MM en régie

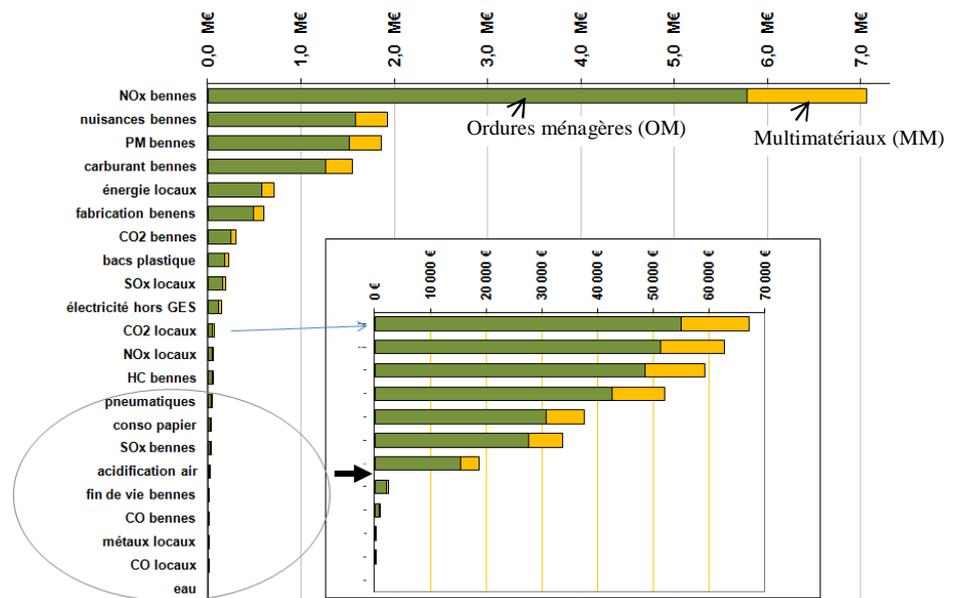
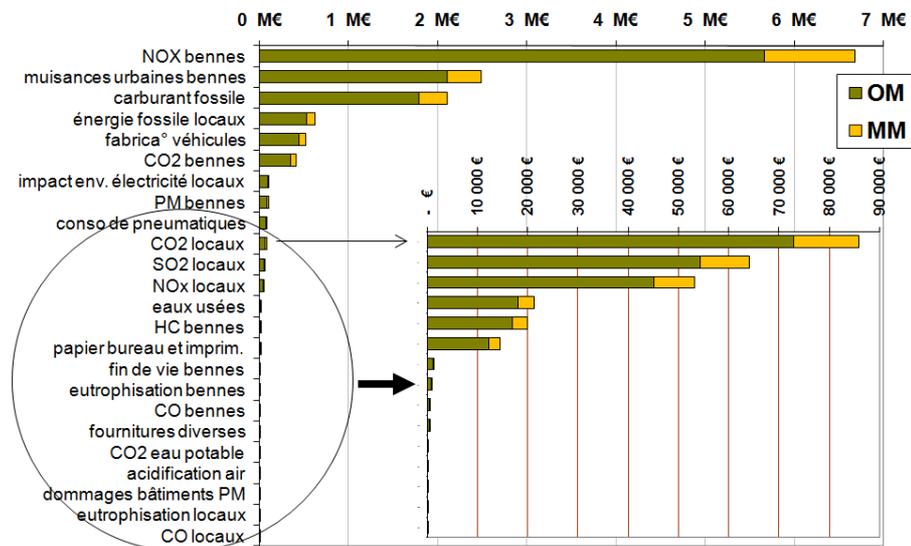


Figure 32 – Coûts environnementaux monétarisés des collectes OM et MM au privé



⁹⁸ collecte régie : 81,9% pour OM et 18,1 % pour MM ; collecte privée : 84,8 % pour OM et 15,2 % pour MM [DOMERGUE, 2003a]

II. Bilan environnemental de la valorisation matière : le recyclage

Après le bilan de la collecte qui s'établit à 28 M€ de coût environnemental global, commençons l'étude du bilan environnemental du traitement des déchets par le cas du recyclage des multimatériaux.

A partir des données et hypothèses présentées à l'encart 21, les tonnages de déchets triés par les Parisiens en 2007 sont estimés à : 47 148 t de papiers-cartons, 3 807 t de plastique, 952 t d'acier et 62 t d'aluminium.

	quantités recyclées en 2007 pour Paris	facteur de monétarisation	TOTAL
papiers-cartons	47 148	596 €/t	28,10 M€
plastique	3 807	862 €/t	3,28 M€
acier	952	757 €/t	0,91 M€
aluminium	62	2 200 €/t	0,004 M€
GAIN environnemental			32,29 M€

Sur la base de ces tonnages et des facteurs de monétarisation déterminés au chapitre 3, on déduit que la collecte sélective à Paris a permis un gain environnemental monétarisé à **32,3 M€** (tableau 44).

Tableau 44 – Bénéfice environnemental des matières premières parisiennes recyclées en 2007

Ce résultat d'un bénéfice environnemental plus élevé pour le recyclage (32,3 M€) comparé au coût environnemental de la collecte (28 M€) vient confirmer la conclusion de la D4E dans son étude bibliographique de 2005 : « La filière tri-recyclage est celle dont les externalités sont les moins connues. Il semblerait que les bénéfices externes liés à l'utilisation de matières premières secondaires soient extrêmement élevés. ».

Encart 21 – Tonnages de déchets parisiens recyclés en 2007

Le tableau ci-contre tiré du bilan annuel 2007 de la gestion des déchets à Paris fournit les quantités de matériaux recyclables livrés au SYCTOM toutes communes confondues (adapté de [Mairie de Paris, 2007]).

Sur les 118 000 tonnes de MM valorisées par le SYCTOM en 2007, 52 000 t provenaient des poubelles parisiennes soit **44%**. Faute de données spécifique à Paris, considérons que les quantités de matières premières secondaires recyclées grâce au tri des Parisiens pour l'année 2007 sont dans les mêmes proportions que celles constatées à l'échelle globale du SYCTOM. Sur la base de cette hypothèse, on déduit que les Parisiens ont trié en 2007 : 47 148 t de papiers-cartons, 3 807 t de plastique, 952 t d'acier et 62 t d'aluminium⁹⁹.

	2007
total des déchets triés livrés au SYCTOM (collectes sélectives)	166 388 t
valorisation matière dirigée vers les filières de recyclage	118 634 t (71,3%)
emballages papiers et carton	29 118 t
journaux, magazines	69 051 t
autres papiers et cartons	8 319 t
emballages en plastique	8 652 t
métaux ferreux (acier)	2 163 t
métaux non ferreux (aluminium)	100 t
briques alimentaires	832 t
petit électroménager	399 t
Réfus de tri dirigé vers l'incinération ou les CSDU	47 753 t (28,7%)

Estimation des tonnages de déchets parisiens recyclés en 2007

	quantités valorisées par le SYCTOM	Paris = 44% des valeurs SYCTOM	
papiers-cartons	106 488 t	46 855 t	47 148 t
plastique	8 652 t	3 807 t	3 807 t
acier	2 163 t	952 t	952 t
aluminium	100 t	44 t	62 t
briques alimentaires (80% carton, 5% aluminium)	832 t	366 t	293 t : carton 18 t : aluminium
TOTAL	118 235 t	51 968 t	

⁹⁹ Les briques alimentaires sont recyclées en séparant le carton (80%) et l'aluminium (5%) qui les compose.

III. Bilan environnemental de la valorisation énergétique : l'incinération

Les ordures ménagères parisiennes sont orientées vers l'une des usines d'incinération des ordures ménagères (UIOM) du SYCTOM situées à Saint-Ouen, Ivry et Issy les Moulineaux (usine Isséane). Pour cerner les émissions atmosphériques de ces UIOM, deux méthodes sont examinées à partir de données distinctes afin de retenir au final les valeurs maximales d'émissions et ainsi éviter de minimiser les impacts occasionnés.

La première méthode consiste à exploiter les données d'émission de l'usine de Saint Ouen connues grâce à un document du SYCTOM dédiée aux « *projets innovants à Saint-Ouen* » [SYCTOM, s.d.1] et en considérant que les performances de l'usine Isséane sont identiques¹⁰⁰. Les émissions de l'usine d'Ivry sont tirées de celles de Saint Ouen à partir des données du SYCTOM en quantités de polluants émises par an [MAIRIE DE PARIS, 2006].

La seconde approche utilise les données d'émission du *Rapport annuel sur la qualité et le prix du service public d'élimination des déchets à Paris* de 2006 [MAIRIE DE PARIS, 2006] qui sont exprimées en mg/m³. Pour en déduire les émissions annuelles, il faut disposer du volume annuel émis en m³. Pour cela, on utilise un ratio issu du guide [ADEME, 2006] en Nm³ par tonne de déchets ménagers incinérés ainsi que les quantités de déchets incinérées en 2006 dans ces usines qui sont connues grâce à [MAIRIE DE PARIS, 2006].

Dans le premier cas, on part de données annuelles estimées par le SYCTOM pour une usine en les extrapolant aux deux autres. Dans le second cas, on part de données volumiques connues pour chacune des trois usines mais on a recours à un ratio moyen pour les extrapoler sur l'année en fonction des tonnages parisiens incinérés.

Ces deux méthodes sont détaillées dans les encarts 22 et 23 page suivante.

En matière d'oxydes d'azote, dans la première méthode, seules les émissions de NO₂ sont connues alors que dans la seconde méthode, les émissions de NO sont ajoutées. La seconde méthode est plus complète. Elle prend également en compte les émissions de monoxyde de carbone et de gaz acides.

Les valeurs retenues (dernière colonne du tableau 45) sont les valeurs maximales obtenues par les méthodes 1 et 2 (généralement méthode 1). Cette double approche sera également utilisée pour déterminer des fourchettes d'incertitude par la suite. Pour les gaz acides, le CO et les dioxines, la méthode 1 ne donnant pas de valeur, nous prendrons en compte la valeur de la méthode 2.

	total 3 UIOM		U	écart 2 / 1	valeur retenue
	approche 1	approche 2			
poussières	44,4	40,2	t / an	-9,5%	44,4
SO ₂	178,5	148,4		-16,9%	178,5
NO _x	544,7	263,3		-51,7%	544,7
CO	215,7				215,7
métaux lourds	1,9	2,1		10,5%	2,1
gaz acides	24,5				24,5
dioxines et furanes		0,21	g / an		0,21

Tableau 45 – Valeur retenue à partir des méthodes 1 et 2 pour les émissions de polluants atmosphériques des UIOM du SYCTOM

¹⁰⁰ L'usine Isséane étant plus récente que celle de Saint Ouen, ses performances devraient logiquement être au moins égales à celles de l'usine de Saint Ouen

Encart 22 – Détermination des émissions de polluants atmosphériques de l'incinération : 1^{ère} méthode

Un document du SYCTOM [s.d.1] propose une évaluation des rejets de polluants atmosphériques après modernisation du centre d'incinération en 2003. Ces valeurs sont récapitulées dans le tableau ci-contre en g/h et en tonnes/an pour l'usine de Saint-Ouen¹⁰¹.

Sur la base de la répartition des tonnages incinérés dans les 3 usines du SYCTOM (2^{ème} tableau) et moyennant certaines hypothèses exposées ci-après, on peut alors en déduire les émissions annuelles de polluants atmosphériques des UIOM (usines d'incinération des ordures ménagères) du SYCTOM.

Les hypothèses utilisées sont les suivantes :

- fonctionnement des usines 24h/24 et 365 j par an,
- faute d'avoir trouvé des données spécifiques, les émissions moyennes de l'usine Isséane sont supposées identiques à celles Saint-Ouen,
- pour l'usine d'Ivry : émissions unitaires de Saint-Ouen corrigées à l'aide du rapport entre les émissions par m³ pour les 2 usines ([MAIRIE DE PARIS, 2006] pour mars, mai, août et octobre 2006).

		total par an
poussières	1,4 kg/h	12,3 t/an
SO₂	7 kg/h	61,3 t/an
NO₂	11 kg/h	96,4 t/an
métaux lourds	0,07 kg/h	0,6132 t/an

Rejets de polluants atmosphériques après modernisation de l'UIOM de Saint-Ouen [SYCTOM, s.d.1].

	SYCTOM 2007 tonnes incinérées	
saint ouen	630 000	34,6%
Isséane	460 000	25,3%
Ivry	730 000	40,1%
TOTAL	1 820 000	

Les émissions de polluants atmosphériques qui découlent de ces hypothèses pour les 3 UIOM du SYCTOM en 2006 sont de : 40 t de poussières, 148 t de SO₂, 263 t de NO₂ et 2 t de métaux lourds (détail dans le tableau suivant) pour 1 820 000 t de déchets incinérés.

	SAINT OUEN		IVRY		ISSEANE		TOTAL 3 UIOM
	émissions par heure	total par an	rapport polluants entre Ivry et St- Ouen (comparaison émissions par m ³ *)	total / an (prorata tonnages traités avec coeff correctif "rapport polluants")	total / an (hypothèse : même émissions unitaires que Saint-Ouen)		
poussières	1,4 kg/h	12,3	1,34	19,0	9,0		40,2
SO₂	7 kg/h	61,3	0,59	42,2	44,8		148,4
NO₂	11 kg/h	96,4	0,86	96,5	70,5		263,3
métaux lourds	0,07 kg/h	0,6132	1,43	1,0163	0,4484		2,1
tonnage traités par an		630 000 t		730 000 t		460 000 t	1 820 000 t

Encart 23 – Détermination des émissions de polluants atmosphériques de l'incinération : 2^{ème} méthode

Selon l'ADEME [2006], le volume de fumée lié à l'incinération est d'environ 5500 Nm³ par tonne de déchets ménagers incinérés. Si l'on applique cela aux émissions des usines d'incinération du SYCTOM avec les tonnages parisiens, on obtient les valeurs suivantes.

	SAINT OUEN		IVRY		ISSEANE		TOTAL 3 UIOM
	moyenne 2006 mg/Nm ³	total par an (fumées = 5500 Nm ³ /t [ADEME, 2006])	moyenne 2006 mg/Nm ³	total par an (fumées = 5500 Nm ³ /t [ADEME, 2006])	total / an (hypothèse : mêmes émissions unitaires que Saint-Ouen)		
poussières	2,13	7,4	7,88	31,7	5,4		44,5
NOx	48,9	169,4	62,66	251,6	123,7		544,7
métaux lourds	0,19	0,7	0,19	0,8	0,4912		2,0
CO	24,08	83,4	17,78	71,4000	60,9		215,7
gaz acides (HCl et HF) pouvoir acidifiant : 0,8	2,6	9,0	3,38	13,6000	1,9	kg/an	24,5
SO₂	16,39	56,8	19,99	80,2000	41,5		178,5
dioxines et furanes	0,00000001	0,027	0,00000004	0,163	0,02	g/an	0,21
tonnage traités par an		630 000 t		730 000 t		460 000 t	1 820 000 t

¹⁰¹ Dans ce document la donnée sur les dioxines est fautive : émission de 0,14 mg/h passant à 0,15 après traitement soit 1,3 g/an ce qui n'est pas plausible (0,48 g émis par 17 UIOM franciliennes [ORDIF, 2009]). Cette donnée est donc écartée au profit de celle de la méthode 2.

III.1. Energie et métaux récupérés lors de l'incinération des déchets à Paris

Le tableau 46 tiré de [MAIRIE DE PARIS, 2007] fournit les quantités d'énergie et de métaux récupérées à l'occasion de l'incinération des déchets par le SYCTOM de l'agglomération parisienne. Ce bilan est établi pour la totalité des déchets incinérés par le SYCTOM pour l'ensemble des 84 communes qui y adhèrent. La part de Paris correspond à 795 000 tonnes en 2007 sur les 1 426 694 tonnes incinérées par le SYCTOM soit **55,7 %**.

Tableau 46 – Produits issus de l'incinération au SYCTOM en 2007, tiré de [MAIRIE DE PARIS, 2007]

Centres d'incinération	Total 2005	Total 2006	Total 2007
Total incinéré	1 929 084 t	1 525 563 t	1 426 694 t
Sous-produits valorisés	3 centres SYCTOM uniquement	3 centres SYCTOM uniquement	3 centres SYCTOM uniquement
Électricité	331 242 MW/h	214 794 MW/h	129 611 MW/h
Vapeur	3 714 209 t	2 377 096 MW/h	2 180 687 MW/h
Mâchefers	425 869 t	315 985 t	278 579 t
Ferrailles	42 176 t	37 325 t	33 126 t
Aluminium	2 543 t	3 163 t	2 039 t
Résidus non valorisés REFIOM (destinés à l'enfouissement en CSDU1)			
Boues d'épuration	41 132 t	34 877 t	33 506 t
Cendres			

* données arrondies

L'électricité produite à partir de l'incinération sert au fonctionnement de l'usine, le surplus étant vendu à EDF.

Le tableau 47 donne les quantités de matériaux et d'énergie générées par l'incinération ramenées à une tonne de déchets entrante¹⁰². Les extrants par tonne sont : 91 kWh d'électricité, 1528 kWh de vapeur, 195 kg de mâchefers (cendres récupérées au niveau du four), 23 kg de ferrailles, 1,4 kg d'aluminium, 2 kg de boues et 21 kg de cendres (récupérées au niveau des fumées).

tonnage incinéré	SYCTOM 2007	
	1 426 694 t	1 tonne
électricité	129 611 MWh	90,8 kWh/t
vapeur	2 180 687 MWh	1528,5 kWh/t
mâchefers	278 579 t	195,3 kg / t
ferrailles	33 126 t	23,2 kg / t
aluminium	2 039 t	1,4 kg / t
boues d'incinération	2 915 t	2 kg / t
cendres	30 591 t	21,4 kg / t

Tableau 47 – Bilan quantitatif de l'incinération des déchets au SYCTOM, adapté de [MAIRIE DE PARIS, 2007]

III.2. Bilan environnemental quantitatif de l'incinération de 795 000 t/an

Les émissions de polluants atmosphériques ainsi que les quantités d'énergie et de métaux récupérés lors de l'incinération déterminées aux paragraphes précédents complétées par les émissions de CO₂ et les consommations d'eau pour le lavage des fumées issues de données de [ORDIF, 2009] permettent de dresser le bilan des externalités de l'incinération des déchets dans les usines du SYCTOM.

Le tableau 48 page suivante récapitule ces données pour une tonne et pour les 795 000 tonnes de déchets parisiens incinérés en 2007 (voir calculs et hypothèses en annexe 17).

¹⁰² sur 23 kg de refiom (résidu des fumées d'incinération des ordures ménagères = cendres) par tonne de déchets incinérés on récupère 2 kg de gâteau (boue d'incinération) = 8,7 % (source : <http://www.syctom-paris.fr/pdf/cendresvolantes.pdf>)

	type de gain ou impact environnemental	bilan par tonne incinérée	bilan pour 795 000 t/an
valorisation énergétique	vapeur produite	5544 MJ	4 407 480 GJ/an
	CO évité	107 g	85,1 t/an
	Metox évité	0,26 g	206,7 kg/an
	Nox évité	129,9 g	103,3 t/an
	CO ₂ évité	0,63 téqCO ₂	vapeur : 206 700 élec : 206 700 téqCO ₂
	électricité par cogénération	232,2 MJ	184 599 GJ/an
résidus solides d'incinération	économie matière 1 ^{ère} : mâchefers pour routes	195,3 kg	155 264 t/an
	matière 1 ^{ère} récupérée : métaux ferreux	23,4 kg	18 603 t/an
	matière 1 ^{ère} récupérée : métaux non ferreux	1,44 kg	1 145 t/an
	impact transport résidus vers enfouissement	0,1138 km	90 471 km/an
	impact enfouissement résidus	45 kg	35 775 t/an
émissions atmosphériques	PM émis	0,024 kg	19,1 t/an
	Metox émis	0,0021 kg	1,7 t/an
	gaz acides émis	0,013 kg	10,3 t/an
	NOx émis	0,30 kg	238,5 t/an
	SOx émis	0,10 kg	79,5 t/an
	CO émis	0,12 kg	95,4 t/an
	dioxines et furanes émis	1,15E-07	0,092 mg/an
	CO ₂ émis	765 kéqCO ₂	608 175 téqCO ₂
fonctionnement de l'usine	syndrome nimby	tonnages en transit hors isséane soit 25,3% du tonnage (enterrée)	596 250 t/an
	traitement eaux usées (après traitement préalable SYCTOM)	1,23 m ³	977 850 m ³ /an
	- fonctionne ¹ locaux du personnel (électricité)	électricité autoconsommée déduite de la prod. d'électricité	
	- fonctionne ¹ installations industrielles		
	autre électricité consommée	113,4 kWh	90,15 GWh/an



Tableau 48 – Bilan environnemental quantitatif de l'incinération d'une tonne de déchets dans un centre d'incinération du SYCTOM en 2007 pour 795 000 tonnes de déchets incinérés

On notera que 35 775 tonnes/an de résidus sont produits en bout de chaîne d'incinération (fléché au tableau 48) et doivent être dirigés vers l'enfouissement.

III.3. Bilan monétarisé de l'incinération

Pour la collecte, l'essentiel du trajet se déroulant intramuros, les facteurs de monétarisation des polluants atmosphériques ont été définis pour la densité de population parisienne. Par contre, les usines d'incinération du SYCTOM se trouvent en limite de Paris, à Saint Ouen, Issy les Moulineaux et Ivry qui ont des densités de population moindre que celle de Paris. Bien entendu, les polluants des incinérateurs ne concerne pas que les communes où sont implantés les incinérateurs mais également les communes proches dont Paris et d'autres communes moins proches du périphérique et un peu moins densément peuplées.

Pour tenir compte de cette caractéristique géographique, il est proposé de prendre en compte des facteurs de monétarisation des polluants atmosphérique réduits de moitié pour les émissions des incinérateurs du SYCTOM ce qui correspond à une densité de population moyenne concernée de 10 000 hab/km² au lieu de 20 000 à Paris seul.

Pour ce qui est des émissions de polluants évitées grâce à la valorisation énergétique (émissions d'un autre système de production de chaleur que le chauffage urbain), on considèrera arbitrairement un contexte peu dense de 500 hab/km².

Paris :	20 420 hab./km ²
Issy les moulineaux	14 904 hab./km ²
Ivry sur seine :	8 356 hab./km ²
Saint ouen	10 198 hab./km ²

Tableau 49 – Densités de population à Paris, Issy, Ivry et Saint Ouen en 2007

Le bilan environnemental monétarisé de l'incinération d'une tonne de déchets au SYCTOM de l'agglomération parisienne est présenté dans le tableau 50 pour les principaux impacts et bénéfices environnementaux.

En 2007, ce sont 795 000 t de déchets parisiens qui ont été incinérés. Le coût environnemental annuel de l'incinération de ces déchets parisiens par le SYCTOM est un **bénéfice de 16 M€**. Ce bilan résulte de 96 M€ de coûts environnementaux et de 112 M€ de bénéfices environnementaux.

	impact environnemental	€/tonne incinérée	bilan pour 795 000 t/an
gains environnementaux	économie énergie fossile (vapeur + élec)	85,95 €/t	68,3 M€
	réduction émissions CO ₂	31,50 €/t	25,0 M€
	polluants atmosphériques évités	2,28 €/t	1,8 M€
	matière 1 ^{ère} récupérée : métaux ferreux	17,71 €/t	14,1 M€
	matière 1 ^{ère} récupérée : aluminium	3,17 €/t	2,5 M€
coûts environnementaux	pollu atmo (PM, Nox, SOx, métaux, dioxines et furanes)	- 76,32 €/t	- 60,7 M€
	émissions CO ₂	- 38,25 €/t	- 30,4 M€
	nuisances (nimby)	- 3,36 €/t	- 2,7 M€
	eaux usées : collecte + traitement	- 1,05 €/t	- 0,8 M€
	consommation d'électricité	- 1,59 €/t	- 1,3 M€
	total gains environnementaux	140,6 €/t	111,8 M€
	total coûts environnementaux	- 120,6 €/t	- 95,8 M€
	BILAN INCINERATION	20,0 €/t	15,9 M€

Tableau 50 – Bilan environnemental monétarisé de l'incinération des déchets parisiens au SYCTOM en 2007

Ce bénéfice de 112 M€ pour 795 000 t incinérées résulte d'un bénéfice de 20 € par tonne entrante lui-même issu d'un **coût environnemental de 120 €/t** et d'un **gain environnemental de 140 €/t** grâce à la valorisation énergétique et matière. Les ordres de grandeur du coût et du gain environnemental dans les trois UIOM du SYCTOM qui traitent les déchets parisiens sont donc très proches. La résultante est positive pour l'environnement grâce à l'excellente performance de ces incinérateurs vis-à-vis de l'abattement des polluants atmosphériques comme nous le verrons plus loin en comparant leurs performances à d'autres incinérateurs franciliens.

Les graphiques de la figure 33 représentent les bénéfices et coûts environnementaux monétarisés de l'incinération des déchets dans les usines d'incinération du SYCTOM.

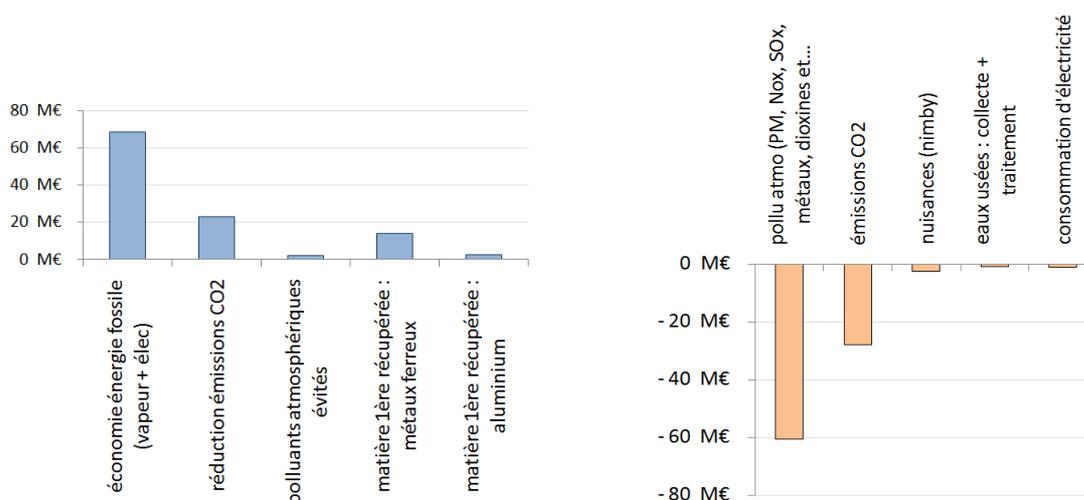


Figure 33 – Bénéfices (+) et coûts (-) environnementaux monétarisés de l'incinération des déchets dans les UIOM du SYCTOM

IV. Impact environnemental de l'enfouissement

L'incinération de 795 000 t/an produit en bout de chaîne 35 775 t de déchets ultimes à enfouir. A cela s'ajoutent des tonnages issus des refus de tri (rebus des centres de tri non dirigés vers l'incinération) et de la collecte des ordures ménagères dirigées vers l'enfouissement. Au total, ce sont 281 000 tonnes de déchets parisiens qui ont été enfouis en 2007.

Les impacts environnementaux liés à ce mode d'élimination sont les impacts des poids lourds de transport jusqu'aux centres de stockage (consommation de carburant - épuisement énergie fossile, émissions GES, polluants atmosphériques - et nuisance des poids lourds - bruit, congestion urbaine) ainsi que les nuisances des centres de stockage (gêne pour les riverains)

Le transport de 281 000 t/an de déchets ultimes par poids lourds vers des centres d'enfouissement représente un coût environnemental estimé à **0,6 M€an** (calculs à l'encart 24).

Encart 24 – Estimation du coût environnemental de transport des déchets par poids lourds en centre d'enfouissement

Hypothèses :

- 40 tonnes transportées par poids lourd
- 100 km par poids lourd
- gasoil : 20 L/100km, 3 kgCO₂ / L, 10 kWh/L
- Polluants atmosphériques (facteurs de monétarisation du rapport BOITEUX [2001]) :
 - rase campagne : 0,6 €/100km
 - milieu urbain diffus : 9,9 €/100km
 - urbain « dense » : 28,2 €/100km
- trajet des poids lourds : 60% rase campagne, 20% urbain diffus et 20% urbain dense => FM résultant = 60% x 0,6 + 20% x 9,9 + 20% x 28,2 = 7,98 €/100km

Calculs :

- 281 000 t / 40 t/PL x 100 km = 702 500 km/an
- 702 500 km x 20 L/100km = 140 500 litres/an
- CO₂ : 140 500 x 3.10⁻³ = 421,5 téqCO₂/an

Bilan :

- Energie fossile : 140 500 L x 10 kWh/L x 0,054 €/kWh = 75 870 €
- CO₂ : 421,5 t x 50 €/t = 21 075 €
- polluants atmosphériques : 702 500 km x 7,98€/100 km = 56 060 €
- Nuisance PL en milieu urbain : 40% x 702 500 km x 0,64 €/km = 179 840 €
- Nuisance centre d'enfouissement : 281 000 t x 1 €/t = 281 000 €

TOTAL : 75 8700 + 21 075 + 56 060 + 179 840 + 281 000 = **613 845 €** soit **2,18 €/t**

Les impacts environnementaux des centres d'enfouissement sont très faibles aujourd'hui grâce à la classification des centres de stockage en 3 catégories selon que le déchet est inerte ou non et grâce à la récupération et au traitement des lixiviats¹⁰³, ce qui n'était pas le cas dans les décharges d'ancienne génération pour lesquelles les bilans environnementaux réalisés étaient mauvais (pollutions des sols et des eaux notamment par des métaux lourds).

Le facteur de monétarisation des nuisances des centres de stockage estimé par la D4E [2007] (bruit, odeurs, trafic, atteinte au paysage) est de 1 €/t. Pour 281 000 tonnes, cela représente un coût de **281 000 €**

¹⁰³ liquides chargé de résidus polluants issu du « jus » de décharge et du ruissellement des eaux de pluie sur les déchets stockés

Le bilan monétarisé de l'enfouissement de 281 000 t/an de déchets ultimes représente finalement un coût environnemental estimé à **0,9 M€an** résultant de 0,61 M€ pour le transport par poids-lourds et 0,28 M€ pour les nuisances liées au site d'enfouissement

Cet aspect représente donc un coût environnemental très faible comparé aux impacts de la collecte (28 M€an). Cependant, dans la mesure où l'hypothèse d'une prise en charge des déchets uniquement à l'aide de l'enfouissement n'est pas envisageable tant du point de vue juridique que du point de vue pratique ou de celui de l'acceptabilité sociétale, le facteur de monétarisation de l'acceptation d'une tonne supplémentaire de déchets enfouis est certainement bien plus élevé que la valeur de 1 €t utilisée ici. Une étude marginale spécifique serait nécessaire pour observer cela. Faute d'information disponible, on se contentera de cette valeur faible.

V. Bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris : récapitulatif

V.1. Bilan des flux quantitatifs de la gestion des déchets à Paris en 2007

Les différents flux quantitatifs de la collecte (régie et privé), du recyclage et de l'incinération sont récapitulés dans le tableau 51. En dernière colonne, on trouve le total de ces différentes phases. Ces données quantitatives, exprimées dans des unités diverses sans rapport les unes avec les autres et dont le poids relatif de l'impact sur l'environnement n'est pas connu, ne permettent pas de se faire une idée de l'ampleur de l'impact global sur l'environnement de la gestion des déchets à Paris.

		collecte régie	collecte privée	recyclage	incinération	TOTAL	
coûts environnementaux	consommation d'énergie	153 039	183 206		324 551	660 795 GJ	
	consommation d'eau	134 526	134 526		977 850	1 246 902 m ³	
	émission de polluants atmosphériques	CO	12 585	12 585		95 400	120 571 kg
		NOx	41 663	39 481		238 500	319 644 kg
		HCNM	1 408	1 408			2 815 kg
		PM	704	40		19 080	19 824 kg
		SO2	650	282		79 500	80 432 kg
		métaux	3	3		1 670	1 676 kg
		gaz acides				10 335	10 335 kg
	dioxines et furanes				95	95 mg	
	émission de GES	8 164	10 587		608 175	626 926 t.équCO ₂ / an	
	impact environnemental électricité des locaux	11 387 185	8 993 317		90 153 000	110 533 502 kWh _{final}	
	consommation de papier	15 667	15 667			31 335 kg	
	consommation de plastique	934 521				934 521 kg	
	nuisances PL en milieu urbain	3 016 899	3 831 227			6 848 126 km	
nuisances infrastructures milieu urbain				596 250	596 250 t		
bénéfices env.	économie d'énergie				5 072 021	5 072 021 GJ	
	émissions atmosphériques évitées	CO			85 065	85 065 kg	
		NOx			103 271	103 271 kg	
		métaux			207	207 kg	
	émission de GES évitées				707 550	707 550 t.équCO ₂ / an	
	métaux ferreux récupérés			951 720	18 603 000	19 554 720 kg	
	métaux non ferreux récupérés			62 304	1 144 800	1 207 104 kg	
	papiers-cartons récupérés			47 147 584		47 147 584 kg	
plastique récupéré			3 806 880		3 806 880 kg		

Tableau 51 – Bilan des flux quantitatifs d'impacts de la gestion des déchets à Paris en 2007

A ce stade, on note simplement que le bilan global de la gestion des déchets à Paris a permis sur l'année 2007 de récupérer 4,4 millions de GJ, 19 555 tonnes de métaux ferreux, 1 207 t de métaux non ferreux, 47 116 t de papiers-cartons, 2 872 t de plastique et d'éviter l'émission de 80 624 tonnes de CO₂.

Pour récupérer les matières premières secondaires, le procédé de la collecte au traitement induit des émissions dans l'atmosphère (35 t de CO, 216 t de NO_x, 3 t de HCNM, 20 t de particules, 80 t de SO_x, 1,5 t de métaux, 10 t de gaz acides, 95 mg de dioxines et furannes), une consommation d'électricité (110 GWh_{final}) et des nuisances urbaines (6,8 millions de km parcourus par les bennes et 596 250 t transitant dans des incinérateurs). Ces données sont récapitulées au tableau 52 en bénéfices et coûts environnementaux résultants.

V.2. Points de repère

A titre de référence, observons les émissions nationales Française [RECORD, 2002] en 1999 :

- CO : 7 288 000 t/an
- NO_x : 1 534 000 t/an
- HC : 2 211 000 t/an
- SO₂ : 682 000 t/an
- PM : 320 000 t/an¹⁰⁴.

Le tableau à la figure 34 indique la part des émissions de polluants atmosphériques du bilan de la gestion des déchets à Paris par rapport aux émissions nationales tous secteurs confondus. Ceci montre que la contribution des émissions de NO_x et de SO₂ est relativement importante comparativement à celle des particules, du monoxyde de carbone et des hydrocarbures, l'ensemble étant infinitésimal par rapport à l'échelle nationale (0,0001% à 0,014%).

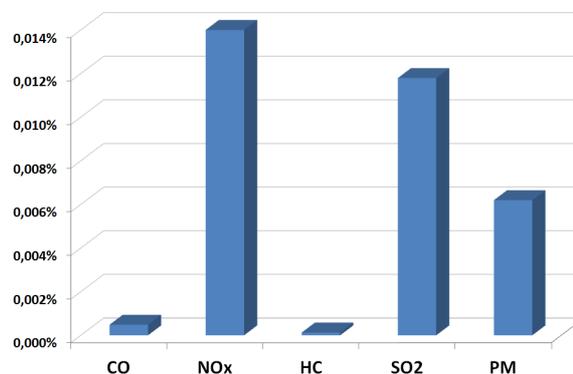
Figure 34 – Part des émissions de polluants atmosphériques de la gestion des déchets à Paris par rapport aux émissions nationales tous secteurs confondus

bénéfice environnemental résultant		
énergie	4 411 225	GJ
GES	80 624	t.éqCO ₂ / an
métaux ferreux	19 555	t
métaux non ferreux	1 207	t
papiers-cartons	47 116	t
plastiques	2 872	t

impact environnemental résultant		
eau	1 246 902	m ³
CO	35 506	kg
NO _x	216 373	kg
HCNM	2 815	kg
PM	19 824	kg
SO ₂	80 432	kg
km PL en milieu urbain	6 848 126	km
métaux dans l'air	1 469	kg
gaz acides	10 335	kg
dioxines et furanes	95	mg
impact élec hors GES	110 534	MWh _{final}
nuisances bennes	6 848 126	km
nuisances incinérateurs	596 250	t

Tableau 52 – Bénéfices et impacts environnementaux quantitatifs de la gestion des déchets à Paris en 2007

	émissions nationales annuelles		bilan déchets à Paris		part dans le bilan
CO	7288	kt/an	35,5	t/an	0,0005%
NO _x	1534	kt/an	216,4	t/an	0,014%
HC	2211	kt/an	2,8	t/an	0,0001%
SO ₂	682	kt/an	80,4	t/an	0,012%
PM	320	kt/an	19,8	t/an	0,006%



¹⁰⁴ Pour les particules, le rapport RECORD [2002] donne les émissions à l'échelle de l'Europe des 15 en 1998 soit 2 035 000 t/an. Ramené à la population française, cela représente 320 000 t/an (données au 1er janvier 2001 : Europe de 15 = 376 millions d'habitant, France = 59 Mhab ; source : Jean-Paul Sardon, Évolution démographique récente des pays développés, *Population 2/2004* (Vol. 59), p. 305-360 : http://www.cairn-int.info/article-E_POPU_402_0305--recent-demographic-trends-in-the-develop.htm)

V.3. Bilan monétarisé de la gestion des déchets à Paris : coût ou bénéfice ?

La collecte des déchets à Paris (régie + privé) représente un coût environnemental de 28 M€ La quasi-totalité de ces déchets est incinérée dans 3 usines d'incinération gérées par le SYCTOM de l'agglomération parisienne dont le bilan environnemental représente un coût de 96 M€/an et un bénéfice de 112 M€/an (vapeur, cogénération et récupération de matières premières). Le bilan net de l'incinération est un bénéfice de 16 M€

Le recyclage des multimatériaux collectés sélectivement permet quant à lui un bénéfice environnemental de 32 M€ tandis que l'enfouissement représente un coût environnemental de 0,9 M€

Au final, l'impact environnemental résultant de la gestion des déchets à Paris en 2007 est un bénéfice de **20 M€** et ce grâce à la valorisation matière et à la valorisation énergétique. Cela représente un peu plus de **9 € par an par habitant**. Ce chiffre ramené à l'habitant n'est pas très élevé mais il s'agit d'un bénéfice environnemental ce qui est important à souligner compte tenu de l'image négative dans l'opinion publique de l'incinération qui est le principal débouché des déchets parisiens voire de la collecte sélective encore souvent mal appréhendée (doutes sur son utilité, difficulté à assimiler les consignes de tri).

Pour consolider ce résultat, il est nécessaire d'étudier les effets des incertitudes sur les flux quantitatifs et les effets des variations des principaux facteurs de monétarisation. Cette analyse est proposée dans les paragraphes qui suivent mais auparavant, nous allons comparer les résultats obtenus aux quelques chiffres trouvés dans la littérature.

VI. Comparaison des ratios obtenus aux chiffres de la littérature

L'objectif de l'étude réalisée par la D4E en 2005 [CHEZE et ARNOLD] était de « réaliser une synthèse des connaissances actuelles sur la monétarisation des externalités liées aux déchets, afin de faire ressortir, dans la mesure du possible, des valeurs (ou fourchettes de valeurs), qui pourraient servir de référence en France. ». En préambule, les auteurs soulignent que « En France, le secteur de la gestion des déchets reste encore largement inexploré par ce type d'études ». Ce paragraphe propose de discuter les résultats rassemblés par la D4E dans son étude de 2005 au regard des résultats obtenus ici.

VI.1. La Collecte

Pour la collecte, l'étude de la D4E retient les valeurs tirées d'une étude de la Communauté européenne de 1996¹⁰⁵ (tableau 53).

Coût externe de la collecte des déchets à destination de...	Coût externe total	Coût externe hors accidents
... la mise en décharge	10,5 – 12,6 €/t	1 – 1,4 €/t
... l'incinération	10,4 – 11,4 €/t	0,8 – 1 €/t
... le recyclage	16,5 – 17,4 €/t	7,4 – 7,6 €/t
... le compostage	15,6 – 21,2 €/t	4 – 7,4 €/t

Source : EC (1996a)

Tableau 53 – Coûts externes de la collecte des déchets, cas de la France [CHEZE et ARNOLD, 2005], données (EC, 1996a)

Selon ces données, le coût externe total de la collecte des déchets en fonction de la filière de traitement en aval varie entre 10,4 €/t et 21,2 €/t en valeur 2000 soit entre 11,9 €/t et 24,2 €/t en valeur 2007. L'étude présentée ici pour le cas de Paris aboutit à un coût de collecte en valeur 2007 de 26,5 €/t. Même si on remarque que l'ordre de grandeur est tout à fait cohérent avec celui obtenu pour le cas de Paris, il est important de souligner que ces chiffres ne

¹⁰⁵ EC (1996a) – European Commission, Cost-benefit analysis of the different solid waste management systems : objectives and instruments for the year 2000, Final Report to the European Commission, Office for Official Publications of the European Communities.

peuvent pas être comparés en toute rigueur car ils ne découlent pas des mêmes hypothèses et du même contexte. En effet, dans l'étude (EC, 1996a), les coûts résultent de la prise en compte de l'accidentologie du domaine des transports¹⁰⁶ et de la pollution atmosphérique [ibid.]. Le facteur accidentologie n'a pas été pris en compte dans le présent mémoire. Or, il s'agit de l'aspect qui est de loin le plus impactant dans les chiffres de l'étude européenne puisqu'il représente 90% du coût monétarisé pour le transport de déchets destinés à l'incinération et 66% pour les déchets destinés au recyclage. A l'inverse, d'autres facteurs que nous avons pris en compte sont absents de ces données : consommation d'énergie, émissions émission de CO₂, nuisances urbaines ...

Sur les 28 M€ de coût environnemental de la collecte, les polluants atmosphériques représentent environ 15,8 M€ (56%). Si l'on se place dans la même logique que les données (EC, 1996a) avec 90% du coût monétarisé représenté par l'accidentologie, le reste correspondant aux polluants atmosphériques, l'accidentologie représenterait un coût de 142 M€an. Pour un prix de la vie humaine de 1 à 5 M€, cela ferait entre 28 à 142 morts par an ce qui est démesuré par rapport aux 29 morts causés par la circulation à Paris en 2013 (source francebleue.fr). Ceci résulte très vraisemblablement d'un contexte rural ou périurbain où les trajets des bennes jusqu'aux incinérateurs et aux centres de tri nécessitent un parcours routier relativement long et dans un contexte d'habitats peu denses exposant peu de populations aux émissions de polluants atmosphériques (part prépondérante des kilomètres parcourus en « haut-le-pied » par rapport à la collecte proprement dite)

Il est donc impossible de tirer une conclusion du fait que les coûts monétarisés à la tonne obtenus pour Paris soient du même ordre de grandeur que ceux de cette étude européenne. Par contre ces constats montrent combien il est important d'une part de détailler les hypothèses utilisées pour éviter des transferts de données à des contextes inadaptés et d'autre part de réaliser des bilans reposant sur des inventaires d'impacts détaillés et non sur des ratios de la littérature.

VI.2. L'incinération

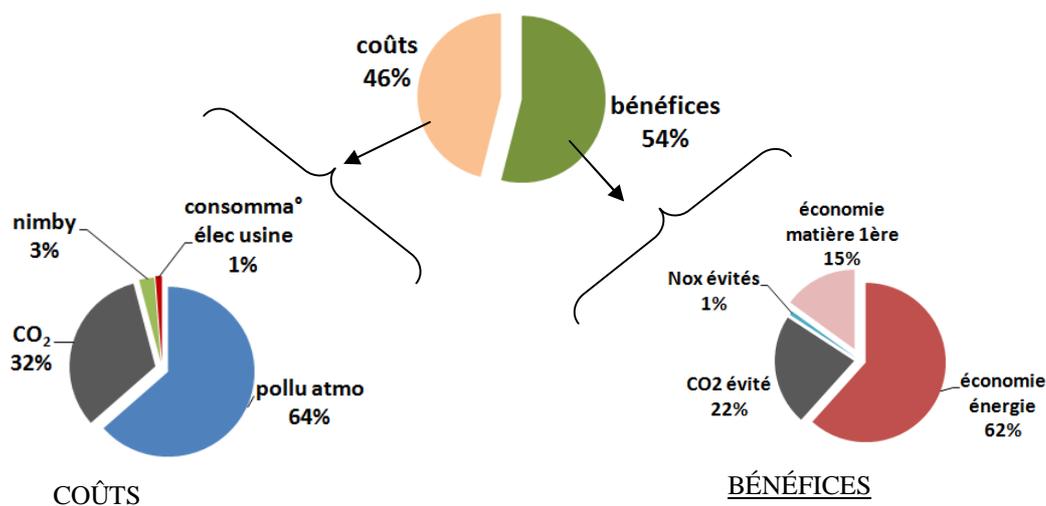
Concernant l'incinération, l'étude [CHEZE et ARNOLD, 2005] de la D4E conclut que « *La pollution atmosphérique est le principal coût externe de l'incinération. Il apparaît qu'avec les normes d'émission à venir (fin 2005), l'impact prépondérant sera lié aux polluants génériques (particules, NOx, SO₂) et non aux substances emblématiques de l'incinération (dioxines, métaux lourds). Ce mode de traitement permet toutefois une importante valorisation énergétique, qui peut aller jusqu'à compenser ces coûts.* ».

L'étude présentée ici confirme ce constat avec des impacts environnementaux monétarisés se répartissant entre 46% de coûts et 54% de bénéfices.

Les graphiques de la figure 35 page suivante montrent également que (1) à gauche, la part des polluants atmosphériques (NOx, SOx et particules) est de loin le coût environnemental prépondérant (2) à droite, c'est la production d'énergie et les émissions de CO₂ évités qui représentent l'essentiel des bénéfices environnementaux avec respectivement 61% et 21% soit un total de 82% de l'ensemble des bénéfices.

¹⁰⁶ estimation des risques d'accidents avec victimes monétarisés à partir de la valeur d'une vie humaine et des coûts médicaux

Figure 35 – Bénéfices et coûts environnementaux de l'incinération, parts des impacts monétarisés



Par contre, les ordres de grandeur rapportés par [CHEZE et ARNOLD, 2005] pour le coût externe de la pollution atmosphérique sont entre 18 et 25 €/t ce qui est bien moindre que celui déterminé dans la présente étude : 76,3 €/t de coûts environnementaux desquels il convient de déduire 2,3 €/t d'émission évités (voir tableau 52 page 179) ce qui conduit à un coût résultant de 74 €/t à Paris pour les polluants atmosphériques issus de l'incinération. Ceci s'explique là encore par le contexte urbain extrêmement dense à Paris qui conduit à des facteurs de monétarisation des polluants atmosphériques très élevés.

Une étude citée par ces auteurs prend en compte la densité de population pour évaluer le coût de la pollution atmosphérique des incinérateurs, il s'agit de l'étude de Desaignes, Rabl et Sparado (1998)¹⁰⁷. CHEZE et ARNOLD, fournissent dans le tableau reproduit ci-dessous les facteurs de monétarisation auxquels aboutit cette étude pour différents contextes de rural à urbain dense (banlieue parisienne) et pour différents niveaux de réglementation française depuis 1991 pour le cas D à 2005 pour le cas A (ces cas correspondent à des exigences plus ou moins sévères sur les émissions tolérées).

	Niveaux de réglementations ¹¹			
	A	B	C	D
Zone rurale	57,0 €/t	37,6 €/t	26,5 €/t	13,1 €/t
Zone urbaine	58,4 €/t	38,1 €/t	27,0 €/t	13,6 €/t
Banlieue parisienne	66,3 €/t	40,8 €/t	29,7 €/t	16,3 €/t

Tableau 54 – Coûts de la pollution locale des incinérateurs selon différents niveaux de réglementation, tiré de [CHEZE et ARNOLD, 2005](source : Desaignes, Rabl et Sparado [1998])

Le cas le plus contraignant correspond à un impact monétarisé de 66 €/t pour l'urbain dense en banlieue parisienne en 2005 ce qui est proche des 74 €/t déterminés pour le cas parisien étudié ici (écart de 11%). Les calculs réalisés et les hypothèses hautes sur les facteurs de monétarisation des effets sur la santé des polluants atmosphériques posés dans ce mémoire sont donc tout à fait cohérents avec les résultats obtenus par Desaignes et al.

¹⁰⁷ Desaignes B., Rabl A., Spadaro J. V. (1998), *Nouvelles réglementations pour les incinérateurs de déchets: Une Analyse Coût-Bénéfice*, Environnement et Technique/Info- Déchets, n° 175 p. 17-21.

VI.3. Le recyclage

Pour le recyclage, les impacts pris en compte dans le présent mémoire ne sont pas liés aux densités de population autour des usines (consommation d'énergie, émissions de CO₂...). Les résultats obtenus (rappelés à la figure 36) peuvent donc être comparés à d'autres études et notamment aux cas relevés par la D4E [CHEZE et ARNOLD, 2005] dans la littérature.

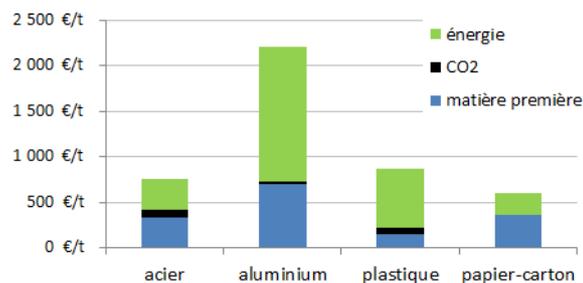


Figure 36 – Répartition des bénéfices environnementaux du recyclage des multimatériaux à Paris en 2007

Pour ces cas, les valeurs monétarisées établies l'ont été en tenant compte du coût de collecte sélective mais celui-ci est faible (même pour le contexte urbain de Paris) par rapport aux bénéfices de la valorisation matière. La comparaison est donc possible, d'autant plus que dans un contexte non parisien, la part collecte sélective sera minoritaire dans le bilan global du recyclage.

Le tableau 55 tiré de [CHEZE et ARNOLD, 2005] (données issues de « EC, 1996a », déjà cité) montre des ordres de grandeur cohérents mais non semblables pour les métaux ferreux (environ 550 €/t à comparer aux 757 € de la présente étude) et les métaux non ferreux (1700 €/t contre 2200 €/t pour la présente étude).

Par contre, pour le papier et le plastique, les ordres de grandeur sont très éloignés avec un rapport de 1 à 5 et de 1 à 10 :

- pour le papier, 125 €/t contre 596 €/t dans la présente étude
- pour le plastique, 85 €/t contre 862 €/t dans la présente étude

Bénéfice externe du recyclage d'une tonne ...	
... de verre	344 à 370 €/t
... de papier	121 à 130 €/t
... de plastique rigide	85 à 91 €/t
... de films plastiques	- 30 à - 28 €/t
... de métaux ferreux	520 à 558 €/t
... de métaux non-ferreux	1624 à 1745 €/t
... de textiles	116 à 124 €/t
Ensemble	282 à 303 €/t

Source : Planistat (2003), d'après EC (1996a)

Tableau 55 – Bénéfice externe du recyclage pour différents matériaux, Source : « Planistat (2003), d'après European Commission (1996a) » cité dans [CHEZE et ARNOLD, 2005]

La discussion menée au chapitre 3 lors de la détermination des facteurs de monétarisation de la valorisation matière a permis d'étudier les chiffres d'une autre étude menée par la D4E devenue SEEIDD sur les papiers/cartons et les plastiques¹⁰⁸.

Cette étude du SEEIDD donne une fourchette entre 635 et 1030 €/t pour le plastique et entre 210 €/t et 410 €/t pour les papiers/cartons ce qui est bien plus haut que les valeurs avancées par [CHEZE et ARNOLD, 2005] pour ces deux catégories de matériaux. Les causes de cet écart ne sont pas connues et ne peuvent donc pas être interprétées. Pour ces deux matériaux, il n'est pas possible de conclure.

¹⁰⁸ étude non disponible sur Internet mais dont les résultats sont donnés dans [NICKLAUS, 2010]

VI.4. Conclusion sur la comparaison avec les valeurs monétarisées de la littérature

Peu de données monétarisées sur la gestion des déchets sont disponibles dans la littérature. Les différences d'hypothèses et de contexte rendent les comparaisons hasardeuses. Il a néanmoins été constaté que les ordres de grandeur obtenus dans le présent mémoire sont cohérents avec les résultats des études consultées pour l'incinération et pour le recyclage des métaux ferreux et non ferreux. Pour la collecte, la seule référence trouvée (étude européenne de 1996) a été établie sur des hypothèses totalement différentes des nôtres avec prise en compte de l'accidentologie.

Les chiffres établis dans le cadre du présent mémoire présentent l'avantage de reposer sur les données réelles de la collecte à Paris avec les consommations et les kilométrages réels des bennes. De plus, la palette d'impacts pris en compte est bien plus large que dans l'étude européenne citée par la D4E. La méthode de détermination des impacts a été détaillée (hypothèses de taux de « haut-le-pied », de consommation de carburant, de rendement de la collecte en km/t...) ce qui permet potentiellement d'établir - à partir de ces données et de la méthodologie de transformation des g/kWh en g/km qui a été établie - un bilan environnemental monétarisé de la collecte des déchets dans tout type de contexte de densité de population (moyennant l'adaptation du facteur de monétarisation des polluants atmosphériques à la densité et moyennant l'adaptation des données opérationnelles).

VII. Effets des incertitudes sur flux physiques et des variations des FM sur le bilan monétarisé

Afin d'éprouver les résultats obtenus, nous allons maintenant définir des incertitudes sur les flux quantitatifs. Seules les incertitudes sur les impacts environnementaux représentant une part supérieure à 1% dans le bilan général du STPP sont étudiées.

En ce qui concerne les facteurs de monétarisation, des fourchettes de variation seront définies soit en observant la répartition des valeurs de différentes études soit, notamment s'il n'existe pas ou peu de valeurs de référence, en définissant une fourchette exprimée en pourcentage d'écart. Ce pourcentage est fixé en reprenant une fourchette communément utilisée¹⁰⁹ et en l'adaptant au contexte étudié soit en l'élargissant soit en la rétrécissant suivant que l'on estime que l'écart type de la répartition des valeurs qui pourraient être exprimées (enquête contingente), révélées (méthodes des coûts de dommage ou de protection) ou estimées par des experts est plus ou moins grand.

VII.1. Incertitudes sur les flux physiques

a) Données du STPP

En réalisant cette étude, nous avons constaté qu'il y a un écart de 5,6% entre les services de collecte enregistrés dans la base de données du STPP et le nombre de services effectivement réalisés sur le terrain. Il y a donc une perte d'information d'environ 6% entre la réalité et les données enregistrées. Ce chiffre est la seule incertitude connue sur les valeurs émanant du STPP. Nous considérerons que toute donnée chiffrée provenant du STPP (et éventuellement d'autres services de la Ville de Paris) sont un reflet de la valeur réelle à +/- 6%.

La fourchette d'incertitude sur les données provenant des services est donc fixée à **+/-6%**. Cette fourchette sera appliquée aux flux physiques suivants :

- consommation de carburant,
- émissions de CO₂ des bennes (découlant directement des consommations de carburant),
- consommation d'énergie des locaux,
- consommation de bacs de collecte en plastique,
- kilométrage parcouru par les bennes.

¹⁰⁹ par exemple la fourchette de +/-70% recommandée dans l'instruction cadre transport [2005]

b) Emissions de polluants atmosphériques des bennes : NO_x et PM

Outre les opérateurs privés de collecte (SITA, VEOLIA, NICOLLIN ...) qui conservent leurs propres données confidentielles, l'ADEME est la seule source en France qui dispose de valeurs moyennes d'émissions qui servent de référence notamment pour les bureaux d'études qui réalisent des études pour le compte des villes, des conseils régionaux etc. Pour déterminer une fourchette d'incertitude autour des émissions de polluants des bennes, nous allons comparer les résultats obtenus à l'aide de la méthode théorique mise au point pour le cas du STPP aux moyennes utilisées par l'ADEME pour ses propres projections.

Bien qu'étant une agence publique, l'ADEME diffuse très peu ses résultats chiffrés détaillés. Les études qu'elle publie comportent souvent des tableaux synthétiques et des graphiques mais les données sources ne sont pas fournies. L'ADEME utilise ses résultats chiffrés pour ses propres études ou les fournit aux bureaux d'études qu'elle mandate. A notre connaissance, il n'existe pas d'étude publique de l'ADEME qui fournisse des moyennes d'émission de polluants des bennes en g/km¹¹⁰. Toutefois, un diaporama réalisé pour la 6^{ème} Journée « Bus Propre » à Lille en septembre 2007 [WENISCH et OOMS, 2007] a permis de trouver des chiffres d'émissions provenant d'une étude ADEME référencé « ADEME, 2003 » dans ce diaporama mais dont les références complètes ne sont pas données. Dans la mesure où ce sont les seuls chiffres qui ont été trouvés et où ils émanent de l'auteur de l'étude lui-même, nous avons pris le parti d'utiliser ces chiffres même si la référence détaillée n'est pas connue. Le tableau ci-dessous est extrait de ce diaporama. Il fournit notamment les émissions de NO_x et de particules des bennes (BOM) en moyenne pour 100 km. Ces chiffres sont exploitables pour être ramenés au cas du STPP parce qu'ils sont fournis séparément pour les bennes diesel et les bennes GNV et que les hypothèses de consommations moyennes de carburant sont fournies.

Tableau 56 – Moyennes d'émission de polluants des bennes en g/km, source [WENISCH et OOMS, 2007], chiffres issus d'une étude ADEME de 2003

Données (g/km)	BOM (2)		
	Diesel	Diesel (FAP)	GNV/Biogaz
CO ₂	2193		2479.459459
CO	9,3	7,3	7,2
COVNM	2,2	1,4	0,05
CH ₄	-	0	4,9
NO _x	31,4	32,0	6,2
SO _x	0,07	0,07	-
Particules	1,3	0,2	0,03
Consommation (l ou Nm ³ /100 km)	86		120

Source : (2) : [ADEME, 2003]

Les consommations moyennes des bennes du STPP en 2007 étaient de 50,8 L/100 km pour les bennes diesel (31% du parc) et 91,7 Nm³/100 km pour les bennes GNV (69 % du parc). Le tableau 57 propose une adaptation des émissions moyennes de NO_x et particules de [ADEME, 2003] (données du tableau 56) en fonction des consommations moyennes STPP.

	données ADEME		transposition à la conso moyenne STPP		parc STPP : 69% GNV et 31% diesel
	diesel	GNV	diesel	GNV	
Nox	31,4 à 32	6,2	26,6 à 27,1	7,68	13,5 à 13,7
PM	0,2 à 1,3	0,03	0,17 à 1,1	0,037	0,08 à 0,37
conso moyenne	60 L/100 km	74 Nm ³ /100 km	50,8 L/100 km	91,7 Nm ³ /100 km	

Tableau 57 – Transposition des valeurs moyennes ADEME d'émission des bennes à la consommation moyenne de carburant des bennes du STPP

¹¹⁰ ainsi, pour exploiter les données du rapport [PLASSAT, 2005], il a fallu lire les résultats sur les graphiques car les chiffres ne sont pas explicités

Cette adaptation conduit à une fourchette de 13,5 à 13,7 g/km pour les NOx. Cette fourchette est très étroite avec une fourchette de variation de -1,5% / + 0% et une borne supérieure correspond à la valeur déterminée dans la présente étude pour les bennes du STPP. Pour poursuivre l'étude, nous allons porter arbitrairement cette étroite fourchette à **+/-15%**.

Pour les particules, les écarts entre valeurs ADEME (0,08 à 0,37 g/km) et valeur définie pour le STPP (0,23 g/km) sont de -65% et +60%. Ils ne représentent pas une fourchette d'incertitude sur un parc donné mais plutôt une dispersion de performance de différents modèles de bennes plus ou moins anciens en service à un moment donné. Cette fourchette est donc trop large pour être prise comme incertitude sur les valeurs d'émissions de PM du parc du STPP qui est précisément connu et que l'approche proposée dans ce mémoire s'attache justement à décrire aussi précisément que possible. Pour cette raison, nous prendrons une fourchette d'incertitude pour les PM moindre mais plus large que celle adoptée pour les NOx. Elle est arbitrairement fixée à **+/-30%**.

c) Emissions de SO₂ dues aux consommations d'énergie des locaux

La littérature ne fournit pas de valeur moyenne de référence pour les émissions de polluants des consommations d'énergies des locaux. Ces émissions dépendent du type de chaudière, de leur âge, de leur état d'entretien... soit une multitude de paramètres qui n'ont pas été étudiés en détail pour les quelques 22 000 m² de locaux du STPP. Les valeurs utilisées ici correspondent à des émissions moyennes pour un type de chauffage peu récent. L'incertitude liée aux valeurs utilisées n'est pas connue mais elle est certainement élevée. On prendra arbitrairement une fourchette de **[-50% ; +100%]** correspondant à une valeur potentiellement divisée par 2 ou multipliée par 2 (peu d'influence puisque cet impact ne compte que pour 1,3% dans le bilan du STPP).

d) Fabrication des bennes

Le budget moyen consacré à l'achat de bennes a été pris égal à 5 M€ en 2007. Ce budget peut varier d'une année à l'autre en fonction des besoins de renouvellement du matériel. On considèrera que cette variation est de **+/-25%** par rapport à cette moyenne de 5M€ par an.

e) Incertitudes sur les flux physiques du recyclage

Les tonnages de déchets dirigés vers le recyclage sont connus avec précisions car ils sont conditionnés en balles et font l'objet d'une pesée précise puisqu'ils sont destinés à la vente. L'erreur sur les tonnages de déchets recyclés est donc considérée comme nulle (pas d'incertitudes sur ces flux quantitatifs).

f) Incertitudes sur les flux physiques de l'incinération

Les incertitudes sur les flux physiques du bilan de l'incinération au SYCTOM ne sont pas connues mais les grandeurs utilisées sont issues de mesures en continu pour les émissions atmosphériques résultant d'une obligation réglementaire. Les grandeurs liées aux productions d'énergie sont également précisément connues du fait des enjeux financiers qui y sont attachés. On fixe donc une incertitude de 0% pour les données de production d'énergie et de production de résidus et matériaux récupérés et +/-1% pour les émissions atmosphérique (incertitudes liée aux appareils de mesure).

Par contre, d'autres grandeurs (réduction des émissions de CO₂ et des émissions de polluants atmosphériques et nuisances des poids lourds, consommation d'électricité de l'usine) sont des grandeurs qui ne sont quantifiées que par un calcul sur la base de ratios. L'incertitude sur ces grandeurs est donc plus grande. On la fixe arbitrairement à **+/- 20%**.

VII.2. Fourchette de variation des facteurs de monétarisation

Pour déterminer les fourchettes dans lesquelles faire varier les FM déterminés au chapitre 3, on peut s'appuyer sur la disparité des valeurs rencontrées dans la littérature ainsi que sur *L'instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures de transport* du Ministère des transports [2005] qui recommande un test à +/- 70% pour les polluants atmosphériques. Lorsque qu'il n'a pas été possible de trouver des données de la littérature, les fourchettes ont été déterminées de manière arbitraire en cherchant cependant à proposer une approche réaliste. Si ce choix conduit à un cumul d'incertitudes (quantitatives + variation des FM) au-delà des +/-70% de l'instruction cadre, la variation sur le FM est réduite pour ne pas dépasser ce taux adopté comme plafond.

a) Variation des FM de la consommation d'énergie fossile et de l'électricité

Le premier paramètre utilisé par la D4E [2007] pour définir le FM de la consommation d'énergie correspond au coût de l'activité de production d'énergie renouvelable (voir chapitre 3) qui résulte d'une étude économique classique dont les résultats sont assez précisément connus. C'est donc essentiellement pour le second paramètre, celui correspondant au delta d'impact monétarisé entre la production d'énergie renouvelable et l'activité économique moyenne, qu'il faut définir une fourchette de variation. Pour ce cas, les flux quantitatifs sont connus précisément et c'est uniquement le FM qui est sujet à imprécisions. Nous fixons donc arbitrairement une fourchette égale à la moitié de celle des polluants atmosphériques de l'instruction cadre transport soit +/-35%.

Pour l'électricité on retiendra une fourchette de variation du FM de +/-35% comme pour l'énergie fossile.

b) Variation de la valeur du carbone

D'après la revue de la littérature réalisée au chapitre 3 [SETRA, 2010 ; D4E, 2007 ; PLASSAT, 2005] (voir tableau 11 page 91), les études nationales et internationales consultées proposent des valeurs entre 32 et 96 €/t_{éq}CO₂ soit une fourchette de [-48% ; + 56 %] par rapport au FM de 50€/t_{éq}CO₂ retenu ici. Si on adoptait une fourchette de variation de ce FM de +/-50% cela conduirait à une variation cumulée de +80% en borne haute pour cet aspect dans le bilan de l'incinération (cumul de +20% d'incertitude sur les données quantitatives et +50% = 1,2 x 1,5 = 1,8). Pour ne pas dépasser les +/-70%, il faut réduire légèrement la variation du FM à +/-40% ce qui est acceptable compte-tenu des valeurs du carbone figurant dans la littérature.

c) Variation des FM des polluants atmosphériques

Dans [2010], le SETRA a réalisé une étude bibliographique internationale des facteurs de monétarisation de la pollution atmosphérique. La seule étude citée fournissant une approche en €/par poids de polluant émis est celle du COMEAP (*Committee on the Medical Effects of Air Pollution*)¹¹¹. Les fourchettes définies dans l'étude COMEAP (tableau 58 page suivante) sont particulièrement larges : [- 82% ; + 126 %] pour les NO_x, [-80% ; + 158 %] pour les particules et [-68% ; +111%] pour les SO_x. Cette orientation ne sera pas suivie puisqu'il a été décidé d'approcher séparément incertitudes sur flux physiques et variation des FM. Par contre, nous allons vérifier que le FM des particules de cette étude (seul cas de l'étude COMEAP où une densité de population associée est connue pour le cas de Londres) est cohérent avec celui que nous avons adopté.

¹¹¹ COMEAP : « comité constitué d'experts indépendants, qui apporte ses compétences au Gouvernement britannique sur les questions de toxicité ou d'effets sanitaires de la pollution de l'air » [SETRA, 2010]

Polluants	Valeur centrale	Sensibilité à la relation exposition/impacts	Test de sensibilité recommandé par le COMEAP ²⁷
NOx	1 093	[851 ; 1 241]	[214 ; 2475]
SOx	1 868	[1 510 ; 2 123]	[595 ; 3 948]
PM (Londres)	[170 334 ; 260 771]	[133 364 ; 296 331]	[34 745 ; 672 563]
PM (urbain dense)	[83 779 ; 134 825]	[65 598 ; 153 210]	[17 090 ; 347 729]
PM (urbain diffus)	[39 948 ; 99 870]	[31 278 ; 113 489]	[8 149 ; 257 578]
PM (rase campagne)	17 200	[13 466 ; 19 545]	[3 509 ; 44 360]
PM (moyenne)	55 483	[43 441 ; 63 048]	[11 318 ; 143 099]

Tableau 58 – FM des polluants atmosphériques et tests de sensibilité proposés par le DEFRA (en €₂₀₀₈/t), étude 2009 du COMEAP, tiré de [SETRA, 2010]¹¹²

Pour les particules, une extrapolation des données COMEAP au cas de Paris est possible à parti des chiffres londoniens : l'intervalle du test de sensibilité recommandé est de 34,7 à 672,5 €/kg de PM. Or, la densité d'habitants à Londres est de 4750 hab/km² contre 20 400 à Paris soit 4,3 fois plus. Comme le FM est proportionnel à la densité de population pour les polluants atmosphériques, on peut adapter le test sur le FM des PM au cas parisien ce qui conduit à un intervalle entre 149 et 2 890 €/kg_{PM} suivant les recommandations du COMEAP. La valeur du FM des particules que nous avons retenue pour Paris intramuros est de 2642 €/kg ce qui correspond quasiment au plafond de la fourchette COMEAP adaptée. Cela s'explique par le choix fait dans le présent mémoire d'une estimation haute de la valorisation des impacts sur la santé des polluants atmosphériques pour prendre en compte la spécificité du territoire parisien avec un cœur d'agglomération ultra dense sur une surface réduite (105 km²) entouré par une petite couronne densément peuplée également.

Pour prendre en compte les incertitudes fortes sur les résultats de la méthodologie de l'OMS de 2000, le groupe de travail du rapport Boiteux recommande une fourchette large de +/- 70% (recommandation reprise dans l'instruction cadre transports) [GRANGEON, 2010]. Depuis lors, de nouvelles études sont venues confirmer les résultats de l'étude OMS de 2000. La fourchette d'incertitude de +/-70% devrait donc logiquement être revue à la baisse dans des proportions importantes¹¹³. Sans aller jusqu'à une réduction drastique de cette fourchette, nous allons adopter une variation cumulée de +/-50% ce qui, sur la base des incertitudes sur flux physiques précisées plus avant conduit aux fourchettes suivantes :

NOx : +/-30%

PM : +/-15%

SOx : +/-30%

d) Variation des FM des matériaux recyclés

Les FM des matériaux recyclés ont été déterminés à partir de 3 catégories d'impacts : la consommation de matières premières, la consommation d'énergie et les émissions de gaz à effet de serre. Pour déterminer la variation des FM du plastique, des papiers-cartons et des métaux ferreux et non ferreux, prenons en compte les variations des FM adoptées pour ces sous-catégories d'impacts (+/- 35% pour l'énergie et les matières premières et +/-40% pour le CO₂) au prorata de leur part dans le FM de chaque matériau recyclable. La part CO₂ étant mineure, la résultante est pour tous ces cas de l'ordre de **+/-35%**.

¹¹² Long-term exposure to air pollution: effect on mortality. Report by the Committee on the medical effects of air pollutants chaired by Jon Ayres. COMEAP, 2009, 186 p.

<http://www.advisorybodies.doh.gov.uk/comeap/statementsreports/longtermeffects/mort2007.pdf>

et DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs), *Damage costs for air pollution*. WATKISS, 2006, 30 p., <http://www.defra.gov.uk/environment/quality/air/airquality/panels/igcb/documents/dcs-report2006.pdf>

¹¹³ Soulignons que GRANGEON estime que, du fait de cette évolution de contexte, les valeurs tutélaires posées par le rapport Boiteux en 2001 devraient être revues à la hausse en étant multipliées par 2 ou 3

e) Variation du FM de la nuisance des poids lourds en milieu urbain

Pour ce qui est de la nuisance des poids lourds en milieu urbain on peut tenir deux raisonnements opposés :

- Le tissu urbain parisien est très densément peuplé, les nuisances des poids lourds sont donc particulièrement impactantes pour les riverains,
- A contrario, la circulation et ses nuisances sont déjà très importantes à Paris, l'impact marginal d'un poids lourd est donc moindre que dans un contexte urbain moins saturé par la circulation routière.

Le premier raisonnement incline à penser que le FM de la nuisance des poids lourds est peut-être plus élevée que 0,64 €/km.véh à Paris (d'où l'idée d'une fourchette de variation supérieure large et d'une fourchette inférieure réduite) tandis que le second raisonnement laisse à penser que le facteur parisien est peut-être moins élevé (d'où l'idée d'une fourchette de sensibilité supérieure étroite et une fourchette inférieure large). En fait, les deux phénomènes ayant une influence inverse, il est proposé de prendre la même fourchette que celle du FM de l'énergie fossile soit : **+/-35%** (proposition arbitraire faute de références).

VII.3. Effet des incertitudes sur les flux physiques et des fourchettes de variation des FM

Les cumuls des incertitudes sur flux physiques et des fourchettes de variation des FM (récapitulatif des données à l'encart 25 page suivante) suivant les cinq catégories d'impacts clés du bilan environnemental de la gestion des déchets (énergie, polluants atmosphériques, CO₂, matières premières et nuisances) sont représentées à la figure 37 puis additionnés à la figure 38 (chiffres en annexe 18). Les plus grosses incertitudes cumulées se situent sur les polluants atmosphériques et sur l'énergie.

Figure 37 – Cumul des incertitudes quantitatives et des variations des FM : effets par aspect environnemental pour collecte, recyclage, incinération et bilan général

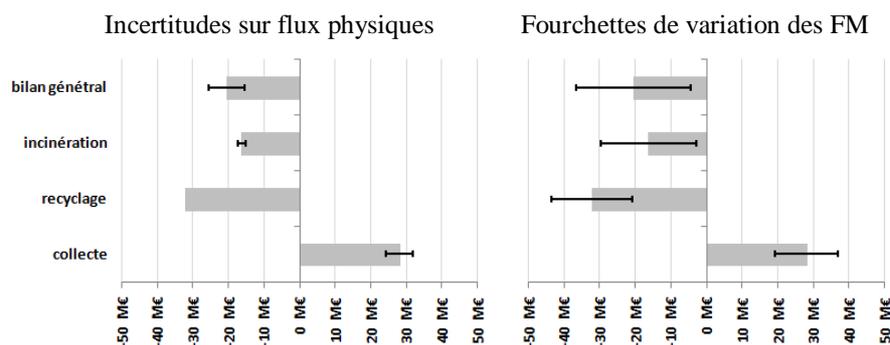
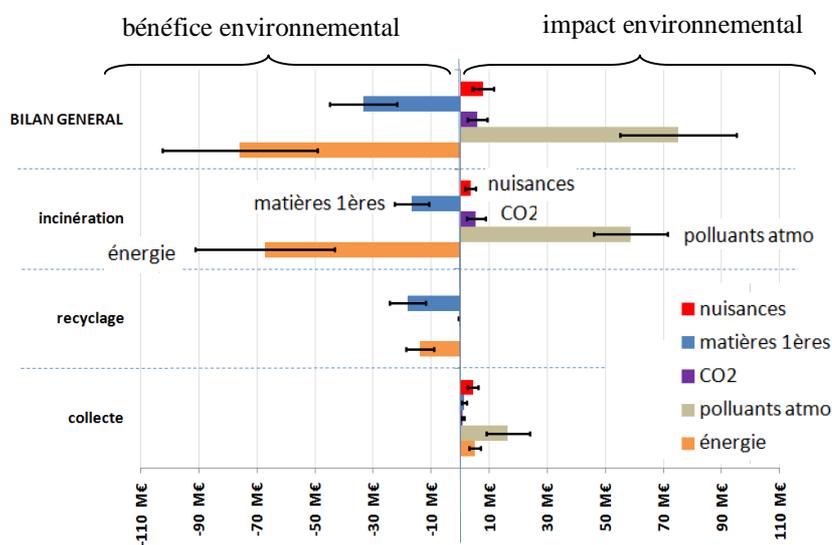


Figure 38 – Effets respectifs des incertitudes sur flux physiques et des variations des FM

Encart 25 – Récapitulatif des incertitudes quantitatives et fourchettes des FM pour collecte, incinération et recyclage

Les incertitudes sur les flux physiques et les fourchettes de variation des FM définis précédemment ainsi que leur cumul sont récapitulées ci-dessous pour la collecte, le recyclage et l'incinération.

INCINERATION

impacts environnementaux		incertitudes flux quantitatifs	fourchettes FM	cumul
chauffage urbain : vapeur	économie d'énergie		+/-35%	+/-35%
	Nox évités	+/-20%	+/-30%	-44% ;+56%
électricité produite	CO2 évité	+/-20%	+/-40%	-52%;+68%
	économie d'énergie	+/-20%	+/-40%	-52%;+68%
recyclage ferreux	économie matière 1ère		+/-35%	+/-35%
recyclage non ferreux	économie matière 1ère		+/-35%	+/-35%
poussières émises		+/-1%	+/-15%	+/-16%
NOx émis	effets sur la santé	+/-1%	+/-30%	+/-31%
SOx émis		+/-1%	-50%;+100%	-51%;+101%
CO ₂	changement climatique	+/-20%	+/-40%	-52%;+68%
Nimby		+/-20%	+/-35%	-48%;+62%
eau de lavage fumées	traitement des eaux	+/-20%	+/-35%	-48%;+62%
conso élec de l'usine		+/-20%	+/-35%	-48%;+62%

COLLECTE

impacts environnementaux		incertitude flux quantitatifs	fourchettes FM	cumul
consommation d'énergie	carburants	+/- 6%	+/- 35%	-39%;+43%
	locaux	+/- 6%	+/- 35%	-39%;+43%
émission de polluants atmo.	bennes	NOx	+/-30%	-40%;+50%
		PM	+/-15%	-40%;+50%
	locaux du personnel	NOx	+/-30%	-40%;+50%
		SO ₂	- 50 % / + 100 %	+/-20%
émission de GES	bennes carburants	+/- 6%	+/-40%	-44%;+48%
	locaux énergie	+/- 6%	+/- 40%	-44%;+48%
impact environnemental de l'électricité des locaux hors changement climatique		+/- 6%	+/- 35%	-39%;+43%
consommation de plastique : bacs		+/- 6%	+/- 35%	-39%;+43%
fabrication des bennes		+/- 25%	+/- 35%	-51%;+69%
Nuisances des bennes en milieu urbain		+/- 6%	+/- 35%	-39%;+43%

RECYCLAGE

	incertitudes flux quantitatifs	fourchettes FM	cumul
papiers-cartons	0%	+/-35%	+/-35%
plastique	0%	+/-35%	+/-35%
acier	0%	+/-35%	+/-35%
aluminium	0%	+/-35%	+/-35%

VII.3.1. Effets séparés des incertitudes par aspect environnemental

Le bilan général de la gestion des déchets comporte à la fois des bénéfices et des coûts environnementaux, il faut donc être prudent avant de sommer des incertitudes.

Commençons par observer les effets du cumul des incertitudes (flux physiques + FM) pour le bilan général lorsque, pour chaque composante examinée, les valeurs monétarisées des autres composantes sont fixes (pas d'application d'incertitude). Ce cumul présenté à la figure 39 montre que l'effet des incertitudes sur l'énergie laisse apparaître une faible plage de valeurs du bilan général à l'opposé du bilan de base (le bénéfice environnemental devient un coût : entouré en pointillés sur le graphique).

L'importance des incertitudes sur les FM risque donc de ne pas permettre de conclure de manière « certaine » sur le statut positif ou négatif du bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris.

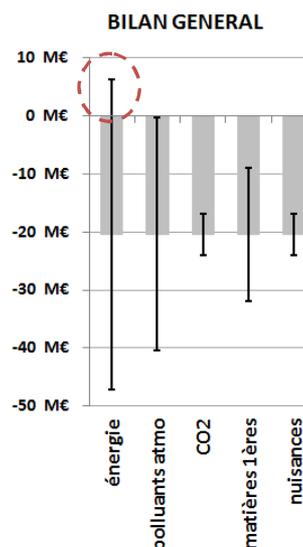


Figure 39 – Effet des incertitudes cumulées sur le bilan de la gestion des déchets à Paris : évolution d'un seul FM à la fois

Lorsqu'on réduit les fourchettes de variation des FM, il arrive un moment à partir duquel le bilan général se situe en totalité dans une plage négative (bénéfice environnemental) quel que soit l'impact environnemental considéré. Le taux de réduction de la fourchette des FM se situe à 24% (figure 40). Ainsi réduites, les fourchettes des FM prennent les valeurs suivantes :

- énergie et CO₂ : +/-27% au lieu de +/-35%
- PM : +/-11% au lieu de +/-15%
- NO_x : +/-23% au lieu de +/- 30%
- SO_x : [-38%/+53%] au lieu de [-50% ;+100%])

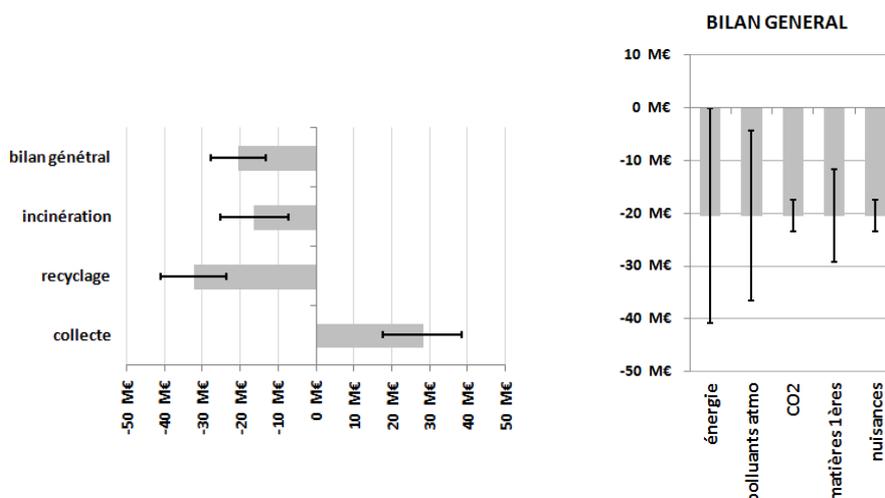


Figure 40 – Résultats avec une réduction de la fourchette des FM de 24% (le bilan général reste toujours un bénéfice)

VII.3.2. Effets cumulés des incertitudes

Ici, nous allons additionner les cumuls d'incertitudes (quantitative + FM) de chaque impact environnemental (énergie + polluants atmosphériques + CO₂ + matières premières + nuisances). Les bilans monétarisés évoluent alors dans les plages suivantes (voir tableau 59) :

- Collecte (28 M€an) : variation entre 15,6 et 40,7 M€an (coût),
- Recyclage (-32 M€an) : variation entre -43,5 et -20,9 M€an (bénéfice),
- Incinération (-16 M€an) : variation entre -18,5 M€an et -14 M€an (bénéfice),
- Bilan général (-20 M€an) : variation entre -21,4 M€an et -19,4 M€an (bénéfice).

		impact annuel	min	max	variation en %	
collecte	quantitatif	28,1 M€	24,4 M€	31,9 M€	-13,2%	13,7%
	variation FM		19,3 M€	36,8 M€	-31,2%	31,2%
	cumul		15,6 M€	40,7 M€	-44,4%	44,9%
recyclage	quantitatif	-32,2 M€	-32,2 M€	-32,2 M€	0,0%	0,0%
	variation FM		-20,9 M€	-43,5 M€	-35,1%	35,1%
	cumul		-20,9 M€	-43,5 M€	-35,1%	35,1%
incinération	quantitatif	-16,3 M€	-17,5 M€	-15,0 M€	7,7%	-7,7%
	variation FM		-2,7 M€	-29,8 M€	-83,4%	83,4%
	cumul		-4,0 M€	-28,6 M€	-75,6%	75,6%
BILAN GENERAL	quantitatif	-20,4 M€	-25,4 M€	-15,3 M€	24,3%	-24,9%
	variation FM		-4,3 M€	-36,5 M€	-78,9%	78,9%
	cumul		-9,3 M€	-31,4 M€	-54,5%	53,9%

Tableau 59 – Effets des incertitudes : valeurs minimum et maximum pour collecte, incinération, recyclage et bilan général

On observe cette fois à la figure 41 que le statut du bilan général, reste du même signe (bénéfice).

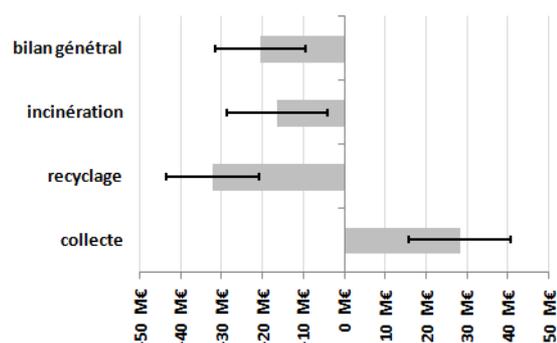


Figure 41 – Effet des incertitudes cumulées : cumul des incertitudes de tous les aspects environnementaux

VIII. La monétarisation comme exercice d'intégration des données

En l'absence de monétarisation, les données quantitatives disponibles sur les flux d'impacts environnementaux ne peuvent être comparées. Il n'est donc pas possible de savoir si la résultante d'un processus comportant des coûts et des bénéfices environnementaux est finalement positive ou négative pour l'environnement. Ce chapitre consacré à l'étude de la gestion des déchets ménagers à Paris illustre cette problématique. Par exemple, nous avons rassemblé les données quantitatives relatives à l'incinération de 795 000 t de déchets parisiens dans les incinérateurs du SYCTOM en 2007.

Ces données sont rassemblées dans le tableau 60 page suivante : le bilan quantitatif à gauche comporte une multitude de quantités de polluants émis à mettre en regard d'énergie produite ou de matériaux récupérés... Le bilan monétarisé à droite utilise une unique unité, l'euro ; il permet de visualiser le poids de chaque item dans le total, de sommer les valeurs monétarisées des impacts etc. Le bilan environnemental pour ce processus est un bénéfice monétarisé établi ici à 15,9 M€an en 2007.

bilan quantitatif				bilan monétarisé			
bénéfices	polluants atmosphériques	vapeur produite	4 407 480	GJ/an	vapeur produite	68,3	M€
		électricité produite	184 599	GJ/an	électricité produite	25,0	M€
		CO ₂ évité	413 400	téqCO ₂	CO ₂ évité	111,7	M€
		- CO évité	85,1	t/an	- CO évité	1,8	M€
		- Metox évité	206,7	kg/an	- Metox évité	14,1	M€
		- NOx évité	103,3	t/an	- NOx évité	2,5	M€
coûts	polluants atmosphériques	- métaux ferreux	1 145	t/an	- métaux ferreux	25,6	M€
		- non ferreux	90 471	kg/an	- non ferreux	1,0	M€
		- PM	19,4	t/an	- PM	0,01	M€
		- METOX	1,5	t/an	- METOX	20,5	M€
		- gaz acides	10,3	t/an	- gaz acides	13,6	M€
		- NOx	237,9	t/an	- NOx	0,00	M€
		- SOx	77,9	t/an	- SOx	0,01	M€
		- CO	95,4	t/an	- CO	30,4	M€
		- dioxines/furanes	95	mg/an	- dioxines/furanes	2,7	M€
		CO ₂ émis	608 175	téqCO ₂	CO ₂ émis	0,8	M€
		syndrome NIMBY UIOM	596 250	t/an	syndrome NIMBY UIOM	1,3	M€
		traitement eaux usées	977 850	m ³ /an	traitement eaux usées		
consommation électricité	90,15	GWh/an	consommation électricité				
TOTAL		non évaluable		15,9 M€			

Tableau 60 – Bilan de l'incinération de 795 000 t d'ordures ménagères en 2007 à Paris, comparaison des données quantitatives et monétarisées

Toujours selon le même mode de comparaison, à la figure 42, la connaissance des tonnages de polluants émis par les incinérateurs (à gauche) n'apporte aucune information quant à leurs impacts relatifs absolus. La version monétarisée (à droite) montre que les enjeux se situent au niveau des NOx, des SOx et des particules, le reste étant parfaitement négligeable.

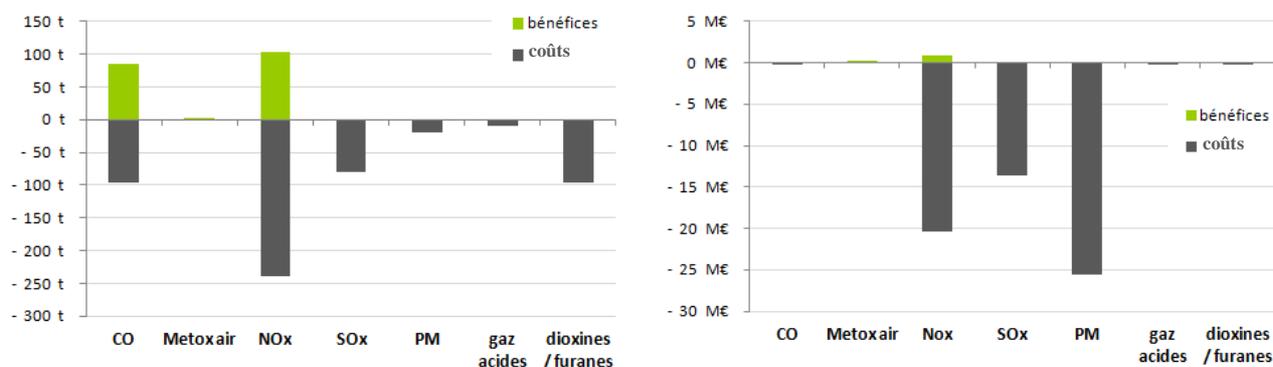


Figure 42 – Emissions et évitements de polluants atmosphériques liés à l'incinération de 795 000 t, comparaison des données quantitatives et monétarisées (en t/an sauf dioxines/furanes : mg/an, et en M€/an)

Rappelons maintenant les résultats obtenus en monétarisant les impacts et bénéfices environnementaux de la gestion des ordures ménagères et des multimatériaux des Parisiens en 2007 à l'aide des facteurs de monétarisation définis au chapitre 3:

- collecte des OM et MM : coût environnemental de 28 M€/an (fourchette entre 16 à 41 M€ en tenant compte des incertitudes sur les flux physiques et des fourchettes de variation des facteurs de monétarisation, soit +/-44%),
- recyclage des MM : bénéfice environnemental de 32 M€/an (21 à 43 M€/an, soit +/- 35%),
- incinération : bénéfice environnemental de 16 M€/an (entre -29 et -4 M€ soit +/- 76%).

Ces différents résultats donnent un bilan général résultant qui est un bénéfice environnemental de 20 M€/an pour la gestion des ordures ménagères parisiennes en 2007. Soulignons que le coût environnemental de la collecte sélective est de 57 €/t (multimatériaux MM) contre 24 €/t pour les ordures ménagères (OM).

Récapitulons maintenant l'effet du cumul des incertitudes sur flux physiques et des fourchettes de variation des FM sur le bilan général (détails au tableau 61)¹¹⁴ :

- incertitudes sur l'énergie => le bilan général varie dans la plage [-47 ; +6 M€]
- incertitudes sur les polluants atmosphériques => bilan général = [-40; -0,3 M€]
- incertitudes sur le CO₂ => bilan général = [-24 ; -17 M€]
- incertitudes sur les matières premières => bilan général = [-32 ; -9M€]
- incertitudes sur les nuisances urbaines des bennes => bilan général = [-24 ; -17 M€].

	impact annuel	effet sur le bilan général de -20 M€			
		mini	maxi	mini	maxi
énergie	-75,9 M€	-49,2 M€	-102,5 M€	6,2 M€	-47,1 M€
polluants atmo	75,0 M€	55,0 M€	95,1 M€	-40,4 M€	-0,3 M€
CO2	5,9 M€	2,4 M€	9,4 M€	-23,9 M€	-16,9 M€
matières premières	-33,3 M€	-21,8 M€	-44,9 M€	-8,9 M€	-32,0 M€
nuisances	7,9 M€	4,3 M€	11,4 M€	-24,0 M€	-16,9 M€

Tableau 61 – Effet des incertitudes sur le bilan général pour chaque aspect environnemental

NB : les valeurs positives sont des coûts et les valeurs négatives des bénéfices

Pour ramener la plage de variation du bilan général à des valeurs toujours négatives (bénéfice) quel que soit l'aspect environnement considéré, nous avons vu qu'il faut réduire la largeur des fourchettes de variation des FM de 24% ce qui est raisonnable.

Dans la littérature, les études de monétarisation des actifs environnementaux s'attachent à l'analyse de la sensibilité des résultats selon différents scénarios de FM ou d'évolution de ces facteurs mais aucune analyse n'a été trouvée sur les conséquences de la finesse de l'analyse physique du phénomène quantifié (données quantitatives). Le rapport Boiteux définit des tests de sensibilité mais n'aborde pas la question de l'évaluation des polluants effectivement émis par les véhicules, les inventaires d'émissions sont globaux.

Pour une étude portant sur la gestion des déchets, c'est essentiellement sur la précision des données sur les émissions de polluants des bennes que les progrès les plus importants pourraient être réalisés en matière d'incertitudes sur flux physiques. L'instrumentation embarquée permettrait de connaître plus précisément le fonctionnement des bennes en conditions réelles à l'image du projet Starbus de l'ADEME qui consiste à équiper des bus d'enregistreurs de fonctionnement de moteur embarqués permettant notamment l'enregistrement de la puissance appelée. Réduire les incertitudes quantitatives sur les flux d'impact de la pollution atmosphérique pour la collecte permettrait de réduire l'incertitude globale sur l'aspect polluants atmosphériques.

¹¹⁴ Rappelons que les fourchettes données ici sont celles qui sont obtenues lorsque, pour chaque composante du bilan examinée (énergie, polluants atmosphériques, CO₂, matières premières, nuisances) les valeurs monétarisées des autres composants sont fixes (pas d'application d'incertitudes). Nous avons vu en effet que c'est ce cas qui produit les plages de variation du bilan global les plus larges par rapport à l'approche du cumul de toutes les incertitudes sur toutes les composantes du bilan.

Les discussions menées ici autour des effets des incertitudes montrent que les résultats monétarisés doivent être manipulés avec prudence particulièrement lorsqu'on est en présence de bilans composites comportant à la fois des coûts et des bénéfices environnementaux. Finalement, l'intérêt de ces valeurs explicitées n'est pas tant le chiffre et le signe du bilan final monétarisé mais plutôt dans les informations relatives qui sont ainsi mises en lumière : poids relatifs des différents impacts environnementaux les uns par rapport aux autres, identification des aspects clés dans un bilan, comparaison de différents bilans aspect par aspect, mise en perspective vis-à-vis des enjeux financiers, questionnement par rapport aux enjeux nationaux et internationaux en matière d'environnement au sens large y compris santé publique (changement climatique, pollution atmosphériques urbaine...). Nous allons voir au prochain chapitre au travers de quelques exemples que les données rassemblées pour dresser le bilan de la gestion des déchets à Paris peuvent donner lieu à des analyses secondaires riches d'enseignements et donc éclairantes pour la décision publique.

Les difficultés inhérentes à la méthodologie ne doivent pas conduire à refuser son utilisation car c'est de la pratique que viendront les améliorations grâce au cumul de l'expérience. Ainsi, même s'il apparaît difficilement envisageable de réduire de manière importantes les fourchettes de variation des facteurs de monétarisation¹¹⁵, la diffusion d'études monétarisées auprès du grand public et des décideurs permettrait de recueillir des avis sur les valeurs relatives des FM et sur les impacts environnementaux monétarisés qui en découlent. De cette manière, les FM pourraient être mieux cernés réduisant ainsi potentiellement la largeur des fourchettes de variation à considérer et ce, sans avoir besoin de multiplier de coûteuses enquêtes contingentes. Cette diffusion large permettrait également un effet d'apprentissage pour les administrations qui seraient chargées d'établir ces études monétarisées ainsi que pour les décideurs et le grand public qui se familiariseraient avec cet exercice méconnu.

¹¹⁵ Pour les polluants atmosphériques, il faut tenir compte de la difficulté à cerner l'effet chronique de ces polluants sur la santé humaine et de la difficulté à définir une valeur consensuelle pour une année de vie perdue. Pour l'énergie, l'incertitude sur les stocks d'énergie fossile et sur la vitesse d'évolution des technologies d'énergies renouvelable justifient également de continuer à prendre une fourchette de variation plutôt large.

Chapitre 7

La monétarisation comme aide à la décision publique dans le domaine des déchets

Après avoir monétarisé les externalités positives et négatives de la collecte (coût environnemental de 28 M€/an), du recyclage (bénéfice de 32 M€/an) et de l'incinération des déchets parisiens (bénéfice de 28 M€/an) au chapitre précédent puis discuté la robustesse de ces résultats et du bilan résultant (bénéfice de 20 M€/an) grâce à une analyse d'incertitudes, nous allons dans ce chapitre exploiter la multitude de données rassemblées (données 2007) pour mener cinq analyses complémentaires. Ces analyses portent sur des questions clés pour les décideurs : (1) comparaison de la performance des bennes gasoil et GNV, (2) bilan de la mise en place de la collecte sélective, (3) comparaison des incinérateurs du SYCTOM aux autres incinérateurs franciliens, (4) comparaison du bilan environnemental et du bilan financier et enfin, (5) mise en évidence de la valeur perdue du fait des multimatériaux non recyclés. Ces analyses illustrent tout l'intérêt de disposer, au-delà d'un bilan général résultant, de données monétarisées pour chacun des aspects environnementaux en jeu.

Après avoir établi que le bilan résultant de la gestion des déchets parisiens est positif pour l'environnement puis souligné la fragilité de ce résultat en observant les effets des incertitudes, ce chapitre explore quelques questions clés auxquelles un décideur peut être confronté : la comparaison des performances environnementales des bennes gasoil et des bennes GNV, le bénéfice de la collecte sélective bihebdomadaire en approche marginale et la performance relative de différents incinérateurs. Nous mettrons également en lumière les pertes de bénéfice environnemental dues aux matières premières non recyclées. Enfin, nous confronterons les coûts et bénéfices environnementaux avec les coûts budgétaires.

I. Comparaison des performances des motorisations de bennes gasoil et GNV

Le tableau 62 ci-dessous récapitule les performances des bennes du STPP en fonction de leur motorisation pour le parc tel qu'il était en 2007. Ce bilan montre que les bennes au GNV émettent beaucoup plus de gaz à effet de serre que les bennes au gasoil (plus de 3 fois plus). Par contre, elles émettent beaucoup moins de polluants atmosphériques que le parc de bennes diesel en 2007 qui comportait encore plus de la moitié de bennes Euro II et seulement 6 bennes Euro IV.

Du point de vue de l'énergie consommée, ce sont les bennes gasoil qui consomment le moins : environ deux fois moins au km que les bennes GNV en moyenne sur le parc et environ 2,5 fois moins que les bennes électriques (en énergie primaire).

Sans la monétarisation, face à deux technologies présentant chacune des avantages par rapport à l'autre, il n'est pas possible d'arbitrer du point de vue environnemental. Comme le montrent les coûts en €/km dans le tableau 62 pour différents types de bennes, la monétarisation apporte cet indicateur synthétique manquant (bennes numérotées de A à M). Ainsi, on constate que le parc des bennes gasoil de 2007 présentait un coût environnemental moyen de 6,1 €/km contre 2,4 €/km pour les bennes GNV et que pour les bennes GNV ce coût varie entre 1,4 et 4,2 €/km selon le modèle et pour les bennes gasoil entre 2,5 et 9,9 €/km.

Tableau 62 – Performances des bennes du STPP selon leur motorisation pour le parc de bennes de 2007

					émissions polluants en g / km				GES en kgéqCO ₂ / km	€/ km				
					CO	NOx	HC NM	PM		polluants	CO ₂	énergie fossile	TOTAL	
		gabarit	nombre bennes STPP	km total 2007										
GNV	C	EURO III	VE	20	276 724	0,03	10,6	0,1	0,00	1,7	1,8	0,08	0,36	2,3 €/km
	B	EURO III	VM	50	624 463	0,06	21,2	0,1	0,01	2,2	3,6	0,10	0,49	4,2 €/km
	E	EURO IV	VM	3	20 278	0,06	9,1	0,00	0,00	2,0	1,6	0,09	0,44	2,1 €/km
	A	EEV	VL-VXL	84	1 065 543	4,2	3,7	0,1	0,0	2,7	0,7	0,12	0,59	1,4 €/km
	TOTAL GNV			157	1 987 009	2,3	10,2	0,1	0,0	2,4	1,8 €/km	0,11 €/km	0,52 €/km	2,4 €/km
MOYENNES														
GASOIL	H	EURO II	VE	17	174 668	7,2	14,8	1,4	0,6	1,3	4,2	0,06	0,22	4,5 €/km
	I	EURO II	VM	17	250 555	11,7	31,3	2,0	1,1	1,7	8,4	0,08	0,29	8,8 €/km
	M	EURO IV	VM	6	87 315	4,0	10,0	0,03	0,16	1,8	2,1	0,08	0,30	2,5 €/km
	K	EURO III	VM	18	258 314	6,9	20,4	0,7	0,6	1,7	5,0	0,08	0,29	5,3 €/km
	L	EURO III	VL	5	58 691	7,6	19,0	1,9	0,8	1,2	5,5	0,05	0,20	5,8 €/km
	G	EURO II	VL	5	41 949	9,0	38,9	2,0	1,1	1,9	9,5	0,09	0,32	9,9 €/km
	J	EURO II	VL	5	39 077	8,1	22,0	1,2	0,7	1,6	5,7 €/km	0,07 €/km	0,27 €/km	6,1 €/km
	TOTAL GASOIL			73	910 570	8,1	22,0	1,2	0,7	1,6	5,7 €/km	0,07 €/km	0,27 €/km	6,1 €/km
MOYENNES														
TOTAL GENERAL			230	2 897 578										

NB : bennes numérotées de A à M, présentation dans le tableau par ordre croissant de catégorie de voie étroite (VE) à voie extra-large (VXL)

Pour affiner cette comparaison macroscopique, intéressons-nous au gabarit des bennes. Les coûts environnementaux par kilomètre des différentes bennes du parc 2007 du STPP sont regroupés au sein du graphique suivant. Les bennes sont classées par ordre de gabarit croissant¹¹⁶. Ce graphique montre que les bennes diesel performantes (Euro 4) ont des performances environnementales qui s'approchent voire dépassent celles des bennes GNV Euro 3 et Euro 4 en 2007. Par exemple, le bilan environnemental des bennes diesel voie moyenne (VM) Euro 4 est meilleur que celui des bennes GNV Euro 3 voie moyenne.

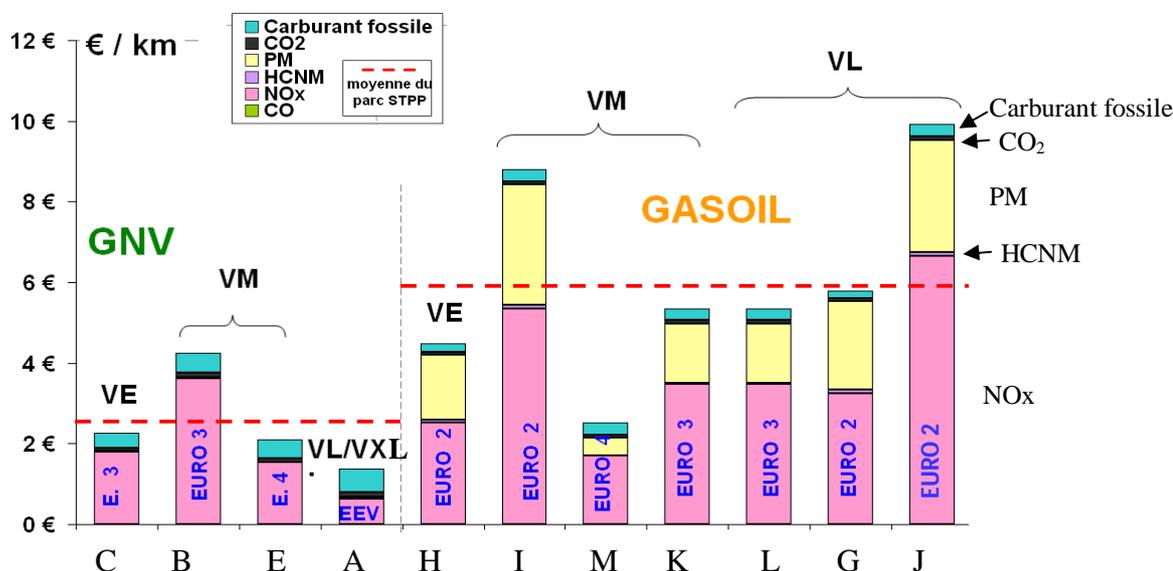


Figure 43 – Coûts environnementaux par kilomètre des bennes du parc 2007 du STPP (classement des types de bennes de A à M par gabarit croissant), source [DOMERGUE, 2009]

Ceci montre qu'avec le développement des techniques d'abaissement de la pollution des motorisations diesel (filtres à particules et dispositifs anti NOx), le bénéfice environnemental des bennes GNV sur la pollution atmosphérique tendait en 2007 à s'estomper et à mettre en avant le désavantage des bennes GNV par rapport aux bennes gasoil concernant la consommation d'énergie et les émissions de gaz à effet de serre.

C'est d'ailleurs en partie grâce à cette analyse que la Ville de Paris a décidé en 2009 de relancer l'achat de bennes diesel performantes pour remplacer ses bennes diesel en fin de vie plutôt que de poursuivre sa politique d'achat exclusif de bennes GNV engagée depuis quelques années alors. Cet argument n'a pas été moteur dans cette décision assise plutôt sur des considérations organisationnelles (difficulté à entretenir des parcs de technologie différente) et financière (disparition de l'aide à l'achat des véhicules GNV). Néanmoins, l'argumentation environnementale a pu servir à lever un frein politique bloquant vis-à-vis des préjugés positifs dont jouissaient les bennes GNV à l'époque.

Depuis cette analyse conduite sur la base du contexte technique et politique de 2007, la nouvelle municipalité a décidé en 2014 de se tourner de nouveau vers les bennes GNV et d'abandonner progressivement le diesel dans le cadre d'un objectif de réduction des émissions de particules fines dans l'atmosphère. Cet arbitrage peut être interprété comme une réévaluation implicite à la hausse du FM des particules fines par rapport aux FM de la consommation d'énergie et d'émission de CO₂. Ceci intervient dans un contexte où en 2012, les particules ont été reconnues comme substance cancérigène certaine par l'OMS et où la circulation alternée a été mis en place à Paris en 2015 pour la seconde fois depuis 1997.

¹¹⁶ VE) voie étroite, VM = voie moyenne, VL = voie large, VXL = voie extra large

II. Analyse du bilan de la collecte sélective

Interrogeons-nous maintenant sur le gain environnemental qu'a représenté le passage à la collecte sélective à Paris pour voir à posteriori s'il justifie les tournées supplémentaires de bennes et le process spécifique de traitement qu'il induit.

II.1. Bilan environnemental net de la collecte sélective bihebdomadaire à Paris

Si les 84 000 tonnes de multimatériaux (MM) triés par les parisiens en 2007 avaient été collectés en mélange avec les ordures ménagères (pas de collecte sélective), le coût environnemental correspondant aurait été de 1,9 M€an alors que l'organisation actuelle de la collecte sélective bihebdomadaire (collecte dite en C2) représente un coût environnemental de 4,7 M€(tableau 63). La collecte sélective en C2 induit donc un surcoût environnemental de 2,8 M€an (+150%).

Mais ce surcoût de 150% est largement compensé par le gain de 32 M€lié au recyclage des matériaux récupérés (rapport de 1 à 11 entre surcoût de 2,8 M€et gain de 32 M€).

	tonnages MM collectés (avant déclassements et refus de tri)	coût env. collecte OM	coût env. collecte des tonnages MM si pas de CS	coût env. collecte MM (€/t)	coût env. collecte MM (M€/an)	surcoût env. net de la CS
régie	37 993 t	24,5 €/t	0,93 M€	69,3 €/t	2,6 M€	1,7 M€
privé	46 030 t	20,6 €/t	0,95 M€	44,4 €/t	2,0 M€	1,1 M€
TOTAL	84 023 t		1,9 M€		4,7 M€	2,8 M€
			(1)		(2)	(2) - (1)

Tableau 63 – Surcoût environnemental monétarisé de la collecte sélective

Ce gain net permet de compenser le coût environnemental complet de la collecte des ordures ménagères qui est de 28 M€ **Chaque tonne de déchets recyclable collectée en plus sélectivement permet un gain environnemental net de : 380 €/tonne**

Devant un tel bénéfice, on pourrait être tenté de multiplier les jours de collecte sélective pour améliorer encore ce bénéfice environnemental. Mais, doubler le nombre de collecte de MM en 2006 n'a pas conduit à doubler les tonnages collectés. L'augmentation la plus sensible a concerné l'aluminium avec +72% mais pour l'acier elle n'a été que de +12% (tableau 64). Lorsqu'ils sont dirigés vers l'incinération, ces matériaux sont de toute manière récupérés¹¹⁷, c'est donc le bilan des papiers-cartons et plastiques qu'il est intéressant de regarder plus attentivement. La progression a atteint +24% pour le plastique et +31% pour les papiers-cartons soit 4 à 5 fois moins que le doublement des tonnages. On peut donc penser que la collecte en C2 des multimatériaux est proche de l'optimum pour capter un maximum de matériaux recyclables sans faire circuler une quantité déraisonnable de bennes dans les rues de Paris et sans avoir besoin de surdimensionner le personnel de collecte et les locaux nécessaires pour les accueillir.

	2005	2007	% évolution
papiers-cartons	36 033 t	47 148 t	+30,8%
plastique	3 076 t	3 807 t	+23,8%
acier	851 t	952 t	+11,9%
aluminium	36 t	62 t	+72,2%
TOTAL	39 996 t	51 969 t	+29,9%

Tableau 64 – Evolution des tonnages de multimatériaux valorisés entre 2005 et 2007 (passage de C1 à C2)

¹¹⁷ la présence de métaux nuit cependant au bon fonctionnement des incinérateurs, une collecte sélective des métaux est donc souhaitable.

II.2. Bilan environnemental sans collecte sélective et comparaison du bilan C1 et C2

S'il n'y avait pas de collecte sélective des MM, l'ensemble des déchets non triés serait orienté vers l'incinération. La collecte sélective a apporté un bénéfice environnemental direct mais également des impacts liés à l'organisation de la collecte sélective.

L'analyse menée au chapitre 6 montre que le coût environnemental de la collecte sélective est de 57 €/t contre 24 €/t¹¹⁸ pour les OM. Collecter des MM induit donc un impact environnemental additionnel qu'il convient de défalquer du bénéfice lié au recyclage.

Le passage d'une collecte hebdomadaire des MM (C1) à bihebdomadaire (C2) en 2006 a permis d'augmenter les tonnages captés. Ainsi, en 2005, 39 996 t de déchets ont été recyclés contre 51 969 t en 2007 (+30%) [MAIRIE DE PARIS, 2006 et 2007]. En 2007, pour parvenir à recycler ces quelques 52 000 t, il a fallu collecter 84 000 t de MM ce qui correspond à un taux de valorisation de 62%. Si l'on suppose qu'en 2005 il en était de même, pour recycler 40 000 t, il fallait alors collecter 64 511 t.

Pour observer les effets du passage à la C1 puis à la C2, nous allons comparer ces deux scénarios à la situation réelle de l'organisation 2007 (collecte sélective bihebdomadaire : C2) sur la base des tonnages de 2007 :

- scénario (1) : collecte sélective en C1 (une seule fois par semaine)
- scénario (2) : pas de collecte sélective : collecte des 84 000 t de multimatériaux en mélange avec les ordures ménagères

Le tableau 65 présente les bilans monétarisés de la gestion des déchets selon la situation de 2007 et ces deux scénarios. Alors que la situation en place en 2007 représente un bénéfice environnemental annuel de 19,2 M€ le scénario (1) avec une unique collecte sélective par semaine abaisse ce bénéfice à 11 M€ (-41%)¹¹⁹ tandis que le scénario (2) sans collecte sélective bascule vers un coût environnemental de 10 M€ (delta de 30 M€ avec la situation réelle de 2007).

		Organisation 2007			scénario (1)			scénario (2)				
		FM	collecte sélective en C2 en 2007		collecte sélective en C1 en 2005		sans collecte sélective					
			tonnages	environnement		tonnages	environnement		tonnages	environnement		
				coût	bénéfice		coût	bénéfice		coût	bénéfice	
COLLECTE	collecte OM	24,2 €/t	972 000 t	23,5 M€		991 490 t	24,0 M€		1 056 000 t	25,6 M€		
	collecte sélective	57,0 €/t	84 000 t	4,8 M€		64 510 t	3,7 M€		0 t			
TRAITEMENT	incinération	20,0 €/t	795 000 t	95,8 M€	-111,8 M€	735 004 t	88,6 M€	-103,3 M€	795 000 t	95,8 M€	-111,8 M€	
	recyclage	papiers-cartons	596 €/t	47 148 t		-28,1 M€	36 033 t		-21,5 M€	0 t		
		plastique	862 €/t	3 807 t		-3,3 M€	3 076 t		-2,7 M€	0 t		
		acier	757 €/t	952 t		-0,7 M€	851 t		-0,6 M€	0 t		
		aluminium	2 200 €/t	62 t		-0,1 M€	36 t		-0,1 M€	0 t		
	enfouissement	2,2 €/t	281 000 t	0,6 M€		281 000 t	0,6 M€		281 000 t	0,6 M€		
				125 M€	-144 M€		117 M€	-128 M€		122 M€	-112 M€	
				-19,2 M€	bénéfice		-11,3 M€	bénéfice		10,2 M€	coût	

Tableau 65 – Bilan monétarisé de la gestion des déchets, comparaison de 2 scénarios avec l'organisation 2007

En instaurant la C1, le bénéfice environnemental net a été de 21,5 M€ tandis qu'il était renchéri de 8 M€ en passant de la C1 à la C2. **Le bénéfice environnemental net de l'instauration de la collecte sélective en C2 par rapport à l'absence de collecte sélective s'établit donc à 29 M€**an pour le bénéfice environnemental complet collecte + traitement.

¹¹⁸ moyenne des coûts de la collecte en régie et de la collecte privée

¹¹⁹ le bilan du chapitre 7 s'établit à 20 M€ car l'impact de 0,9 M€ de l'enfouissement n'est pas pris en compte ici

III. Comparaison des incinérateurs du SYCTOM aux autres incinérateurs franciliens

Dans le rapport sur l'observation environnementale de la gestion des déchets en Ile de France de 2007 de l'ORDIF [2009] on trouve des données sur les 19 usines d'incinération des ordures ménagères (UIOM) d'Ile de France (voir encart 26). Certains aspects sont plus favorables pour les UIOM franciliennes (métaux dans l'air, CO₂, électricité produite et PM) ou équivalentes (SOx, consommation d'électricité et d'eau, mâchefers valorisés) alors que les UIOM du SYCTOM sont plus performantes sur les autres impacts (dioxines et furannes, métaux valorisés, chaleur produite, NO₂...).

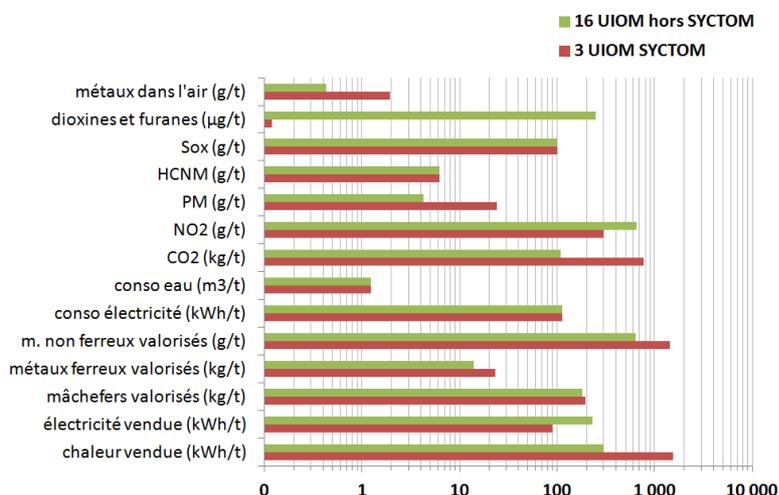
Quels incinérateurs sont finalement les plus performants ? Face à ces données, comment un décideur pourrait-il opter pour tel ou tel modèle d'incinérateur ? Comment pourrait-il décider d'investir un budget pour réduire tel ou tel aspect des externalités d'une UIOM existante ? Ces données physiques seules ne permettent pas de répondre.

Encart 26 – Données d'impacts environnementaux des 19 incinérateurs d'Ile de France en 2007 [ORDIF, 2009]

Les résultats de l'étude [ORDIF, 2009] sont récapitulés dans le tableau ci-dessous. En dernière colonne on trouve les flux quantitatifs d'impacts de ces UIOM par tonne incinérée.

	chiffres ORDIF 2007 [236]	% sur tonnage total (19 UIOM)	chiffres ramenés à 100% des tonnages	ratios 2007 figurant dans le rapport ORDIF	tonnage total 2007 calculé à partir des ratios ORDIF	ratios par rapport au tonnage moyen calculé
consommation d'électricité	331 000 MWh	87%	380460 MWh			113,4 kWh/t
chaleur vendue	2 783 000 MWh	100%	2783000 MWh			829,8 kWh/t
électricité vendue	584 000 MWh	100%	584000 MWh			174,1 kWh/t
consommation d'eau	3 956 000 m ³	95%	4164211 m ³	1,23m ³ /t	3 385 537	1,24 m ³ /t
mâchefers valorisés	635 000 t	100%	635000 t	0,20 t/t	3 175 000	189 kg/t
métaux ferreux récupérés	60 500 t	100%	60500 t			18,0 kg/t
métaux non ferreux récupérés	3 300 t	100%	3300 t			984 g/t
CO ₂	1 029 800 t	79%	1303544 t			388,7 kg/t
NO ₂	1 650 t	97%	1701 t	0,51 kg/t	3 335 355	507,2 g/t
PM	38,4 t	90%	43 t	0,013 kg/t	3 282 051	12,7 g/t
HCNM	17,6 t	84%	21 t	0,006 kg/t	3 492 063	6,2 g/t
SOx	NC					NC
dioxines et furanes	0,48 g	99%	0,485 g	0,14 µg/t	3 463 203	145 µg/t
métaux dans l'air	3 575 kg	99%	3611 kg	1,08 g/t	3 343 621	1 g/t
nuisance urbaine UIOM	NC					
					moyenne 3 353 833	

Récapitulatif des résultats de l'étude ORDIF de 2007 [2009] et déduction des flux quantitatifs d'impacts (et de bénéfices) de ces UIOM par tonne incinérée.



Le graphique ci-contre représente les flux quantitatifs unitaires par tonne des 3 incinérateurs du SYCTOM comparés à ceux des 16 incinérateurs d'Ile de France hors SYCTOM (échelles sans liens d'un impact à un autre).

NB : Echelle logarithmique

On trouvera en annexe 19 un tableau de comparaison des bilans monétarisés de la moyenne de ces 19 usines d'incinération avec ceux des 3 usines du SYCTOM et des 16 incinérateurs d'Ile de France hors SYCTOM (hypothèses sur les densités de population présentées à l'encart 27). Cette comparaison montre que les incinérateurs du SYCTOM sont particulièrement performants sur le plan énergétique puisqu'ils permettent un bénéfice environnemental de 20 €t malgré la densité de population forte autour de leur implantation tandis que les 16 autres incinérateurs d'Ile de France ont en moyenne un bilan monétarisé de « seulement » 38 € de bénéfice environnemental par tonne incinérée avec une hypothèse de densité de population 20 fois moindre et donc des FM des polluants atmosphériques 20 fois moindres.

Encart 27 – Hypothèses de densités de population pour les comparaisons entre incinérateurs d'Ile de France

Par rapport aux incinérateurs du SYCTOM pour lesquels nous avons considéré une densité moyenne de 10 000 hab./km², les incinérateurs d'Ile de France sont situés en zones de densité bien moindre. A rejets équivalents (voire supérieurs), l'impact des rejets des incinérateurs hors SYCTOM sera donc moindre sur le plan de la santé.

L'approche simplifiée suivante est proposée : considérer que la moitié des tonnages incinérés le sont dans les 3 UIOM du SYCTOM et l'autre moitié dans les 16 autres UIOM d'Ile de France avec une densité de population de 500 hab./km². La densité moyenne à prendre en compte pour le bilan des 19 incinérateurs d'Ile de France est donc de 5 250 hab./km². Le facteur de monétarisation des polluants atmosphériques est à adapter en fonction de ces densités de population.

Plaçons maintenant les 16 incinérateurs d'Ile de France hors SYCTOM dans le contexte limitrophe à Paris à 10 000 hab./km². Cela mène à un coût environnemental monétarisé à 63 €t au lieu du bénéfice de 38 €t dans un contexte à 500 hab/km².

Le tableau 66 ci-dessous met en évidence la grande différence entre les performances des 3 UIOM SYCTOM à gauche et les 16 autres incinérateurs d'Ile de France à droite. Cette différence se situe sur le plan de la valorisation énergétique (bénéfice de 120 €t pour le SYCTOM contre 43 €t pour les autres incinérateurs franciliens) et sur le plan des émissions de polluants atmosphériques dont l'impact est lié à la densité de population (coût environnemental de 76 €t pour les UIOM SYCTOM contre 107 €t pour les 16 autres).

Tableau 66 – Comparaison des bilans environnementaux des 3 UIOM SYCTOM et des 16 UIOM franciliennes hors SYCTOM pour une densité unique à 10 000 hab./km²

	3 UIOM SYCTOM			16 UIOM hors SYCTOM		
	ratios UIOM 3 centres SYCTOM (surligné en jaune : ratios ORDIF si ils sont utilisés)	coûts et gains env. monétarisés (pour 1 426 694 t incinérées)		coûts et gains env. monétarisés (pour 1 927 139 t incinérées)		
consommation d'électricité	113,4 kWh/t	-1,6 €/t	} énergie : +120 €t	-1,6 €/t	} énergie : +43 €t	
chaleur vendue	1540 kWh/t	111,7 €/t		22,1 €/t		
électricité vendue	90,8 kWh/t	8,0 €/t		20,8 €/t		
consommation d'eau	1,2 m ³ /t	-1,0 €/t		-1,0 €/t		
mâchefers valorisés	195,3 kg/t	0,0 €/t		0,0 €/t		
métaux ferreux récupérés	23,4 kg/t	17,7 €/t		10,7 €/t		
métaux non ferreux récupérés	1440 g/t	3,2 €/t		1,4 €/t		
CO ₂	765 kg/t	-38,3 €/t	} polluants atmosphériques : -76 €t	-5,5 €/t	} polluants atmosphériques : -106,6 €t	
NO ₂	300 g/t	-25,7 €/t		-56,6 €/t		
PM	24 g/t	-32,2 €/t		-5,9 €/t		
HCNM	NC g/t	NC		-0,3 €/t		
SOx	0,1 kg/t	-17,1 €/t		-17,1 €/t		
dioxines et furanes	0,12 µg/t	0,0 €/t		-26,4 €/t		
métaux dans l'air	1,9 g/t	-1,2 €/t	-0,3 €/t			
nuisance urbaine UIOM		-3,4 €/t		-3,4 €/t		
	total gains	140,6 €/t		54,6 €/t		
	total coûts	-120,5 €/t		-117,8 €/t		
	BILAN	20,1 €/t		-63,2 €/t		16 UIOM IDF hors SYCTOM

Tout ceci montre combien la performance énergétique des incinérateurs du SYCTOM a un poids décisif dans leur bilan environnemental puisqu'il permet de contrebalancer et même d'effacer les impacts négatifs liés aux émissions atmosphériques à proximité immédiate de Paris. Placées dans le même contexte de densité de population, les 16 UIOM hors SYCTOM auraient un bilan environnemental largement négatif.

Pour visualiser l'impact de la densité de population sur le bilan environnemental des incinérateurs, on peut observer la figure 44 qui représente les flux quantitatifs d'impacts environnementaux au premier graphique et les flux monétarisés correspondants au second.

Du fait d'une densité de population bien plus élevée à côté du boulevard périphérique pour les UIOM du SYCTOM que pour les autres UIOM franciliennes, à quantités émises égales, l'impact monétarisé des polluants atmosphériques est bien plus importants à Paris (leur facteur de monétarisation est proportionnel à la densité de population, voir chapitre 3). Le passage des flux quantitatifs d'émissions aux impacts monétarisés induit donc un effet multiplicateur bien plus marqué pour les incinérateurs du SYCTOM que pour les autres usines franciliennes.

Par exemple, alors que les UIOM hors SYCTOM émettent plus de NOx et des quantités voisines de SOx par rapport aux usines du SYCTOM, l'impact correspondant monétarisé devient bien plus élevé pour les usines SYCTOM (flèches à la figure 44).

Pour les autres impacts environnementaux dont le facteur de monétarisation ne dépend pas de la densité de population, les proportions entre flux physiques d'une part et impacts monétarisés d'autre part restent identiques (CO₂, énergie, valorisation des matières premières...). Dans tous les cas, la monétarisation permet d'exprimer tous les coûts et bénéfices environnementaux sur une même échelle ce qui n'est pas le cas sur le 1^{er} graphique (les unités représentées n'ont aucun lien entre elles).

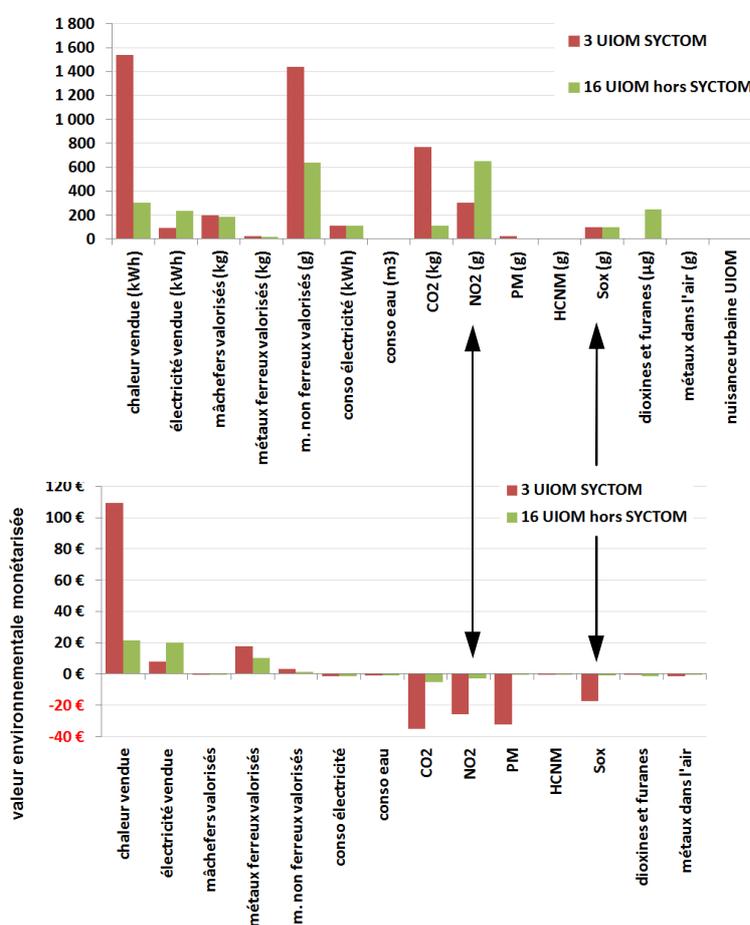


Figure 44 – Flux d'impacts environnementaux des incinérateurs d'Ile de France (SYCTOM et hors SYCTOM) : données quantitatives (en haut) et monétarisée (en bas)

IV. Comparaison du bilan environnemental et du bilan financier

A partir des données budgétaires figurant dans le *Rapport annuel sur la qualité et le prix du service public d'élimination des déchets à Paris* de 2007, on peut déterminer le coût budgétaire total annuel de la gestion des déchets à Paris. Celui-ci a été en 2007 de 130 M€ pour les collectes OM et MM et 90 M€ pour les traitements (79,5 M€ pour l'incinération, 5,2 M€ pour le recyclage et 16,3 M€ pour l'enfouissement) une fois déduit le soutien au recyclage de 10,6 M€ versé par le SYCTOM à la Ville de Paris soit un budget total de 232 M€ à la charge de la Ville de Paris (voir encart 28).

En confrontant ces budgets aux bilans environnementaux monétarisés établis au chapitre 6, on en déduit le coût net (budget + environnement) qui s'élève à 217 M€an. **Le bénéfice environnemental de la gestion des déchets (19,3 M€an) permet donc de compenser environ 10% du coût budgétaire engagé**, coût que l'on peut considérer en quelque sorte comme « fatal » puisque la non collecte et le non traitement des déchets n'est pas une option du fait des nuisances que cela induirait en termes de salubrité publique.

Encart 28 – Coûts budgétaires et environnementaux de la gestion des déchets à Paris en 2007, bilans collecte et traitement

Le tableau ci-contre donne le coût budgétaire en €t des collectes et du traitement des déchets pour la Paris en 2007 (adapté de [Mairie de Paris, 2007]).

Dans le tableau ci-dessous, les tonnages en jeu en 2007 sont rappelés pour chaque étape de collecte et traitement. Ils permettent de traduire les coûts budgétaires à la tonne en montants budgétaires annuels (1) en tenant compte des données relatives à l'enfouissement qui apparaissent en gris entre parenthèses.

La ligne (2) fournit les impacts environnementaux monétarisés. Le coût résultant de (1) et (2) s'établit à 158 M€ pour les collectes et 43 M€ pour les traitements soit un coût total (budget + environnement) de 201 M€

Coûts budgétaires

Résultats exprimés en euros TTC par tonne	Ordures ménagères	Multimatériaux
Coût moyen de collecte	105	178
Coût bacs, colonnes ou supports	12	23
Coût de traitement par le SYCTOM	100	100
Soutien du SYCTOM* à la collecte sélective		-126
Recette de valorisation du verre		
Subvention ADELPHÉ		
Coût total	217	175
Coût moyen par habitant	89	6,9

* Remboursement de la part « tonnages » (80 €/t) plus aide à la collecte sélective.

NB : les données entre parenthèse sont celles de l'enfouissement

	Collecte		Traitement		TOTAL
	OM	MM	OM : Incinération + (enfouissement)	MM : Recyclage + (enfouissement)	
tonnages	972 000 t	84 000 t	795 000 t + (219 000 t)	52 000 t + (32 000 t)	1,9 Mt
Coût budgétaire	-117 €/t -113 M€	-201 €/t -17 M€	-100 €/t (-65 €/t ¹²⁰) -79,5 M€ (-14,2 M€) Total : -93,7 M€	-100 €/t (-65 €/t) -5,2 M€ (-2,1 M€) Total : -7,3 M€	budget total - 220 M€ (1)
	budget collecte : - 130 M€		budget : - 101 M€ (dont enfouissement 16,3 M€) + 10,6 M€ de soutien SYCTOM => budget traitement net : - 90,4 M€		
Bilan environnement monétarisé	-24 €/t -23,5 M€	-57 €/t -4,8 M€	+ 20 €/t (-2,1 €/t) +15,9 M€ (-0,5 M€) Total : +15,4 M€	+ 621 €/t (-2,1 €/t) + 32,3 M€ (-0,13 M€/t) Total : +32,2 M€	+19,3 M€ bénéfice (2)
	-28,3 M€ (coût)		+47,6 M€ (bénéfice)		
Coût résultant	-136 M€ coût	-22 M€ coût	-78,3 M€ coût	+24,9 M€ + 10,6 M€ soutien SYCTOM Gain total = +35,5 M€	Coût total - 201 M€ (1) + (2)
	Collecte : - 158 M€		Traitement : - 43 M€		

¹²⁰ ratio issu d'un rapport du Sénat [SOULAGE, 2010] à partir de données ADEME : coût moyen 2005 pour l'enfouissement = 65 €/t

Si l'on réorganise le tableau de l'encart 28 pour isoler très schématiquement¹²¹ les totaux de la prise en charge (collecte + traitement) des OM d'une part et des MM d'autre part, on obtient le tableau 67 qui met en évidence le coût total (budget + environnement) des OM de 214 M€ contre un bénéfice de 13 M€ pour les MM. Le bénéfice des MM représente donc environ 6% du coût de la gestion des ordures ménagères non triées.

	OM		MM		TOTAL
	Collecte OM	Traitement OM : Incinération +(enfouisse ³)	Collecte MM	Traitement MM : Recyclage + (enfouissement)	
tonnages	972 000 t	795 000 t + (219 000 t)	84 000 t	52 000 t + (32 000 t)	1,9 Mt
Coût budgétaire	-117 €/t -113 M€	-100 €/t (-65 €/t ¹²²) -79,5 M€ (-14,2 M€) Total : -93,7 M€	-201 €/t -17 M€	-100 €/t (-65 €/t) -5,2 M€ (-2,1 M€) Total : -7,3 M€	budget total - 220 M€ (1)
	Budget OM : - 207 M€ (dont enfouissement 14 M€)		Budget MM : -24,3 M€ + 10,6 M€ de soutien SYCTOM => budget traitement net : - 13,7 M€		
Bilan environnement monétarisé	-24 €/t -23,5 M€	+ 20 €/t (-2,1 €/t) +15,9 M€ (-0,5 M€) Total : +15,4 M€	-57 €/t -4,8 M€	+ 621 €/t (-2,1 €/t) + 32,3 M€ (-0,13 M€/t) Total : +32,2 M€	+19,3 M€ bénéfice (2)
	-8,1 M€ (coût)		+27,4 M€ (bénéfice)		
Coût résultant	- 136 M€ coût	- 78,3 M€ coût	- 22 M€ coût	+24,9 M€ + 10,6 M€ soutien SYCTOM Gain total = +35,5 M€	Coût total - 201 M€ (1) + (2)
	OM : - 214 M€ (coût)		MM : +13,5 M€ (bénéfice)		

Tableau 67 – Coûts budgétaires et environnementaux de la gestion des déchets à Paris en 2007, bilans OM et MM

Pour évaluer le bénéfice net complet de la « filière » multimatériaux, observons tout aussi schématiquement les coûts nets s'il n'y avait pas de collecte sélective des multimatériaux à Paris en 2007. Les résultats présentés dans le tableau 68 correspondent à un coût social global de 229 M€ sans collecte MM contre 201 M€ avec. **La collecte MM permet donc de réduire de 28 M€ soit 12% le bilan global net de la gestion des déchets à Paris en 2007** avec une différence qui se fait essentiellement sur le **coût net du traitement qui de 81 M€ an sans collecte MM passe à 43 M€ an avec collecte MM (-47%)**.

Données extrapolées à un cas sans collecte MM	Collecte OM	Traitement OM : Incinération +(enfouissement)	TOTAL
tonnages	1 056 000 t	847 000 t + (281 000 t)	1,9 Mt
Coût budgétaire	-117 €/t -123 M€	-100 €/t (65 €/t) -84,7 M€ (-18,3 M€) -103 M€	- 226 M€ (1)
Bilan environnemental monétarisé	-24 €/t -25,3 M€	+ 20 €/t (-2,1) +16,9 M€ (-0,6) = +16,3 M€	- 9 M€ (2)
Coût social résultant SANS collecte MM	- 148 M€	- 81 M€	- 229 M€ (1) + (2)
Rappel AVEC collecte MM	- 158 M€	- 43 M€	- 201 M€

Tableau 68 – Comparaison des coûts budgétaires et environnementaux de la gestion des déchets sans et avec collecte sélective

¹²¹ En pratique, une partie des déchets de la collecte MM est orientée vers l'incinération

¹²² ratio issu d'un rapport du Sénat [SOULAGE, 2010] à partir de données ADEME : coût moyen 2005 pour l'enfouissement = 65 €/t

Le gain environnemental net de 29 M€ de la collecte sélective en C2 couvre donc largement les 10 M€ de surcoût budgétaire engagés pour la collecte et le traitement de 84 000 t de multimatériaux en C2 en 2007.

On notera que ce delta de coût budgétaire de 10 M€ est faible du fait d'un soutien à la collecte sélective de 10,6 M€ du SYCTOM. Sans ce soutien, l'effort budgétaire de la Ville de Paris pour une collecte sélective bihebdomadaire par rapport à une situation sans collecte sélective (collecte unique, traitement par incinération, pas de recyclage multimatériaux) serait de 20,6 M€ soit un coût bien plus proche du bénéfice environnemental net de 29 M€ de la C2 (2/3 contre 1/3 avec prise en compte du soutien SYCTOM).

Avec le soutien financier du SYCTOM, le bénéfice environnemental net pour la Ville de Paris du processus complet (collecte + traitement) de la collecte sélective en C2, coût budgétaire déduit, est donc de 19 M€ contre 8,4 M€ sans soutien SYCTOM.

A ce bénéfice net, il conviendrait d'ajouter le produit financier de la vente des matériaux recyclables par le SYCTOM, qui ne sont pas connus, et de déduire les coûts d'exploitation du SYCTOM. Le bilan financier du SYCTOM en 2007 laisse apparaître un équilibre sur le budget de fonctionnement (290 M€ en recettes comme en dépenses) et un léger excédent de 13 M€ (sur 160 M€ dépensés) sur le budget d'investissement [SYCTOM, 2007]. Cependant, les parts correspondant à la prise en charge des multimatériaux ne peuvent être identifiés dans le bilan annuel du syndicat. On peut simplement signaler que l'item « *Autres produits de gestion courante (dont commercialisation des produits du tri)* » dans les recettes de fonctionnement 2007 représente 17 M€ pour l'ensemble des communes prises en charge (Paris représente environ la moitié des tonnages).

Pour clore cette comparaison du coût budgétaire et du bilan environnemental monétarisé, observons l'effet de l'application du facteur de monétarisation de l'impact environnemental de l'activité économique moyenne en France (FM de 0,12 €€ établi au chapitre 3) au coût budgétaire de la collecte des déchets parisiens.

Le coût budgétaire de la collecte OM+MM est de 130 M€ (voir encart 28 page 205). En le multipliant par le FM de 0,12 €€ on le transforme en coût environnemental de $0,12 \times 130 = 15,6$ M€. Ce coût environnemental calculé sur la base des impacts de l'activité économique moyenne de la France est inférieur de 45% au bilan environnemental monétarisé de la collecte (coût environnemental de 28,3 M€). Le processus de collecte des déchets ménagers à Paris semble donc notablement plus impactant que l'activité économique moyenne française. Cependant, puisque le premier (15,6 M€) est compris dans la fourchette de variation du second lorsque sont appliquées les incertitudes, il est proposé de conclure plus sagement que les deux ordres de grandeur sont similaires sans aller plus loin.

En pratique, le FM de l'activité économique moyenne doit être utilisé avec prudence simplement comme outil d'aide au repérage des items du bilan environnemental présentant un poids non significatif (pas d'investigations complémentaires) et ceux dont le poids significatif ainsi identifié nécessite alors une analyse à l'aide de FM unitaires ou composites spécifiques.

V. Un énorme gisement de matières premières secondaires perdues

Même si le geste du tri est bien ancré dans les habitudes des Français, il existe encore une marge d'amélioration très importante tant en quantités triées qu'en qualité du tri. A Paris, en 2007, sur les quelques 1,1 million de tonnes de déchets produites par les Parisiens (hors objets encombrants), seules 143 000 tonnes soit 13% ont été triées à la source dont 58 000 tonnes de verre et 85 000 tonnes de MM alors que la poubelle d'un Parisien (hors encombrants) contient environ 57 % de déchets susceptibles d'être recyclés [Mairie de Paris, 2007]¹²³.

¹²³ En 2007 : 23% de papiers/journaux, 11% de cartons, 10% de plastique, 3% de métaux, 10% de verre

De plus, sur les 85 000 tonnes de déchets jetés dans le bac à couvercle jaune, une partie importante ne peut pas faire l'objet d'un recyclage soit que les déchets ne font pas partie des 3 catégories valorisables (papiers/cartons, flacons en plastiques et métaux), soit qu'ils sont présentés dans des sacs ou contenants divers rendant leur exploitation en centre de tri impossible, soit enfin qu'ils sont mélangés avec des déchets non recyclables. Au final sur les 85 000 tonnes triées, 12 000 t font l'objet d'un déclassé directement par les éboueurs lors de la collecte¹²⁴ et ensuite, sur les 73 000 tonnes restantes, 10 000 tonnes sont refusées en centre de tri soit dès l'entrée soit au cours du processus de tri mécanique et manuel (on parle alors de « refus de tri »).

Au terme de ces abattements, ce ne sont plus que **52 000 t de MM qui ont effectivement été recyclées en 2007 alors que le gisement potentiel était de 489 000 t** (hors métaux récupérés à l'incinération). La **perte de matières premières secondaires s'élève donc à 437 000 t à Paris en 2007 soit près de 84% du gisement potentiel.**

Au niveau national, l'ADEME a établi pour 2005 [ADEME, 2007] le taux de recyclage effectif par rapport au gisement potentiel collectable :

– Métal	65,2% recyclés	soit une perte de	232 000 t/an
– Papier/carton	84,6% recyclés	soit une perte de	679 000 t/an
– Plastiques	19% recyclés	soit une perte de	1 671 000 t/an
– Verre	59,5% recyclés	soit une perte de	1 297 000 t/an

Les taux de recyclage effectifs aux échelles nationale et parisienne sont représentés à la figure 45 (données nationales 2005 et parisiennes 2007). On constate que les marges de progression sont très grandes notamment pour les plastiques aux deux échelles ainsi que pour les papiers-cartons à Paris. On peut également souligner que les performances parisiennes sont moins bonnes que celles de l'échelle nationale pour tous les types de matériaux. L'exiguïté des « locaux poubelles » est certainement un facteur déterminant dans ces résultats car il est difficile de multiplier le nombre ou le volume des bacs jaunes destinés à recevoir les MM à Paris. De ce fait, une fois le bac jaune plein, les déchets recyclables suivants se retrouvent dans le bac vert dont le contenu est destiné à l'incinération.

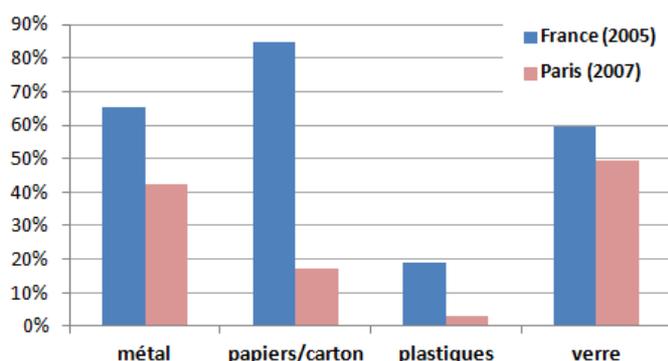


Figure 45 – Taux de recyclage effectif par rapport au gisement potentiel de matières premières secondaires, données ADEME de 2005 [ADEME, 2007] et Paris de 2007 [Mairie de Paris, 2007]

Les pertes annuelles de **matières premières secondaires en France** se chiffrent donc en millions de tonnes. Les tableaux 69 et 70 page suivante regroupent les chiffres nationaux de 2005 [ADEME, 2007] et les chiffres parisiens de 2007 [MAIRIE DE PARIS, 2007]¹²⁵. Monétarisées, ces **pertes brutes se chiffrent à 2,2 milliards d'Euros en 2005 pour la France et 257 M€ en 2007 pour Paris.**

¹²⁴ le déclassé consiste à ne pas collecter les bacs jaunes mal triés ou contenant trop de sacs fermés pour laisser ces bacs à la collecte classique destinée à l'incinération

¹²⁵ Pour déterminer les tonnages de matières premières perdues, on comptabilise les tonnages de MM jetés au bac vert + la part du bac jaune finalement déclassée correspondant au taux de recyclage moyen (en réalité, c'est de manière certaine moins que cela mais on considèrera que cette surestimation des tonnages recyclables perdus par déclassé est compensée par la non prise en compte des tonnages perdus par refus de tri)

Tableau 69 – Monétarisation des pertes de bénéfice environnemental dues aux multimatériaux non recyclés en France, données [ADEME, 2007]

		recyclé / gisement	kt recyclées	kt perdues	FM	perte monétarisée	
métal	acier	65,20%	437	410,8	219,3	757 €/t	166 M€
	aluminium			26,2	14,0	2 200 €/t	31 M€
papiers/carton		84,60%	3740	680,8	596 €/t	406 M€	
plastiques		19%	393	1675,4	862 €/t	1 444 M€	
verre		59,50%	1908	1298,7	108 €/t	140 M€	
				3 888 kt		2 187 M€	

hypothèse répartition métal : % parisiens : 94% acier, 6 % aluminium

Tableau 70 – Monétarisation des pertes de bénéfice environnemental dues aux matériaux recyclables non recyclés à Paris, données issues de [MAIRIE DE PARIS, 2007]

		recyclé / gisement	kt issues du bac jaune		kt perdues bac jaune	pertes recyclables bac vert			total recyclable perdu (kt)	FM	perte monétarisée
					déclassement (12 kt sur 85 kt collectés)	matériaux recyclables	kt récupérés du bac vert	kt perdues bac vert			
métal	acier	42,50%	1	0,9	0,2	26,4	18,6	7,8	8 kt	757 €/t	6 M€
	aluminium			0,1	0,0	1,6	1,1	0,5	0,5 kt	2 200 €/t	1 M€
papiers/carton		17,20%	47		7,7	226,3		226,3	234 kt	596 €/t	139 M€
plastiques		3%	3,8		0,6	118,8		118,8	119 kt	862 €/t	103 M€
verre		49,40%	58		9,5	59,4		59,4	69 kt	108 €/t	7 M€
									431 kt		257 M€

hypothèse répartition métal : % parisiens : 94% acier, 6 % aluminium

De ce bénéfice brut il convient de défalquer le gain obtenu lors de l'incinération afin d'établir le bénéfice net. Pour Paris, nous avons déterminé que ce bénéfice est de 20 €/t pour la composition moyenne des déchets entrant en UIOM. Faute de données différenciées par nature de déchets incinérés, utilisons ce ratio pour les MM. On obtient ainsi une **perte nette de 248 M€an à Paris** (après soustraction de 8,6M€ de bénéfice lié à l'incinération de 431 000 tonnes de recyclables).

Pour l'**échelon national**, là encore faute de donnée disponible, considérons que le bénéfice environnemental de l'incinération est égal à celui déterminé pour les autres incinérateurs franciliens soit 68 €/t. On obtient une perte nette de **1,9 milliards d'euros** (après soustraction de 264 M€ de bénéfice lié à l'incinération de 3,9 millions de tonnes de recyclables).

Proportionnellement à la population concernée, le chiffre parisien est considérable puisqu'il représente 13% du chiffre national pour 3,3% de la population. Ceci est dû notamment aux mauvais résultats parisiens en termes de captation du gisement des papiers/carton (17,2% en 2007 contre 84,6% au niveau national en 2005) et des plastiques (3,1% contre 19% au niveau national).

Les pertes environnementales dues aux matériaux recyclables non recyclés représentent à Paris en 2007 en valeur monétarisée plus du double du coût budgétaire de 130 M€ pour l'organisation de la collecte des OM et MM [MAIRIE DE PARIS, 2007]. Les coûts sociaux de l'inefficacité du captage des matériaux recyclables auprès des ménages sont donc très importants avec un coût moyen de **576 €par tonne de déchets recyclables non recyclé** (248 millions d'euros pour 431 000 tonnes de MM non recyclés). La mise en évidence de ce coût grâce à la monétarisation démontre l'intérêt environnemental de nouvelles campagnes de sensibilisation au tri voire d'actions coercitives ou du moins fortement incitatives. L'obligation d'une part incitative dans la redevance ou la taxe d'enlèvement des ordures ménagères instaurée par la loi Grenelle I de 2009 (délai de 5 ans pour sa mise en place) a été un premier pas sur cette voie. En effet, cette tarification permet de faire payer les ménages en fonction du poids de déchets résiduels jetés ou selon le nombre de présentations de leur bac (pesée ou comptage des bacs lors de la collecte).

Ce coût de 576 €t correspond à 431 000 t de MM non recyclés. Ramené à la quantité d'ordures ménagères en mélange collectées à Paris en 2007 soit 972 000 t cela représente un coût de **255 €t** qui pourrait par exemple être appliqué sous forme de taxe aux ordures ménagères tandis que les déchets recyclables jetés dans les bacs jaunes en seraient exonérés.

En 2007, la population parisienne était de 2 215 000 habitants (données INSEE). Les 972 000 t d'OM jetées cette année-là représentent un poids moyen de 439 kg/hab. Une taxe de 255 €t représenterait en moyenne **112 €/an/habitant**.

Un système simple de recouvrement de cette taxe pourrait consister à taxer uniformément les OM au titre des pertes de MM non triés sur une assiette à déterminer (revenus des ménages, taxe d'habitation...).

VI. De la possibilité d'une meilleure cohérence dans les arbitrages

En exploitant les données des bilans monétarisés des différents process de la gestion des déchets parisiens établies au chapitre 6, nous avons pu montrer tout au long de ce chapitre 7 que la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement est utile. Nous avons ainsi montré, sur la base des facteurs de monétarisation définis au chapitre 3 que :

- (1) Les bennes gasoil Euro 4 ont un bilan environnemental au moins aussi bon voire meilleur que celui des bennes GNV Euro 4 pourtant largement plébiscitées pour des bénéfices environnementaux non évalués¹²⁶;
- (2) La collecte sélective de 84 000 tonnes de multimatériaux en 2007 a permis un gain environnemental de l'ordre de 32 M€ en recyclant 52 000 t soit près de 11 fois plus que le surcoût environnemental net de l'organisation de cette collecte supplémentaire (2,8 M€/an). Ce gain permet de compenser le coût environnemental complet de la collecte des ordures ménagères qui est de 28 M€
- (3) Chaque tonne de déchets recyclable collectée en plus permet un gain environnemental net de 380 €/tonne ;
- (4) En instaurant la collecte en C1, le bénéfice environnemental net a été de 21,5 M€/an ;
- (5) Le passage de C1 à C2 a permis un bénéfice environnemental additionnel de 8 M€/an ;
- (6) Les incinérateurs du SYCTOM présentent une performance énergétique particulièrement élevée avec un gain de 120 €t, trois fois plus élevé que celui des autres incinérateurs d'Ile de France (43 €t) ; Sur le plan des émissions de polluants atmosphériques, les incinérateurs du SYCTOM induisent un coût environnemental de 76 €t ; Quant aux incinérateurs franciliens hors SYCTOM, s'ils étaient placés dans un contexte de densité de 10 000 hab/km², leur impact sur cet aspect polluants atmosphériques serait de 107 €t
- (7) Le bénéfice environnemental de la collecte et du traitement des déchets à Paris en 2007 (19,3M€) représente 9% du coût budgétaire annuel de 220 M€ engagé
- (8) Le coût social résultant de la gestion des déchets à Paris en 2007 (coût budgétaire + coût environnemental) est un coût de 201 M€ qui s'établirait à 229 M€ si la collecte sélective bihebdomadaire n'était pas organisée (gain de 12%) ;
- (9) La monétarisation des pertes de matériaux recyclables non recyclés s'élève à 257 M€ (594 €t) soit plus du double du coût budgétaire de l'organisation de la collecte des déchets en 2007 (1,9 milliards d'Euros de pertes nettes à l'échelle de la France).

Les décisions récentes en matière de gestion des déchets (orientations du Grenelle) visent à augmenter le taux de recyclage des déchets. Il n'y a eu aucune orientation spécifique concernant l'incinération.

¹²⁶ les bennes Euro 4 correspondaient aux nouvelles générations disponibles en 2007

Dans un document de 2009, le Commissariat général au développement durable [CGDD, 2009a] explique que « *Les nuisances environnementales du recyclage et du compostage* sont inférieures à celles de la mise en décharge ou de l'incinération* » et renvoie à un encart qui fait référence aux résultats de [D4E, 2007] et [NICKLAUS, 2009]. Dans cet encart (reproduit à l'encart 29 ci-dessous), le CGDD explique que le recyclage permet des économies de ressources naturelles et évite les impacts de l'enfouissement et de l'incinération.

Encart 29 – Extrait de [CGDD, 2009a] : les moindres nuisances environnementales du recyclage

« Les principaux bénéfices environnementaux du recyclage résident dans les économies de ressources naturelles qu'il permet. En effet, l'utilisation de matériaux issus du recyclage permet de réduire la consommation de matériaux vierges et ainsi le risque de leur raréfaction.

Les autres bénéfices sont :

* d'éviter les nuisances environnementales et sanitaires du stockage et de l'incinération : gaz à effet de serre, oxydes d'azote, particules, nuisances (odeur, bruit, ...);

* de réduire la pollution dans les processus de production. En effet, l'utilisation de matériaux issus du recyclage dans les cycles de production est généralement moins polluante que l'utilisation de matières premières vierges. »

Ces propos consistant à opposer les bénéfices du recyclage et les nuisances de l'incinération sous-entendent que le bilan environnemental de l'incinération est négatif, poncif que l'on retrouve dans l'ensemble des documents consultés, du manifeste des associations anti-incinération aux textes émanant d'organismes officiels comme l'ADEME ou du Ministère en charge de l'environnement lui-même. Seule nuance trouvée, celle de l'étude [CHEZE et ARNOLD, 2005] de la D4E qui conclut que l'incinération « *permet toutefois une importante valorisation énergétique, qui peut aller jusqu'à compenser ces coûts.* » mais aucun chiffre démontrant cela n'est avancé et aucun chiffre n'a été trouvé dans la littérature.

Si dans les faits pour le cas parisien le bénéfice environnemental du recyclage est effectivement supérieur à celui de l'incinération, ce dernier n'est pas négligeable puisqu'il s'établit en 2007 à 16 M€ pour 795 000 t incinérées (32 M€ pour 52 000 t recyclées).

Oculter l'importance du bénéfice environnemental de l'incinération constitue un obstacle à la tenue de réflexions d'amélioration de ce bénéfice qui pourrait être obtenu par augmentation des tonnages incinérés au détriment de l'enfouissement. Les réflexions sont en effet plus volontiers tournées vers la recherche de traitements alternatifs comme la méthanisation.

Soulignons tout de même que l'incinération des déchets n'apporte pas systématiquement un bénéfice environnemental. Ainsi, pour les incinérateurs franciliens moins performants que ceux du SYCTOM, le bénéfice environnemental de la valorisation énergétique ne compenserait par les effets négatifs des émissions de polluants atmosphériques s'ils étaient placés dans le contexte de densité de population parisienne. Obtenir un bénéfice environnemental pour l'incinération des déchets dans des zones extrêmement peuplées nécessite donc des performances élevées sur le plan des rejets de polluants atmosphériques.

Outre l'image négative de l'incinération, un autre pan de la gestion des déchets est problématique en France. Il s'agit de la faiblesse des quantités de déchets recyclables collectés qui montre que le geste éco-citoyen du tri est encore insuffisant, notamment à Paris. D'énormes quantités de matières premières sont incinérées, parfois sans récupération d'énergie ou enfouies alors qu'elles auraient pu être recyclées évitant ainsi l'extraction de matière premières primaires (évitement des impacts de ce processus) et des émissions de polluants (procédé de production moins énergivore à partir de matière secondaire).

L'absence de tri ou un tri de mauvaise qualité (risque de déclassement de bacs entiers) pourraient être améliorés par la prise de conscience de la valeur des matières premières secondaires que contiennent nos déchets. L'absence de données facilement compréhensibles par le grand public et les décideurs sur ce gaspillage environnemental est peut-être une des clés de ces piètres performances. Certaines personnes pensent en effet que les déchets triés ne sont pas recyclés ou que le tri n'est qu'un geste inutile de plus.

CHEZE et ARNOLD [2005] soulignent que « *Trop peu d'études de monétarisation ont été conduites en France. La fiabilisation des valeurs concernant le bénéfice externe lié aux pollutions évitées par le recyclage apparaît prioritaire, car il s'agit de la justification essentielle, si ce n'est unique, des efforts réalisés en faveur du recyclage* ». La révélation de la valeur du bénéfice environnemental de la collecte sélective des déchets et des pertes des matières premières non recyclées peut donc apporter un argument décisif dans la prise de conscience de cette **valeur cachée de nos poubelles**.

Un changement de paradigme dans le domaine du traitement des déchets est donc souhaitable pour d'une part ouvrir la voie à des études d'amélioration du bilan environnemental des incinérateurs et d'autre part augmenter le taux de captage des déchets recyclables qui reste faible en France et notamment à Paris. Le contexte de l'adoption de la *loi de transition énergétique pour une croissance verte* en 2015 pourrait y être propice.

Le calcul des coûts et bénéfices environnementaux de l'incinération des déchets et de la valeur cachée des poubelles sont des illustrations de l'utilité de la monétarisation pour le débat public. Cet exercice n'a cependant pas de sens en pratique ponctuelle, il doit s'inscrire dans une continuité visant à créer une communauté d'experts aptes à le mettre en œuvre de manière appropriée. En effet, les facteurs de monétarisation doivent refléter les orientations environnementales du moment afin d'assurer la cohérence des politiques publiques et en être en retour les garants. Ces FM doivent donc évoluer en fonction des nouvelles problématiques rencontrées. Ainsi, la valeur 2007 du FM des particules fines à Paris devrait aujourd'hui être augmentée puisque désormais la municipalité parisienne poursuit un objectif fort de réduction des particules dans la capitale, objectif qui l'a conduite à décider de ne plus acheter de bennes diesel, jugées problématiques pour la santé. Une nouvelle étude menée aujourd'hui devrait donc recourir à de nouveaux FM qui pourraient aboutir à d'autres conclusions¹²⁷.

D'un point de vue stratégique, à partir du moment où des orientations organisationnelles ou technologiques sont envisagées pour répondre à un objectif environnemental (nouvelles collectes sélectives, nouveaux jours de collecte des MM, collecte pneumatique¹²⁸...), des études d'opportunité environnementale devraient être menées ex ante. Sans la monétarisation, l'examen des seuls flux quantitatifs en jeu ne permet pas de conclure.

L'apport de cohérence de la monétarisation dans les politiques publiques repose sur les informations qu'elle fournit aux décideurs. Ainsi, la recherche de la disparition des motorisations diesel dans la capitale est la traduction d'une volonté de réduire la quantité de particules fines dans l'atmosphère pour réduire leurs effets nocifs sur la santé des Parisiens. Une analyse monétarisée de cette problématique permettrait de cerner les points clés et de poser des orientations en termes de résultat plutôt que de moyens. La problématique des motorisations diesel apparaîtrait alors au même titre que d'autres solutions à évaluer et n'occulterait pas celle des motorisations thermiques non diesel par exemple.

S'il est décidé de supprimer les motorisations diesel du parc des bennes à ordures ménagères, on peut opter pour des bennes GNV, hybrides, électriques ou encore la collecte pneumatique... La monétarisation permet de comparer ces différentes alternatives.

L'idée n'est pas de remplacer la décision politique par la technicité calculatoire de la monétarisation mais d'apporter des éléments pouvant être débattus, comparés sur une même échelle. Cette confrontation des résultats des études monétarisées au débat public nous semble d'ailleurs cruciale pour l'acceptabilité mais également l'amélioration continue de cette méthode puisque les facteurs de monétarisation doivent refléter la valeur accordée par la société à un actif environnemental à un moment donné dans un contexte donné.

¹²⁷De plus, les normes Euro des émissions des motorisations ont poursuivi leur évolution, les données des bennes actuelles seraient donc fort différentes de celles des bennes de 2007 pouvant modifier les conclusions sur les avantages et désavantages relatifs des bennes diesel et des bennes GNV.

¹²⁸ Collecte des déchets par aspiration dans un réseau enterré

Chapitre 8

Un essai de calcul prospectif : la gestion des déchets à Paris à 30 ans

Un bilan à 30 ans a été dressé au chapitre 4 pour les panneaux photovoltaïques installés par la municipalité parisienne.

Dans ce dernier chapitre, c'est pour le bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris (collecte, incinération et recyclage) que nous allons réaliser cet exercice prospectif sur 30 ans. Cette projection prend en compte des évolutions technologiques pour les bennes et l'évolution des éléments porteurs d'irréversibilités et externalités fortes vis-à-vis de l'environnement au travers de scénarios qui sont posés en préambules.

Disposer de telles projections est une source d'informations pour envisager des plans de réduction des impacts ou d'amplification des bénéfices ce qui est précieux pour un domaine comme celui des déchets où les objectifs environnementaux nationaux et européens se succèdent depuis 40 ans.

C'est sur l'évolution future du bilan de la collecte que nous nous pencherons plus particulièrement en fin de chapitre au travers de l'analyse d'actions d'amélioration. Ce chapitre se clôt sur une incursion en mode mathématique pour explorer l'optimisation sous contrainte budgétaire qui est l'objet par excellence du calcul économique.

Pour projeter le bilan de la gestion des déchets à Paris dans l'avenir, il est nécessaire de prendre en compte en premier lieu l'évolution naturelle du parc de bennes du Service Technique de la Propreté de Paris (STPP) qui, dans le temps, deviendra de moins en moins polluant au fur et à mesure de l'achat de nouvelles bennes plus performantes quand les anciennes arriveront en fin de vie (renouvellement tous les 8 ans à Paris).

En second lieu, il faut prendre en compte l'évolution du prix du carburant, de la valeur du carbone et de la valeur des matières premières secondaires. Ces deux premiers paramètres entrent en jeu à la fois du point de vue budgétaire (facture de carburant) et environnemental (réduction de la consommation d'énergie, réduction des émissions de CO₂) tandis que l'évolution de la valeur des facteurs de monétarisation des matières premières secondaires viendra modifier le bilan environnemental monétarisé du recyclage.

Les paragraphes qui suivent sont consacrés à la définition d'un scénario de référence de l'évolution naturelle du parc de bennes du STPP et de scénarios d'évolution des valeurs de des FM de la consommation d'énergie fossile, de la valeur du carbone et de la valeur du gain environnemental du recyclage (en €constant). Plus loin dans le chapitre, on s'intéressera aux actions possibles pour améliorer le bilan environnemental futur de la gestion des déchets à Paris.

Pour l'ensemble des projections relatives aux déchets, on considèrera que différents paramètres ayant des tendances inverses se neutralisent et conduisent donc à des tonnages collectés et traités constants :

- prise de conscience environnementale favorisant les démarches de prévention des déchets : réduction des tonnages globaux : recyclables et non recyclables,
- prise de conscience environnementale conduisant à mieux trier : augmentation des tonnages dirigés vers le recyclage,
- accroissement de la richesse et modification des habitudes de consommation (modification des attentes des consommateurs, modification des modèles familiaux et des habitudes de prise de repas, de loisirs...) entraînant une augmentation de la consommation de produits et notamment de produits sur-emballés : augmentation de la production de déchets d'emballages qui sont des déchets recyclables,
- démarche responsables (et marketing) des entreprises conduisant à la réduction des poids d'emballages : diminution des poids unitaires des emballages.

AVERTISSEMENT

L'étude de quelques actions d'amélioration du bilan environnemental de la collecte régie dans ce chapitre n'a pas pour ambition de dresser un plan d'actions pour la municipalité. D'ailleurs, la décision de la nouvelle municipalité parisienne en 2014 de ne plus acheter de bennes diesel pour revenir aux bennes GNV ne correspond pas aux scénarios étudiés dans ce chapitre (bennes diesel hybrides).

Les résultats obtenus ne doivent donc pas être interprétés autrement que ce pour quoi ils ont été élaborés, à savoir les besoins de la démonstration de la faisabilité et de l'intérêt de la monétarisation.

Pour connaître l'intérêt environnemental d'une action donnée et la comparer à d'autres suivant cette démarche, il conviendra de réaliser une étude technico-financière précise prenant en compte les réalités de terrain et de la compléter par la monétarisation des coûts et bénéfices environnementaux à l'aide du calcul économique en utilisant des facteurs de monétarisations adaptés au contexte et aux attentes sociétale du moment.

I. Préambule 1 : prise en compte de l'évolution du parc de bennes

Pour projeter le bilan 2007 sur 30 ans, ce premier préambule va permettre de définir les performances (consommation de carburant, émissions de GES, émissions de polluants atmosphériques) d'un parc de référence 2007 (meilleures bennes du parc 2007), d'un parc de bennes de référence pour 2014 et d'un parc de bennes hybrides de référence pour 2020.

I.1. L'évolution technologique des bennes

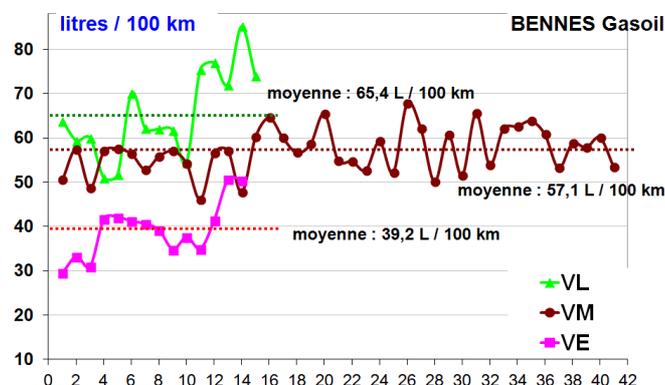
En 2013, avec la norme Euro 6, le saut technologique des systèmes anti NOx (De-NOx¹²⁹) a été passé tandis que les filtres à particules (FAP¹³⁰) sont devenus obligatoires. Les marges d'évolution pour réduire les émissions de polluants des véhicules et notamment des poids lourds pour les motorisations thermiques classiques sont dès lors réduites. L'asymptote atteinte ne pourra être franchie que par un nouveau saut technologique notamment à l'aide des motorisations hybrides (thermique/électrique) pour des bénéfices non pas sur la part du roulage utilisant le moteur thermique mais sur le cycle complet bi-mode.

Ces considérations vont jouer un rôle dans le bilan environnemental de moyen et long terme des actions environnementales détaillées plus loin. En effet, le STPP remplaçant ses bennes tous les 8 à 10 ans en moyenne, si aucune action particulière en faveur de l'environnement n'est entreprise, le coût environnemental total de la collecte sera tout de même réduit naturellement du fait du remplacement de bennes anciennes par des bennes de nouvelle génération.

Le gain environnemental annuel d'un plan d'actions sur les polluants atmosphériques, défini aujourd'hui, tendra donc à s'amenuiser au fur et à mesure de l'amélioration systématique du bilan environnemental du parc des bennes au fil des ans.

En ce qui concerne les consommations de carburant (et par conséquent les émissions de CO₂), l'INRETS [HUGREL et JOUMARD, 2006] explique que les gains obtenus grâce à l'amélioration des motorisations sont compensés par l'augmentation du poids des véhicules. Au final, la consommation moyenne de carburant des poids lourds ne diminue pas. Le graphique ci-dessous qui représente les consommations moyennes des bennes diesel du STPP pour le parc 2007 (par gabarit) confirme cela (un point pour une benne donnée, les bennes étant rangées dans l'ordre de leur date de mise en service : bennes les plus récentes à droite). Contrairement à ce à quoi on pourrait s'attendre, ces bennes récentes ne consomment pas moins de carburant que les plus anciennes confirmant ainsi les informations de l'INRETS.

Figure 46 – Consommations moyennes des bennes diesel du STPP en 2007 (par gabarit : étroit, moyen, large)



¹²⁹ Le système De-NOx consiste à piéger les NOx dans une sorte de filtre régénéré tous les 5 km. Les NOx chauffés sont transformés en molécules d'azote et molécules d'oxygène. Cela permet une baisse de plus de 90% des émissions de NOx (source : l'Usine Nouvelle [« diesel », 2008]).

¹³⁰ Les filtres à particules stockent les particules émises qui sont ensuite brûlées en injectant du carburant dans la ligne d'échappement [« diesel », 2008].

Par contre, dans quelques années, les bennes hybrides qui combinent une motorisation thermique (Gasoil ou GNV) pour le « haut-le-pied » et des batteries lithium-ion pour la collecte (avec récupération d'énergie lors du freinage et des phases d'accélération) devraient devenir courantes et les bennes à moteur thermique seul pourraient de ce fait disparaître. Dans un avenir beaucoup plus lointain, on peut envisager que des bennes électriques s'imposent à leur tour notamment si les piles à combustible se développent pour une utilisation embarquée. Une étude menée par TRANSPORT CANADA en 2005 a montré que les systèmes de motorisation hybride génèrent des économies de carburant de 18% à 25%¹³¹.

Dans l'attente de l'arrivée des bennes hybrides sur le marché, ce sont les bennes gasoil qui en 2007 ont repris le pas sur les bennes GNV grâce aux progrès réalisés sur les émissions de polluants des moteurs diesel, pour un coût à l'achat et à l'entretien inférieur et pour une consommation d'énergie moindre (émissions de CO₂ moindres également de ce fait). Depuis 2014, l'achat de nouvelles bennes gasoil a été stoppé par la municipalité désireuse de réduire les émissions de particules.

Pour un bilan à 30 ans, on considérera que les bennes hybrides se généraliseront mais que les bennes électriques nouvelles génération ne seront pas encore aptes à les concurrencer efficacement. Pour les besoins de la modélisation, on a fixé arbitrairement, un remplacement des bennes GNV par des bennes gasoil nouvelle génération entre 2010 et 2020 et une arrivée naturelle¹³² des bennes hybrides dans le parc du STPP à partir de 2020 (la base de référence étant 2007). Le but de ces dates arbitraires n'est pas de fournir une prédiction de calendrier mais de démontrer l'influence de cette évolution naturelle potentielle sur le bilan environnemental sur 30 ans.

I.2. Définition de l'évolution « naturelle » du parc de bennes du STPP

Le bilan du parc du STPP réalisé pour 2007 l'a été sur des bennes de génération Euro 2 et Euro 3 pour les bennes Gasoil et Euro 3, Euro 4 et EEV pour les bennes GNV. Les courbes d'évolution des seuils d'émissions pour les poids lourds ci-contre montrent que, pour les particules, les HC et le CO, les baisses semblent avoir atteint un plancher depuis 2006 (Euro 4). Pour les NOx, le plancher devrait apparaître avec la norme Euro 6 qui impose implicitement l'utilisation de dispositifs De-NOx pour atteindre les nouvelles exigences à partir de 2013.

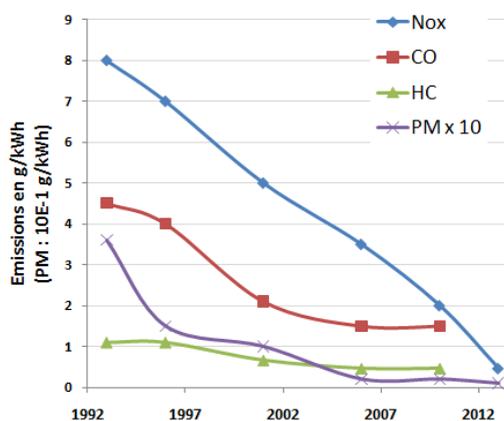


Figure 47 – Evolution des normes d'émission des poids lourds (cycle ESC) : Euro 1 à Euro 6

¹³¹ L'économie d'énergie obtenue pour les bennes hybrides est moindre que pour d'autres types de poids lourds (jusqu'à 40%) du fait de leur fonctionnement très particulier (la traction ne correspond qu'à 60% de la consommation de carburant en mode collecte). Comparativement, si les calculs étaient réalisés sur la seule traction, les pourcentages d'économie d'énergie monteraient à 30-35 % pour les systèmes les plus efficaces [TRANSPORT CANADA, 2005].

¹³² Par « arrivée naturelle » on entend le renouvellement au fil de l'eau des bennes arrivées en fin de vie en fonction des modèles disponibles sur le marché à ce moment là, compte tenu des contraintes budgétaires, sans volonté particulière de bénéfice environnemental supplémentaire nécessitant un surinvestissement

Pour prendre en compte l'effet de l'évolution des technologies des bennes sur l'impact environnemental lors des 30 prochaines années, il est proposé de définir une approche simplifiée reposant sur les hypothèses suivantes :

- les bennes achetées de 2008 à 2013 ont les caractéristiques des meilleures bennes du parc 2007 (Gasoil Euro 4, GNV Euro 4 et EEV) dites « benne de référence 2007 »),
- les achats de 2014 à 2020 sont constitués de « benne de référence 2014 » correspondant aux bennes de référence 2007 avec des émissions de NOx réduites de moitié,
- A partir de 2021, on définit une « benne hybride de référence » aux impacts environnementaux réduits de 20% par rapport à la « benne de référence 2014 ».

L'annexe 20 présente les données et calculs utilisés pour déterminer les émissions de ces bennes de référence. Les émissions de polluants et de GES ainsi que les consommations moyennes de carburant de l'ensemble de ces bennes de référence sont récapitulées ci-dessous.

	Benne de référence 2007		Benne Gasoil de réf. 2014		benne hybride de réf. 2020	
	caractéristiques	€/ km	caractéristiques	€/ km	caractéristiques	€/ km
CO	3 g/km	0,0002 €	3 g/km	0,0002 €	2,4 g/km	0,0002 €
Nox	8,2 g/km	1,40 €	4,1 g/km	0,70 €	3,3 g/km	0,56 €
HC	0,04 g/km	0,002 €	0,04 g/km	0,002 €	0,03 g/km	0,001 €
PM	0,08 g/km	0,21 €	0,08 g/km	0,21 €	0,064 g/km	0,17 €
Carburant	2,7 GJ/100 km	0,41 €	2 GJ/100 km	0,30 €	1,6 GJ/100 km	0,24 €
CO₂	2 kgéqCO ₂ / km	0,10 €	1,8 kgéqCO ₂ / km	0,09 €	1,44 kgéqCO ₂ / km	0,07 €
coût env. total par km :		2,12 €		1,30 €		1,05 €
dont coût polluants atmosphériques :		1,62 €		0,91 €		0,73 €

Tableau 71 – Performances environnementales des bennes de référence 2007, 2014 et hybride 2020

II. Préambule 2 : évolution des éléments porteurs d'irréversibilités et externalités fortes

Conformément aux recommandations du Commissariat Général du Plan [LEBEGUE, 2005], nous allons prendre en compte l'évolution de la valeur des éléments porteurs d'irréversibilités (épuisement des énergies fossiles, consommation de ressources naturelles) et d'externalités fortes sur l'environnement (changement climatique, pollution atmosphérique).

II.1. L'évolution du prix de l'énergie

II.1.1. L'évolution du cours du pétrole

Entre 2007 et 2009, on a assisté à une hausse très sensible du cours du pétrole et consécutivement du prix des carburants et de l'énergie de chauffage, hausse qui s'est brutalement interrompue en 2009 avec la crise économique mondiale. Une nouvelle chute des cours est observée depuis 2014. Le graphique ci-contre montre l'évolution du prix du pétrole de 2000 à 2015.

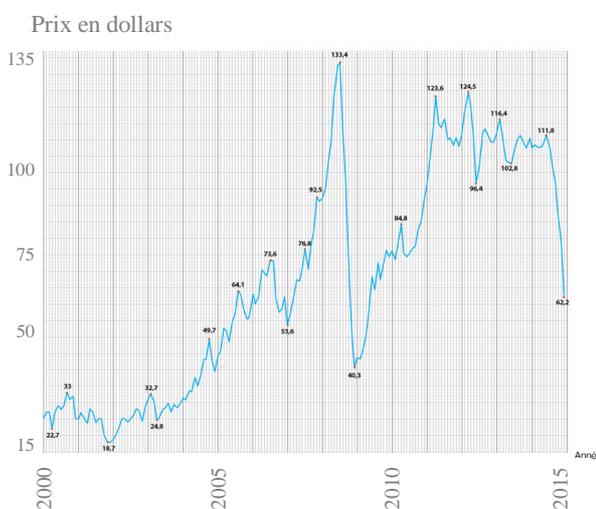


Figure 48 – Evolution du cours du pétrole 2000-2015 (baril de Brent), Source : INSEE, tiré de : <https://www.lcl.com/guides-pratiques/zooms-economiques/petrole-carburant.jsp>

Cette augmentation très importante du cours du pétrole jusqu'en 2008 et, consécutivement, du prix des carburants s'explique par deux paramètres détaillés par le CAS [2009] :

- par une hausse soutenue de la demande mondiale (croissance rapide des économies émergentes d'Asie), sans augmentation des gisements entraînant une grande sensibilité du marché aux événements géopolitiques pouvant potentiellement entraîner le cours à la hausse (amplification des hausses spéculatives du marché) ;
- par une perte de valeur du dollar face à l'euro et au yen qui a pu inciter les investisseurs à voir dans le marchés des matières premières une solution refuge (surtout dans le contexte de crise financière rendant les marchés boursiers moins attractifs) ;

Depuis 2014, les pays producteurs de pétrole maintiennent une production élevée de manière à faire baisser les cours au point de rendre les gaz de schistes non rentables et ainsi stopper le développement de ce secteur. De plus, certaines situations géopolitiques dont le ralentissement de l'économie chinoise entraînent la demande mondiale à la baisse.

Sur le long terme, l'évolution du prix du pétrole suivra une trajectoire haussière au-delà du « peak oil » qui correspond au pic de la production mondiale situé entre 2017 et 2039 par WAISMAN, ROZENBERG, SASSI et HOURCADE [2010]. L'existence de ce futur pic pétrolier est liée à des conditions endogènes du fait d'interactions entre déterminants techniques, géopolitiques et macroéconomiques sous contrainte d'inerties et d'anticipations imparfaites [ibid.]. La figure 49 proposée par WAISMAN et al. représente deux scénarios d'évolution du prix du pétrole après une période de prix bas (scénario MF) ou de prix croissants correspondant à un signal prix propice au développement précoce des énergies de substitution au pétrole (scénario LD). Le scénario MF semble donc être d'actualité, retardant le développement des énergies alternatives.

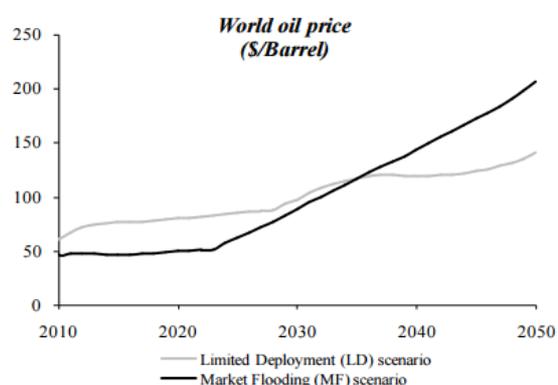


Figure 49 – Evolution du prix du baril de pétrole (\$/baril), tiré de [WAISMAN, ROZENBERG, SASSI et HOURCADE, 2010]

Les deux paragraphes suivants proposent deux scénarios d'évolution du prix de l'énergie, un scénario bas et un scénario haut (a-1 et a-2) qui seront utilisés à la fois pour l'évolution du prix du carburant et l'évolution du FM de l'énergie. Ces scénarios théoriques présentent une vision lissée à la hausse.

Le scénario a-2 est basé sur l'application de la règle de Hotelling. Même s'il est bien connu que cette règle ne s'applique pas de façon mécanique, son utilisation permet une approche simplificatrice suffisante pour les projections envisagées ici.

II.1.2. Scénario a-1 : évolution du modèle TIAM

Le modèle TIAM¹³³ de prospective énergétique 2000-2100 suivant différents scénarios (tiré de [SELOSSE, ASSOUMOU et MAÏZI, 2009]) fournit une projection du prix des énergies. Pour un prix initial d'environ 78 \$ le baril en 2005, ce modèle aboutit à un prix de 100 \$ le baril en 2030 et 125 \$ en 2050 (évolution entourée de pointillés noirs à la figure 50). La progression est linéaire avec un changement de pente (accélération) à partir de 2040.

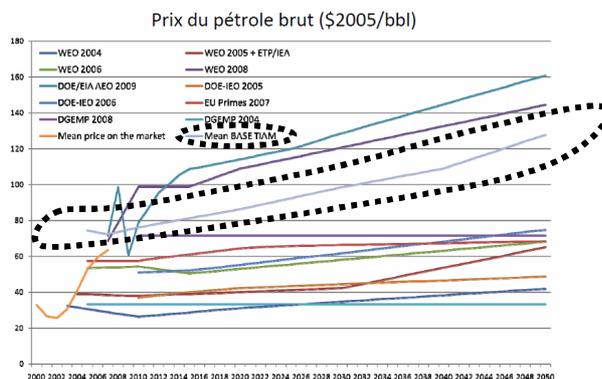


Figure 50 – Projection du prix des énergies de 2000 à 2050 en \$₂₀₀₅, modèle TIAM, tiré de [SELOSSE, ASSOUMOU et MAÏZI, 2009]

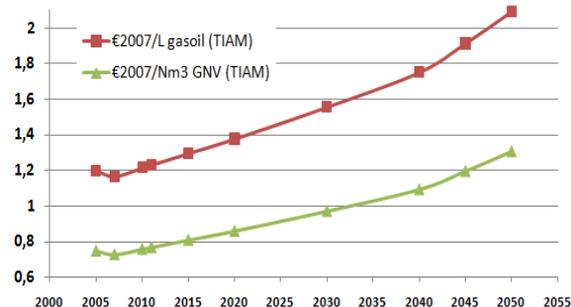


Figure 51 – Evolution du prix du litre de gasoil et du Nm³ de GNV selon la tendance d'évolution du prix du pétrole du modèle TIAM

Si l'on pose l'hypothèse que le prix du litre de gasoil et du Nm³ de GNV acheté par le STPP suit la même tendance que l'évolution du prix du baril de pétrole projetée par le modèle TIAM, on obtient des prix de carburant représentés sur le graphique ci-contre. Pour 2010 on a : 1,22 €₂₀₀₇/L et 0,76 €₂₀₀₇/Nm³ et pour 2050 : 2,09 €₂₀₀₇/L et 1,31 €₂₀₀₇/Nm³.

II.1.3. Scénario a-2 : évolution selon le taux d'actualisation

En appliquant de manière simplificatrice la règle de Hotelling sur l'évolution du prix des ressources naturelles rares, considérons un taux de croissance du prix du carburant égal au taux d'actualisation (4% jusqu'en 2040 puis une valeur décroissante pour atteindre 3% à 100 ans¹³⁴).

Le premier graphique ci-contre donne l'évolution du prix des carburants selon la règle de Hotelling tandis que le second donne une vision des deux scénarios a-1 et a-2.

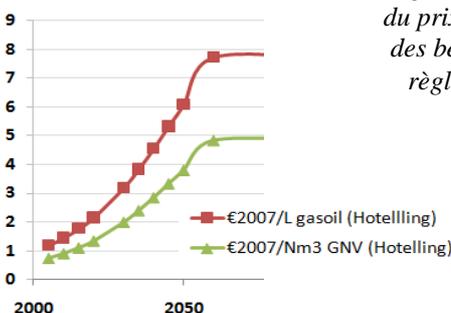


Figure 52 – Evolution du prix des carburants des bennes suivant la règle de Hotelling

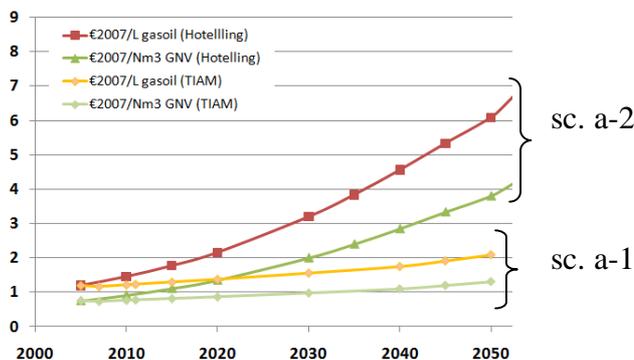


Figure 53 – Comparaison des deux scénarios d'évolution du prix du carburant : TIAM et Hotelling

¹³³ Modèle développée par l'ETSAP (Energy Technology Systems Analysis Programme) sous l'égide de l'Agence Internationale de l'Énergie

¹³⁴ voir formule de calcul du CGP au chapitre 2, page 73

II.2. L'évolution du prix du carbone

Jusqu'en 2008, la référence en France pour la valeur du carbone et son évolution dans le temps était le rapport BOITEUX [2001] : 27 €/t_{éq}CO₂ en valeur 2000 soit 32 €₂₀₀₈ puis une progression de 3% par an.

Entre 2001 et 2008, le contexte a évolué de manière notable puisque :

- le Commissariat général du plan (CGP) a révisé le taux d'actualisation tutélaire en 2005
- des marchés d'échange d'émissions de CO₂ se sont mis en place (avec un prix de 20 à 25 €/t_{éq}CO₂ [CAS, 2009]¹³⁵),
- le protocole de Kyoto est entré en vigueur et le débat sur le Grenelle de l'environnement a été lancé en France [CAS, 2009].

Le premier Ministre a alors demandé en 2008 au Centre d'Analyse Stratégique de fixer une nouvelle valeur tutélaire du carbone ainsi que son schéma d'évolution dans le temps. Pour l'occasion, une commission présidée par Alain Quinet a été constituée¹³⁶. L'intérêt d'une telle valeur tutélaire est qu'elle représente un guide pour les investissements publics puisqu'elle indique quels projets de réduction des émissions de gaz à effet de serre ont un sens économique et social (ceux dont le coût de réduction des gaz à effet de serre est inférieur à la valeur de référence).

Selon ses propres termes figurant dans le rapport, « *La commission s'est attachée à définir une trajectoire du carbone compatible avec le respect des objectifs européens à l'horizon 2020-2050* » (limiter à 2°C le réchauffement global) et a adopté pour cela « *une approche pragmatique de type coûts/efficacité (...)* » afin de déterminer la trajectoire de valeurs du carbone qui permette d'atteindre les objectifs politiques européens de mars 2007 et ce, indépendamment de l'évolution du prix du pétrole. Si le prix du baril devait s'écarter de la fourchette 50-100 € (environ 50 \$ mi-2015), la commission recommande une révision de la valeur tutélaire du carbone.

Les travaux de révision du prix tutélaire du carbone du CAS¹³⁷ ont conduit aux préconisations suivantes [2009] (représentation à la figure 54 page suivante):

- 32 €/t_{éq}CO₂ en 2010 (valeur rapport Boiteux 2001 revalorisée)
- 100 €/t_{éq}CO₂ à l'horizon 2030
- après 2030, faire croître le prix du carbone au rythme du taux d'actualisation public de 4 % (200 €/t_{éq}CO₂ en 2050)
- encadrer la valeur 2050 de 200 € dans une fourchette allant de 150 à 350 € (pour tenir compte des incertitudes sur les accords internationaux et sur les technologies disponibles : systèmes de production d'énergie non carbonée, séquestration du carbone).

¹³⁵ Après 2008, le cours du CO₂ sur le marché d'échange de quotas européen a commencé à chuter. Il est actuellement en dessous des 5 €/t_{éq}CO₂.

¹³⁶ commission composée de représentants des partenaires économiques et sociaux et des organisations environnementales, d'économistes de l'université et du CNRS, de l'AIE et de l'OCDE, de la Caisse des dépôts, de l'ADEME, ainsi que de représentants des ministères chargés de l'environnement et des finances

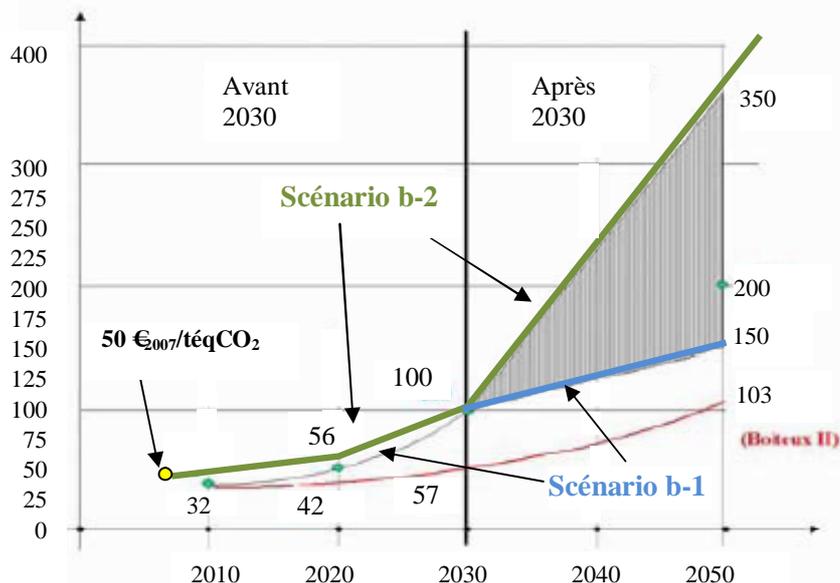
¹³⁷ Les modèles utilisés par la commission pour ses travaux sont : GEMINI-E3, POLES et IMACLIM-R :

- GEMINI-E3 : société C-ORDEE, basée à Genève, équipe : Alain Bernard, Marc Vielle et Alain Haurie, gemini-e3.epfl.ch/
- POLES : Laboratoire d'économie de la production et de l'intégration internationale (LEPII) de l'université de Grenoble (<http://webu2.upmf-grenoble.fr/LEPII/spip/>) en collaboration avec ENERDATA. Equipe LEPII : Patrick Criqui et Silvana Mima ; Equipe ENERDATA : Bertrand Château et Alban Kitous
- IMACLIM-R : Centre International de Recherche en Environnement et Développement (CIRED), équipe : Jean-Charles Hourcade, Renaud Crassous, Olivier Sassi et Henri Waisman, www.centre-cired.fr/

Pour les besoins de la présente étude, nous utiliserons deux scénarios d'évolution du prix du carbone : l'un basé sur l'hypothèse basse du rapport du CAS (scénario b-1) et l'autre basé sur l'hypothèse haute (scénario b-2).

La valeur du facteur de monétarisation utilisée dans le présent apport est de 50 € (voir chapitre 3). Pour partir de cette base, deux évolutions affines sont définies à partir de 50€ en 2007 (simplification de la forme en courbe concave du rapport du CAS, voir figure 54 adaptée d'un graphique tiré du rapport du CAS) en passant par 65 € en 2020 et 100 € en 2030.

Figure 54 – Evolution du coût de la tonne de CO₂ selon les scénarios b-1 et b-2, adapté du graphique du CAS [2009]



Ces scénarios sont cohérents avec la loi relative à la transition énergétique pour la croissance verte de 2015 qui prévoit une trajectoire de taxe CO₂ croissante à 56 euros en 2020 et 100 euros en 2030¹³⁸.

Les valeurs non actualisées et actualisées du CO₂ issues des scénarios b-1 et b-2 sont représentées à la figure 55. L'actualisation fait passer la valeur du CO₂ du scénario b-1 en 2060 de 175 € à 36 € (en 2050 : de 150 € à 38 €). Pour le scénario b-2, l'actualisation fait passer la valeur du CO₂ en 2060 de 475 € à 100 € (en 2050 : de 350 € à 88 €).

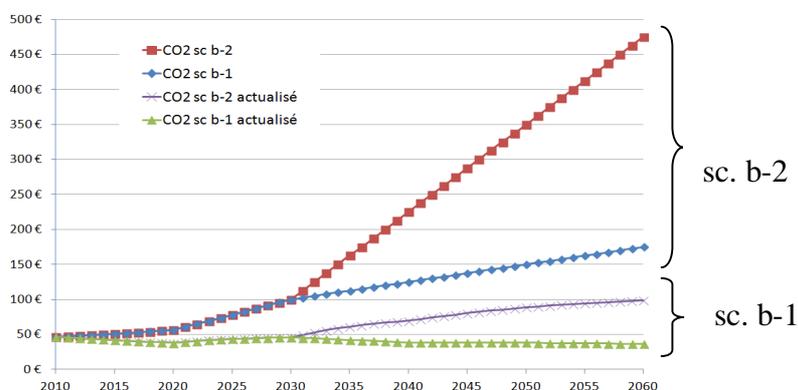


Figure 55 – Evolution de la valeur du CO₂ selon les scénarios b-1 et b-2, actualisée et non actualisée

¹³⁸ « Le Gouvernement se fixe pour objectif, pour la composante carbone intégrée aux tarifs des taxes intérieures sur la consommation des produits énergétiques inscrites au tableau B du 1 de l'article 265 du code des douanes, d'atteindre une valeur de la tonne carbone de 56 € en 2020 et de 100 € en 2030 »

II.3. L'évolution des facteurs de monétarisation de la pollution atmosphérique

Dans le rapport « *10 ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique* » NICOLAS et al. [2002] font le constat que la pollution atmosphérique est un sujet de préoccupation environnementale grandissant pour les Français comme le montre la comparaison de deux enquêtes de l'Institut Français de l'Environnement (Ifen) menées à 5 ans d'intervalle en 1994 et 1999. NICOLAS et al., écrivent ainsi : « *La pollution atmosphérique et ses impacts sur la santé humaine, la faune, la flore ou les bâtiments, restent un sujet très controversé. Les enquêtes d'opinion révèlent un malaise sur cette question au sein de la population, malaise qui semble être allé en s'amplifiant durant la dernière décennie, selon les sondages régulièrement commandés par l'Ifen et EDF.* »

Ils citent l'extrait suivant de l'étude de l'Ifen de 1999¹³⁹ : « *Entre début 94 (date de la première enquête de suivi (...)) et début 98, la proportion de Français déclarant la réduction de la pollution de l'air et de l'atmosphère comme action prioritaire en matière d'environnement est passée de 30,1 à 43,7%, avec une progression régulière chaque année.* »

Cette augmentation de la préoccupation des Français face à la pollution atmosphérique qui s'est encore accentuée depuis pourrait s'expliquer par trois phénomènes :

- l'apparition d'une certaine défiance vis-à-vis des problèmes de santé liés à une exposition chronique aux polluants (« vache folle », bisphénol A,...) dont certains ont abouti à des scandales ainsi que l'apparition concomitante du principe de précaution dans la vie publique (scandales du sang contaminé et de l'amiante)
- la déclaration de l'OMS passant les particules fines de cancérigène probable à cancérigène certain en 2012,
- la médiatisation des indicateurs de qualité de l'air et des épisodes de pollution photochimique estivaux ainsi que le recours à la circulation alternée à Paris en 1997 puis en 2015.

L'émergence du principe de précaution et la médiatisation ont certainement contribué à changer le statut du polluant atmosphérique le faisant passer d'un phénomène jusque-là perçu uniquement à l'échelle individuelle (asthmatiques, déficients cardio-vasculaires...) au statut de problème collectif, concret et donc potentiellement anxiogène.

Dans ce contexte, on ne s'étonnera pas de voir grimper le polluant atmosphérique dans l'échelle des préoccupations environnementales des Français ce qui, pour un économiste, se traduirait, lors d'une enquête contingente, par une augmentation du CAP pour réduire les quantités de polluants émis. Partant de ce constat, on pose l'hypothèse que les FM des polluants atmosphériques augmentent avec le temps.

Parallèlement, des résultats d'études sur les effets chroniques de la pollution atmosphérique longues et difficiles à mener commencent à être publiés et semblent démontrer que les effets chroniques se situent sur une échelle infiniment plus grande que les effets immédiats passant pour la France d'une échelle de 1 à 100 en termes de nombre de décès prématurés. NICOLAS et al. [2002] rapportent les résultats d'une étude de l'OMS visant à transposer les résultats de deux études américaines au contexte européen et selon laquelle « *le niveau de pollution atmosphérique de la France de 1995 engendrerait sur le long terme 31 700 décès prématurés par an, chaque personne concernée perdant 10 ans d'espérance de vie en moyenne* ».

Même si, comme le soulignent NICOLAS et al., les autorités ne se sont pas prononcées sur la validité des résultats de l'OMS, on peut penser que d'autres études équivalentes devraient être publiées une fois l'observation de long terme achevée et qu'elles devraient démontrer un effet chronique plus marqué que l'effet immédiat, reste à savoir dans quelles proportions. Pour

¹³⁹ IFEN, 1999, *L'opinion publique sur l'environnement et l'aménagement du territoire en 1998*, collection Etudes et Travaux n°22

l'opinion publique, la médiatisation qui ne manquera pas de se faire autour de ces études viendra encore renforcer la tendance à l'augmentation du facteur de monétarisation lié à l'émission des polluants atmosphériques.

Pour autant, avec l'amélioration continue des performances d'émissions de polluants des motorisations combiné à l'épuisement des ressources d'énergie fossile et consécutivement l'augmentation du prix des carburant, le phénomène chronique ne devrait pas exploser mais devrait atteindre un pallier à un horizon de quelques dizaines d'années au plus. Au-delà, on devrait assister à une régression. Il est donc proposé de prendre une tendance logarithmique d'augmentation du facteur de monétarisation des polluants atmosphériques dans sa phase ascendante à l'aide de la formule suivante (représentation à la figure 56):

$$FM(\text{année } n) = FM_n = FM_{2007} \times \log(n - 1997) \quad \text{pour } n \geq 2007 \quad (\text{car } \log(10) = 1)$$

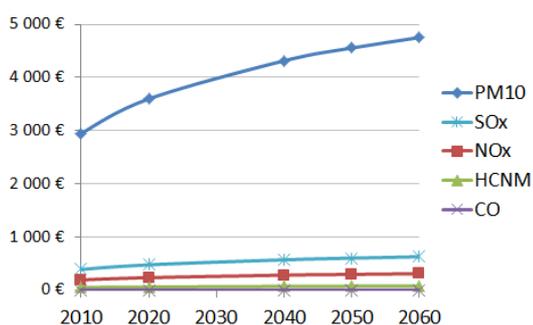


Figure 56 – Hypothèse d'évolution logarithmique des facteurs de monétarisation des polluants atmosphériques

II.4. L'évolution des facteurs de monétarisation des matières premières secondaires

En ce qui concerne l'évolution des facteurs de monétarisation des matières premières secondaires, devant les besoins croissants de ressources liés à la croissance démographique mondiale et à l'augmentation de la demande des pays émergents, nous posons l'hypothèse que la valeur de ces ressources va croître avec le temps.

Pour les polluants atmosphériques, une croissance logarithmique des facteurs de monétarisation semblait bien adaptée pour illustrer la désutilité marginale (baisse de l'utilité) engendrée par l'amélioration progressive de la situation sanitaire grâce aux progrès technologiques des motorisations et aux mesures de prévention des pouvoirs publics (interdiction d'accès aux véhicules les plus anciens par exemple).

Pour les matières premières, sauf crise internationale majeure plus importante que la crise économique actuelle qui a entraîné un fléchissement momentané et léger de la demande de matières premières, la courbe de demande devrait continuer sur une tendance haussière. Pour les besoins de cette étude, afin de traduire les phénomènes en jeu dans l'évolution probable des FM des matières premières secondaires qui s'appuie à la fois sur une base marchande comme pour les carburants (cours des matières premières) et sur une base plus difficilement observable et en tout cas purement non marchande qui est la conscience environnementale collective, nous posons l'hypothèse d'une augmentation linéaire suivant la progression du PIB mondial de long terme (2%) assortie d'un coefficient supplémentaire pour prendre en compte l'augmentation du souci environnemental avec les revenus (bien supérieur). Nous prendrons une forme logarithmique pour ce coefficient comme pour l'évolution FM des polluants atmosphériques :

$$FM(\text{année } n) = FM_n = FM_{2007} \times (1 + 2\%) \times \log(n - 1997) \quad \text{pour } n \geq 2007 \quad (\text{car } \log(10) = 1)$$

$$\text{soit } FM_n = FM_{2007} \times 1,02^{(n-2007)} \times \log(n - 1997) \quad \text{pour } n > 2007$$

II.5. Récapitulatif des scénarios d'évolution des facteurs de monétarisation

La figure 57 représente l'évolution sur 30 ans des facteurs de monétarisation selon les hypothèses formulées plus haut. Cette évolution est représentée à partir d'une base 1 en 2010 (second graphique en valeurs actualisées). L'évolution la plus importante est celle du CO₂ selon le scénario b-2 (x 4,5 en 30 ans) tandis que les facteurs de monétarisation des polluants atmosphériques et de l'énergie selon le scénario a-1 progressent le moins (augmentation d'environ 50% en 30 ans). En valeurs actuelles, seule cette courbe se situe à 30 ans au-dessus de la base 1.

L'évolution des prix du gasoil et du GNV est présentée à l'encart 30. L'évolution des valeurs de facteurs de monétarisation est présentée à l'encart 31.

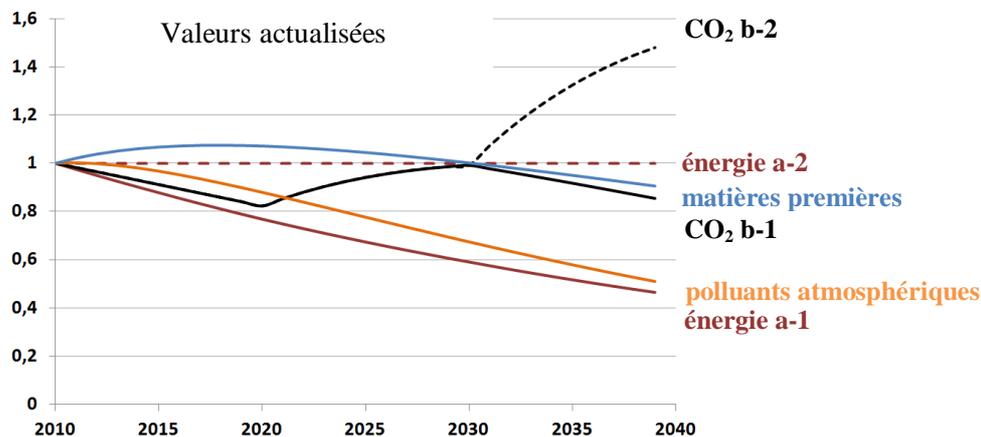
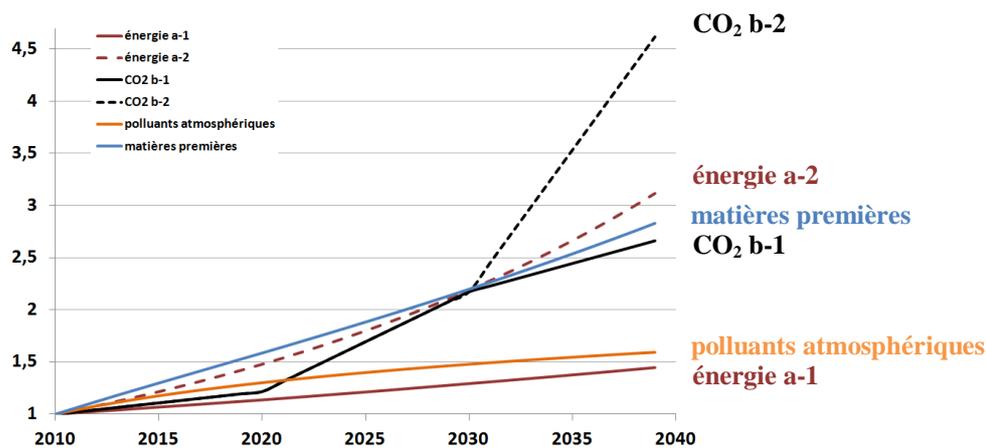
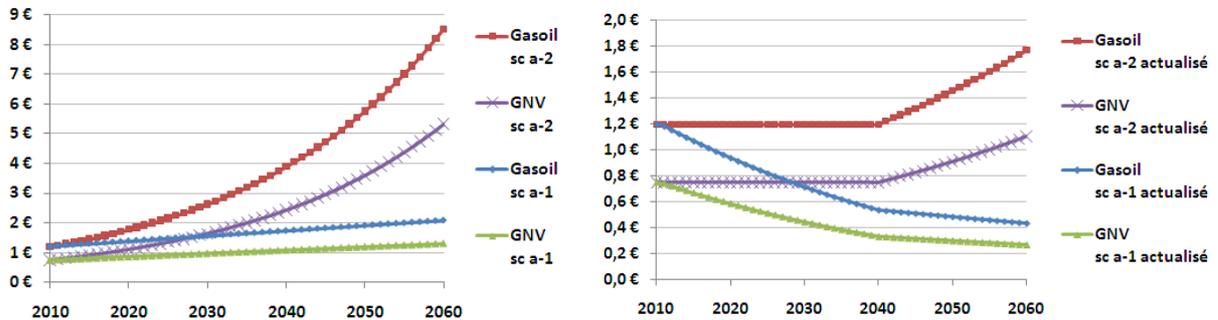


Figure 57 – Evolution des facteurs de monétarisation sur 30 ans : base 1 en 2010

Encart 30 – Evolution du prix du gasoil et du GNV selon les scénarios a-1 et a-2

Les graphiques ci-dessous représentent l'évolution du prix des carburants (Gasoil et GNV) selon les scénarios a-1 (TIAM) et a-2 (Hotelling) exposés plus haut (mêmes scénarios pour le facteur de monétarisation de l'énergie fossile). Pour l'énergie fossile, la valeur actualisée (graphique de droite) est soit doublée soit divisée par deux à un horizon de 50 ans selon le scénario choisi.

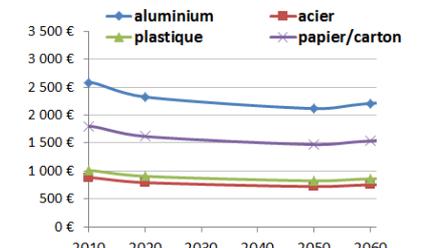
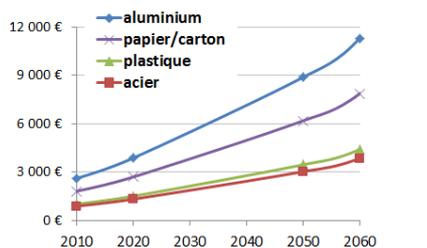
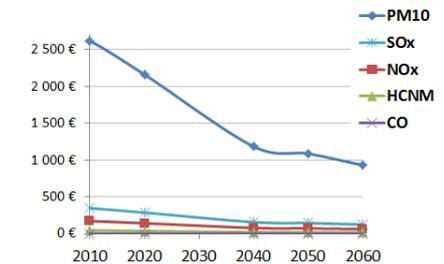
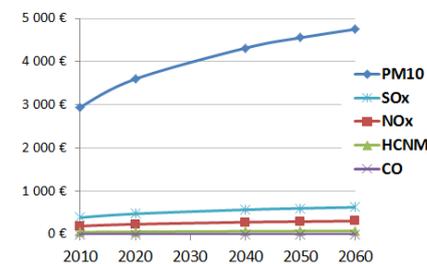
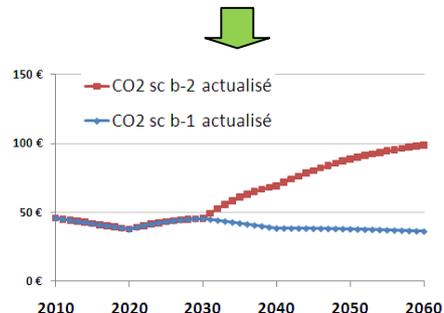
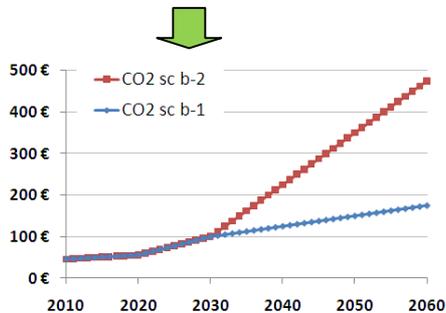


Encart 31 – Scénarios d'évolution des FM du CO₂, des polluants atmosphériques et des matières premières

Les graphiques des scénarios d'évolution des FM du carbone, des polluants atmosphériques et des matières premières sont rassemblés ci-dessous (valeurs actualisées colonne de droite). La tendance pour le carbone est similaire à celle de l'énergie. Pour les polluants atmosphériques, le scénario choisi conduit à diviser la valeur actuelle du facteur de monétarisation à 50 ans environ par 2,5. Enfin, pour les matières premières, le scénario choisi conduit à une quasi stabilité des valeurs actuelles des FM sur 50 ans.

Scénarios d'évolution des FM

Scénarios d'évolution actualisés



III. Projection à 30 ans du bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris

III.1. Projection pour la collecte en régie

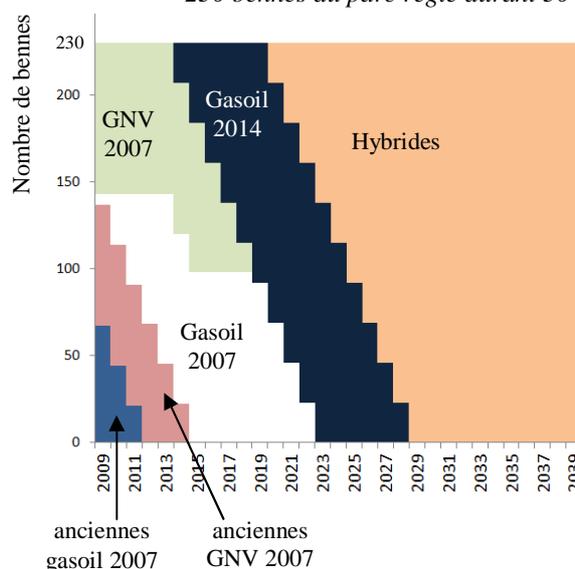
Nous regardons dans ce paragraphe III.1 uniquement le cas de la collecte en régie. Rappelons que la part régie de la collecte représente environ la moitié de l'activité collectée en 2007, le reste étant assuré par des entreprises privées dans le cadre de marchés publics.

III.1.1. Evolution du bilan environnemental de la collecte

Pour déterminer l'évolution du coût environnemental associé à l'utilisation des bennes en régie année après année¹⁴⁰ (en € constant), il faut combiner à la fois :

- l'effet de l'évolution technologique qui tend à réduire naturellement l'impact environnemental des bennes par renouvellement du parc (figure 58),
- et l'effet de l'augmentation du prix du pétrole et de la valeur carbone et donc consécutivement du facteur de monétarisation environnemental de la consommation de carburant et de l'émission de CO₂ ainsi que l'évolution des FM des polluants atmosphériques.

Figure 58 – Hypothèses de répartition des 230 bennes du parc régie durant 30 ans



La combinaison de ces effets est obtenue en prenant en compte les scénarios a-1 et a-2 d'évolution du prix de l'énergie et les scénarios b-1 et b-2 d'évolution de la valeur du carbone ainsi que le scénario d'évolution des facteurs de monétarisation des polluants atmosphériques. L'annexe 21 présente les chiffres détaillés de l'évolution du coût environnemental par km de l'émission de polluants atmosphériques, de la consommation de carburant et de l'émission de gaz à effet de serre tout d'abord en ne tenant compte que de l'évolution naturelle du parc de bennes puis en ajoutant l'influence des scénarios d'évolution des FM. Le tableau en annexe détaille les hypothèses sur le nombre de bennes gasoil, GNV et gasoil hybrides qui composeront le parc du STPP jusqu'en 2039 (représentation à la figure 58).

L'évolution « naturelle » résultante (modernisation du parc) en tenant compte des scénarios d'évolution des FM est représentée à la figure 59 (coûts non actualisés, données de l'annexe 21).

Le coût environnemental total de la collecte (carburant, polluants etc.) passe de 3,3 €/km en 2010 à 1 €/km du fait des gains technologiques sur les bennes (courbe basse sur la figure 59).

Quand on intègre les scénarios d'évolution des FM de l'énergie, du CO₂ et des polluants atmosphériques, il passe à une fourchette entre 1,6 et 2,2 €/km en 2040.

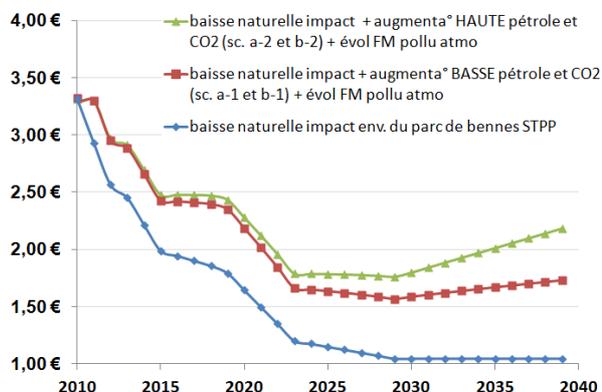


Figure 59 – Evolution du coût environnemental de la collecte en €/km (non actualisé)

¹⁴⁰ Nota : Pour les besoins de ces projections, on suppose que la typologie du parc et de la collecte (gabarit, nombre de bennes total, kilométrage moyen par jour, consommation de carburant par km) restent inchangés.

L'évolution du coût environnemental sur la base des données précédentes en €/km est représentée à la figure 60 pour les 2,7 millions de km parcourus par les bennes en 2007 (scénarios bas et hauts).

Le bilan passe de près de 14 M€ en 2010 à un palier situé à environ 9 M€ entre 2022 et 2030 pour ensuite se détériorer de nouveau jusqu'à remonter en 2040 à 9 M€ (scénarios hauts) et 11 M€ (scénarios bas).

Par contre, l'actualisation conduit à masquer complètement la détérioration du bilan environnemental de la collecte et à gommer les différences entre les deux scénarios pour conduire à une valeur actualisée du coût environnemental de la collecte des déchets de l'ordre de 3 M€ en 2040.

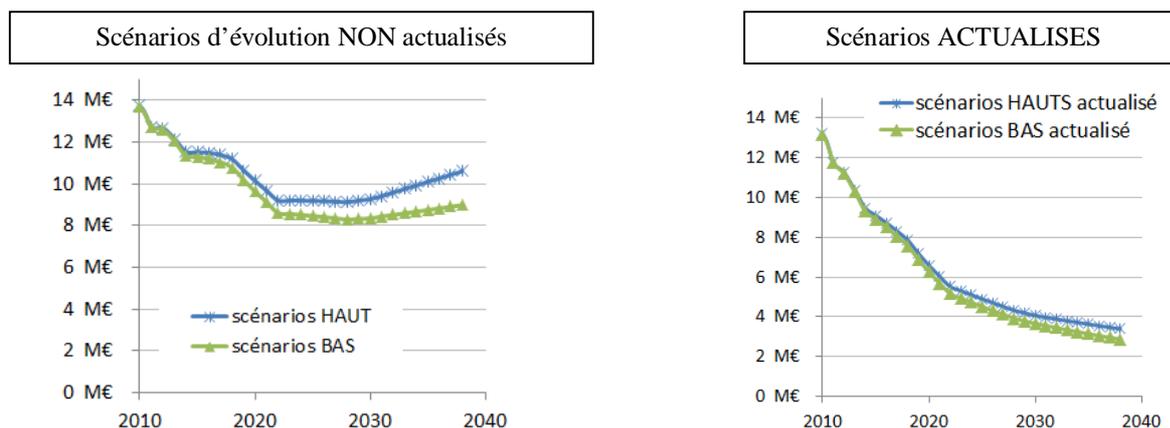


Figure 60 – Coût environnemental de la collecte des déchets en régie à Paris, 2010 à 2040, scénarios bas et haut

L'influence des paramètres énergie fossile (scénarios a-1 et a-2) et CO₂ (scénarios b-1 et b-2) sur le coût environnemental de la collecte devrait conduire à une augmentation de ce coût au fil des ans du fait de la hausse des valeurs des facteurs de monétarisation.

La baisse de ce coût environnemental s'explique par l'influence prépondérante de l'évolution naturelle du parc des bennes vers une réduction significative des émissions de polluants atmosphériques (effet sur les flux quantitatifs).

Ainsi, comme le montre la figure 61, la valeur monétarisée de l'impact environnemental des polluants atmosphériques émis par les bennes de collecte est divisée par 3,8 entre 2010 et 2039 (courbe basse). Cette progression est ramenée à un facteur 2,3 lorsqu'on ajoute la hausse logarithmique du facteur de monétarisation des polluants (courbe basse).

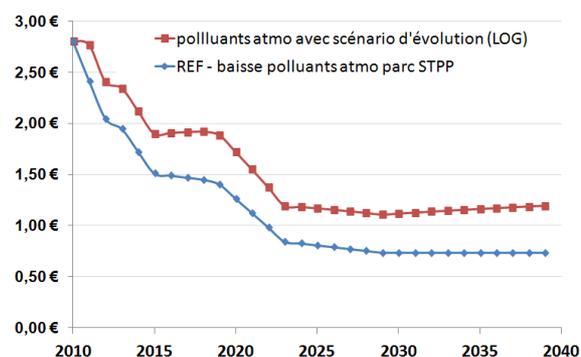


Figure 61 – Evolution du coût environnemental des polluants atmosphériques des bennes en €/km, évolution naturelle avec et sans (REF) évolution du FM

Sur la figure 61, on peut remarquer qu'après une forte amélioration jusque vers 2023, le coût environnemental de la collecte se stabilise quelques années pour repartir légèrement à la hausse à partir de 2030. Cette légère hausse s'explique par le fait que les améliorations technologiques sur les bennes auront alors atteint un palier tandis que le coût environnemental de la consommation d'énergie et de l'émission de CO₂ continuera d'augmenter (augmentation du facteur de monétarisation). Jusqu'en 2030, c'est donc l'aspect pollution atmosphérique qui dessine l'évolution générale du bilan environnemental de la collecte, l'influence de l'évolution des autres impacts étant secondaire.

III.1.2. Evolution des parts relatives de chaque catégorie d'impacts

Le tableau 72 et la figure 62 ci-dessous présentent le bilan monétarisé de la collecte des déchets en régie en 2007 et en 2035 (9 principaux impacts environnementaux de la collecte) selon les scénarios précédemment définis : évolution des FM suivant les scénarios bas et hauts (polluants atmosphériques, consommation d'énergie et émissions de CO₂) et baisse des émissions de polluants du fait de l'amélioration progressive et « naturelle » du parc de bennes (dernière colonne du tableau 72 : les FM sont constants, pas de scénarios d'évolution).

impacts	2007	2035 sc. BAS	2035 sc. HAUT	2035 actualisé sc. BAS	2035 actualisé sc. HAUT	2035 si FM constants (amélioration bennes)
carburant fossile	1 549 486 €	564 632 €	1 002 543 €	188 292 €	334 326 €	724 056 €
énergie locaux	709 491 €	581 821 €	1 033 064 €	194 024 €	344 504 €	746 099 €
NOx bennes	7 061 694 €	2 689 481 €	2 689 481 €	896 881 €	896 881 €	1 702 436 €
PM bennes	1 859 241 €	805 882 €	805 882 €	268 743 €	268 743 €	510 121 €
SO ₂ locaux	192 554 €	304 194 €	304 194 €	101 442 €	101 442 €	192 554 €
CO ₂ bennes	308 413 €	329 307 €	457 834 €	109 817 €	152 677 €	199 839 €
conso plastique bacs	224 285 €	224 285 €	224 285 €	74 794 €	74 794 €	224 285 €
fabrication bennes	600 000 €	600 000 €	600 000 €	200 086 €	200 086 €	600 000 €
nuisances poids lourds	1 930 816 €	1 930 816 €	1 930 816 €	643 884 €	643 884 €	1 930 816 €
TOTAL sur 10 principaux impacts	14,4 M€	8,0 M€	9,0 M€	2,7 M€	3,0 M€	6,8 M€

-44,4%

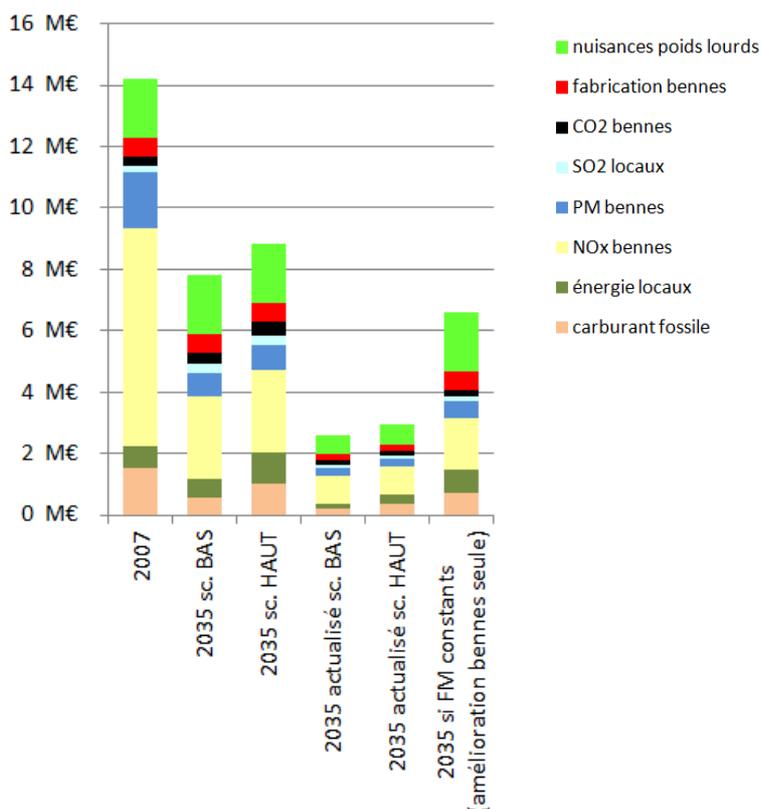
-81,4%

-52,7%

Tableau 72 – Coût environnemental monétarisé de la collecte des déchets à Paris en 2007 et 2035 : scénarios d'évolution des FM et baisse des émissions de polluants atmosphériques

Sur la figure 62 on visualise l'évolution de la part relative de chaque impact environnemental dans le bilan global de la collecte en régie des déchets à Paris en comparant le bilan 2007 et le bilan 2035. C'est par rapport à l'évolution naturelle du parc (sans introduire d'augmentation des FM : dernière colonne du tableau 72) que l'on peut se rendre compte de l'impact des scénarios d'évolution des FM. Celui-ci reste modeste par rapport aux gains liés à l'amélioration des performances des motorisations.

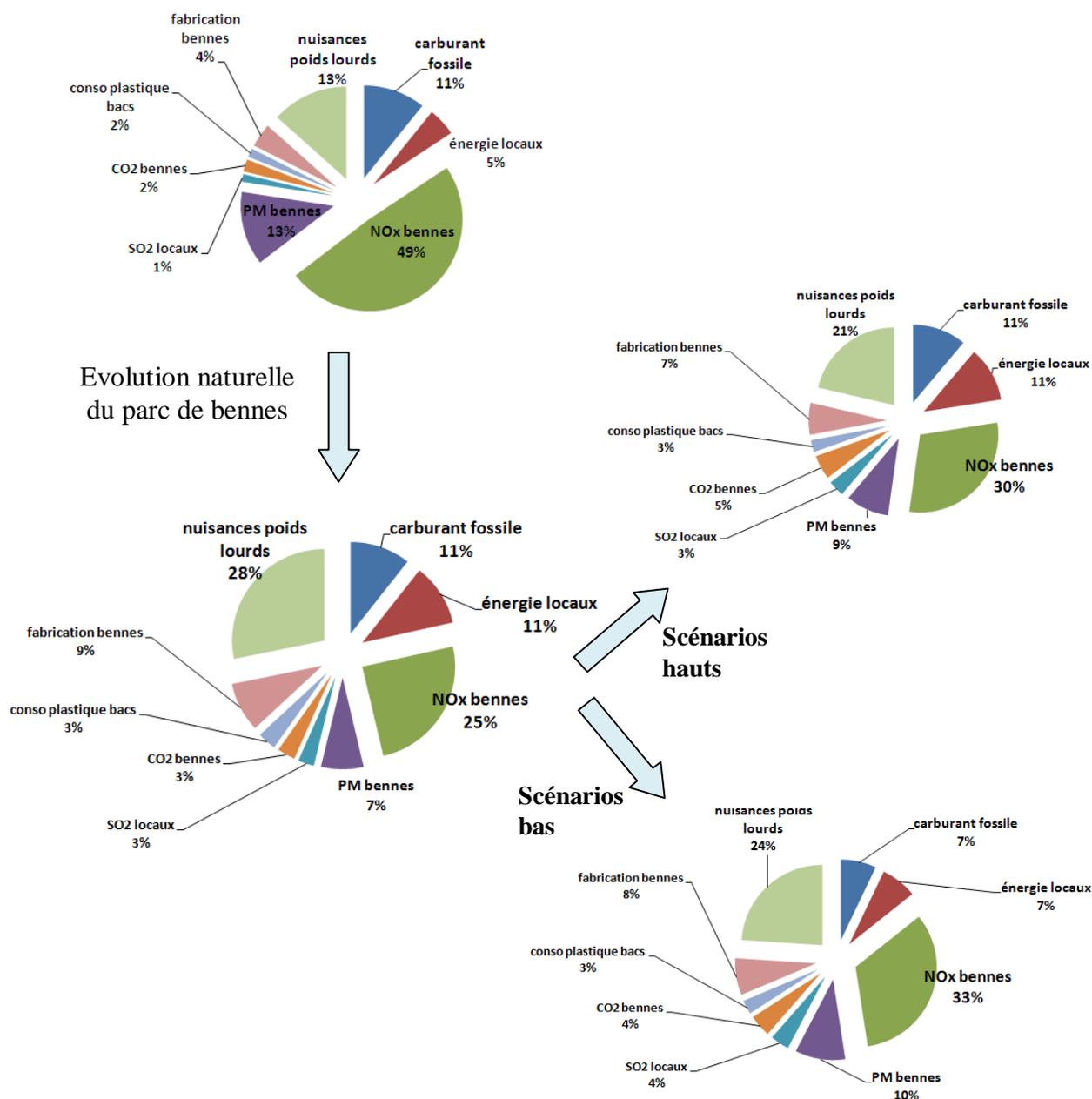
Figure 62 – Coûts environnementaux monétarisés de la collecte des déchets à Paris en 2007 et 2035 selon scénarios bas et hauts des FM¹⁴¹



¹⁴¹ Le total par scénario est légèrement minoré car ne sont représentés que les 8 impacts principaux

D'un bilan tranché en 2007 (voir barre 1 de la figure 62 page précédente) où l'émission de NOx des bennes est l'impact largement prédominant (49%), on passe en 2035 (barres 2 et 3) à un bilan à 2 impacts majoritaires : on retrouve les émissions de NOx mais avec une part relative moindre (30 à 33% selon le scénario) et les nuisances de la circulation des bennes en milieu urbain (21 à 24%). Les graphiques de la figure 63 mettent en évidence ces modifications de parts relatives de chaque impact monétarisé.

Figure 63 – Répartition des impacts monétarisés de la collecte en 2007 et 2035 : évolution naturelle du parc et scénarios d'évolution bas et hauts des FM



Si on ne tenait compte que de l'évolution « naturelle » du parc de bennes en gardant des facteurs de monétarisation constants, on obtiendrait un bilan environnemental pour la collecte régie en 2035 de 6,8 M€ (non actualisé) soit environ la moitié des 15 M€ actuels. En prenant en compte l'évolution des facteurs de monétarisation, on passe à 9 M€ pour les scénarios hauts (non actualisé).

III.2. Projection pour l'incinération : évolution du coût environnemental par tonne incinérée

Les graphiques suivants présentent l'évolution du coût environnemental de la tonne de déchets incinérée par le SYCTOM de 2010 à 2039 (valeurs actuelles à droite). Les premiers graphiques correspondent aux scénarios hauts d'évolution des facteurs de monétarisation de la consommation d'énergie fossile (a-1), de l'émission de CO2 (b-1). Les seconds graphiques correspondent aux scénarios bas (a-2 et b-2). Les hypothèses d'évolution des FM des polluants atmosphériques et des matières premières secondaires (recyclage) sont identiques dans les deux cas (un unique scénario).

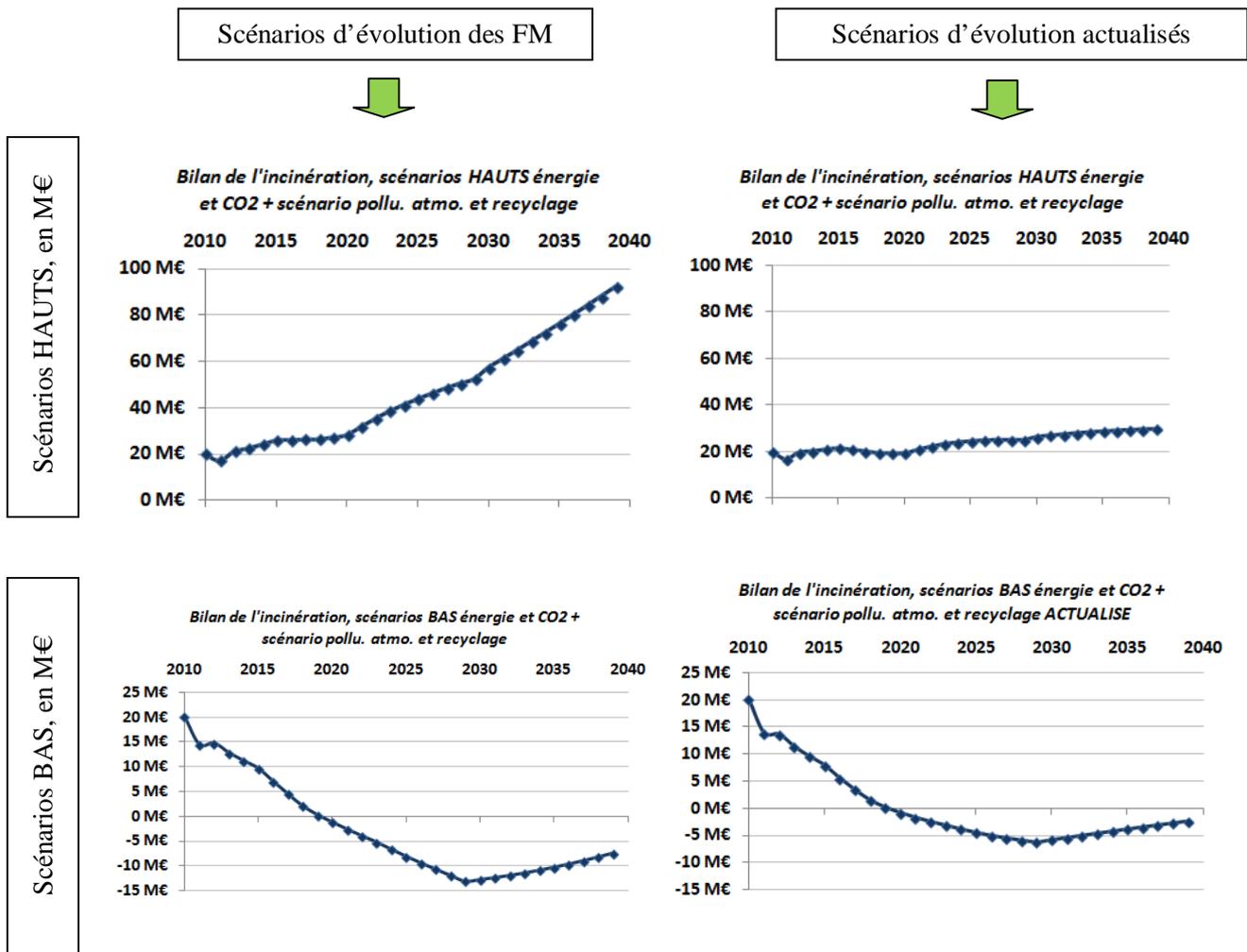


Figure 64 – Evolution du bilan environnemental de la tonne incinérée de 2010 à 2039 : scénarios bas et hauts des FM

Ces graphiques montrent une évolution très différente suivant que l'on utilise les scénarios bas d'évolution des facteurs de monétarisation de l'énergie et du CO₂ ou les scénarios hauts. Dans le cas des scénarios bas, le bilan environnemental se détériore au point de devenir négatif à partir de 2020 pour ensuite croître de nouveau à partir de 2030 en restant toutefois négatif à l'horizon 2040. Par contre, pour les scénarios hauts, le bénéfice environnemental initial croît jusqu'à environ 90 M€ en 2040 (multiplication par 4,5 en 30 ans). L'évolution future du bilan environnemental monétarisé de l'incinération est donc très sensible au choix des scénarios d'évolution des facteurs de monétarisation.

Pour comprendre la différence d'évolution entre scénarios bas et scénarios hauts, observons séparément sur les graphiques suivants l'effet de chaque paramètre sans prendre en compte l'actualisation.

Etant donné que l'évolution des FM des matières premières (1^{er} graphique ci-contre) et des polluants atmosphériques (2^{ème} graphique) suit un unique scénario, la prise en compte de cette évolution dans le bilan de l'incinération conduit à une augmentation du bénéfice grâce à la valorisation des métaux récupérés et à l'inverse à une réduction de ce bénéfice du fait de l'appréciation supposée de la valeur accordée aux impacts sur la santé des polluants atmosphériques. Ces évolutions inverses se compensent et ce sont donc les facteurs énergie et CO₂ qui dessinent l'évolution du bilan environnemental de l'incinération.

Si l'on ne prend en compte que l'évolution du facteur énergie, on retrouve la forme générale du graphique d'évolution du bilan de l'incinération pour les deux types de scénarios (bas et haut) à la différence que pour les scénarios bas, le bilan reste quasiment toujours positif jusqu'en 2025 (bénéfice) puis devient négatif (coût). En ajoutant l'évolution du FM du CO₂ (3^{ème} graphique), le bilan est amélioré et se stabilise à l'équilibre (bilan nul) vers 2030.

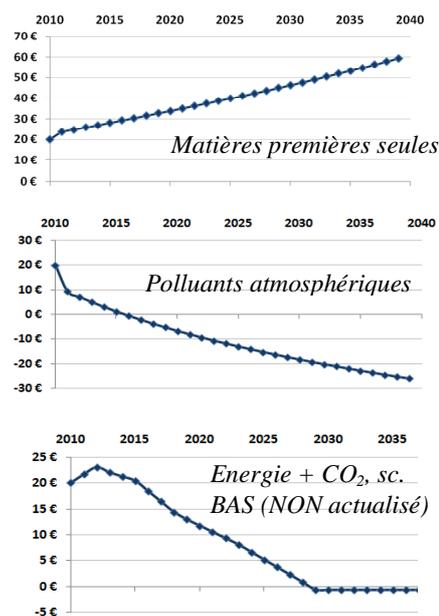


Figure 65 – Evolution des FM matières premières, polluants atmosphériques et cumul des FM énergie et CO₂

Pour l'incinération, ce sont donc les scénarios d'évolution de l'énergie qui sont prépondérants dans l'évolution du bilan. On voit que, **plus l'impact environnemental de la consommation d'énergie fossile sera fortement monétarisé, plus l'intérêt de l'incinération à haut rendement énergétique sera renforcé.**

III.3. Projection pour le bilan du recyclage

III.3.1. Projection à 30 ans

La figure 66 présente l'évolution du bénéfice environnemental du recyclage des matières premières secondaires (papiers-cartons, plastique, acier et aluminium) sur 30 ans en posant l'hypothèse de tonnages recyclés constants. Rappelons que c'est la valorisation de 47 000 t de papiers-cartons qui représente 94% de ce bénéfice.

L'actualisation a pour effet de neutraliser l'évolution du FM des matières premières. A tonnages constants, le bénéfice environnemental du recyclage est un peu plus que doublé en 30 ans tandis qu'en valeur actuelle, il baisse légèrement (-18%). Malgré l'atténuation liée à l'actualisation, le tri des déchets présente en valeur actuelle toujours autant d'intérêt environnemental. Ceci tient à l'hypothèse initiale d'une évolution du FM selon la règle de Hotelling.

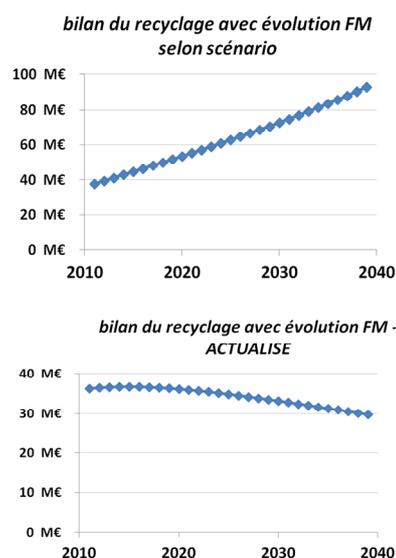
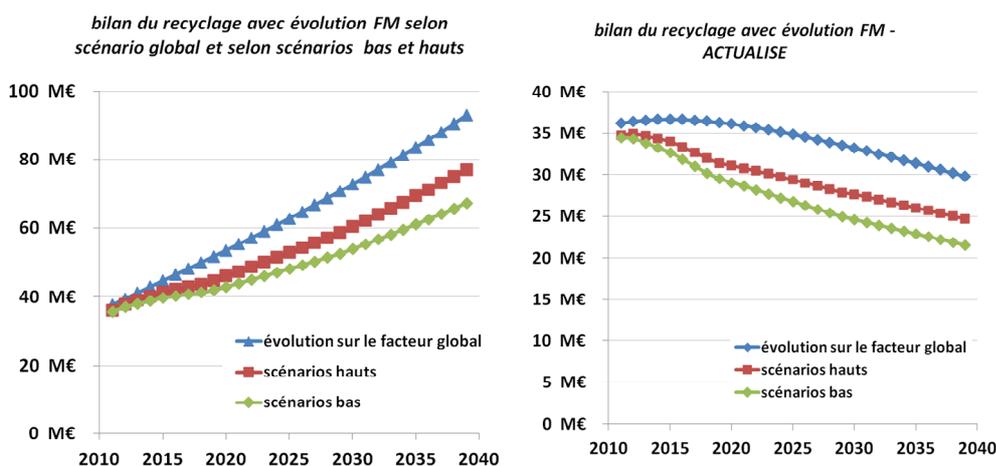


Figure 66 – Bénéfice environnemental du recyclage avec évolution des FM

III.3.2. Effet de la décomposition du FM des matériaux recyclables en 3 sous facteurs : énergie, CO₂ et matières premières

L'évolution observée au paragraphe précédent a été obtenue en prenant en compte une unique variation appliquée au FM des matières premières pour les 4 matériaux recyclés (acier, aluminium, papiers-cartons et plastique). Une autre approche est possible en considérant la décomposition des FM de ces matériaux secondaires en trois sous-facteurs : énergie, CO₂ et matières premières primaires. Cette décomposition est celle utilisée lors de la discussion sur les incertitudes au chapitre 6.

Sur les graphiques ci-dessous (figure 67) on constate effectivement que les résultats obtenus en appliquant les scénarios bas et haut aux facteurs décomposés sont différents de ceux du paragraphe précédent rappelés à la courbe haute (« évolution sur le facteur global »).



Les hypothèses de croissance des FM du CO₂ et de l'énergie sont moins fortes que celles du FM des matières premières. L'écart à 30 ans sur le bilan monétarisé du recyclage est de 17 à 27% entre l'évolution sur les facteurs matières premières d'une part (« évolution facteur global » : 93 M€ en 2039) et celle sur les éléments décomposés du bilan du recyclage d'autre part (énergie, CO₂ et matières premières : 67 et 77 M€ en 2039). Cet écart est significatif sans être démesuré. Cela montre qu'il est **important de revenir à la décomposition d'un facteur de monétarisation composite avant de lui appliquer des hypothèses d'évolution**.

IV. Conclusion sur l'évolution sur 30 ans du bilan environnemental de la gestion des déchets

La figure 68 agrège les informations présentées dans les paragraphes précédents pour la collecte (en ajoutant la part collecte traitées par des entreprises privées), le recyclage et l'incinération. Il représente l'évolution du bilan de la gestion des déchets à Paris en tenant compte des scénarios hauts et bas d'évolution définis pour les facteurs de monétarisation de l'énergie fossile et du carbone ainsi que les mono-scénarios d'évolution des FM des polluants atmosphériques et des matières premières recyclées.

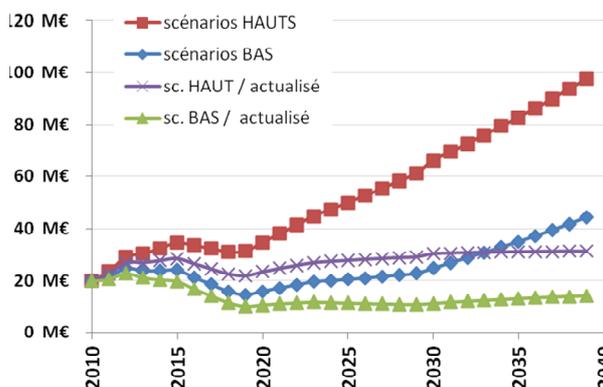
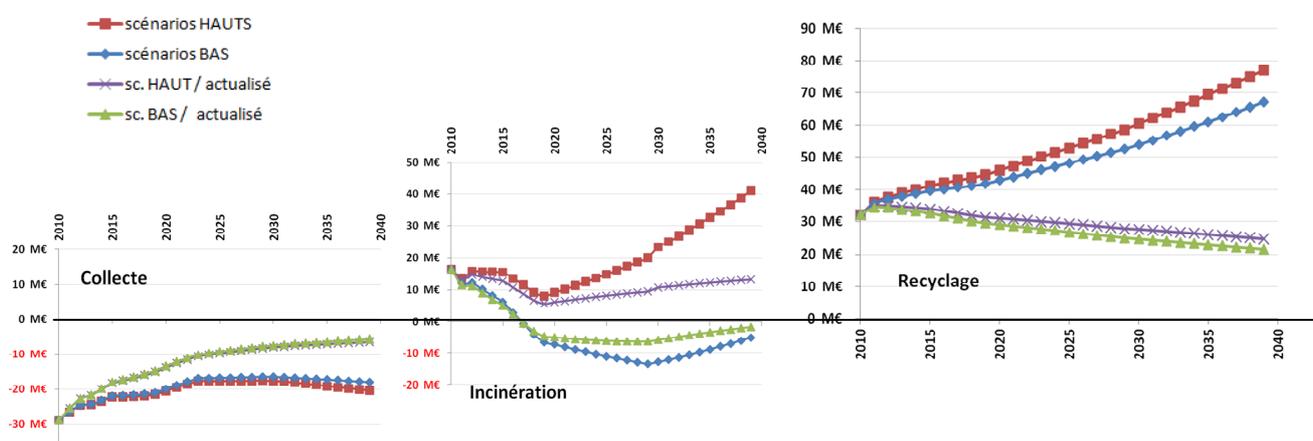


Figure 68 – Bénéfice environnemental de la gestion des déchets à Paris avec scénarios d'évolution des FM

Le bilan de la gestion des déchets est toujours positif, les bénéfiques (recyclage de matières premières secondaires et valorisation énergétique) l'emportent sur les coûts (polluants atmosphériques, consommations d'énergie, émission de gaz à effet de serre...).

LA figure 69 ci-dessous rappelle l'évolution des bilans environnementaux monétarisés des trois composantes de la gestion des déchets : collecte par bennes, incinération et recyclage. L'agrégation de ces trois composantes à la figure 68 page précédente montre que, bien que l'influence des scénarios d'évolution des FM de l'énergie et du CO₂ soit forte pour l'incinération (bilan négatif pour l'incinération à partir de 2020, voir figure 69), le bilan largement prépondérant du recyclage gomme ces variations et conduit à un bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris toujours positif. Le bénéfice va croissant pour les scénarios hauts (en 30 ans, multiplication par 5 en valeur non actualisé et par 1,6 en valeur actualisée) et les scénarios bas non actualisés (multiplication par 2,2 en 30 ans) tandis que le bilan des scénarios bas actualisés recule de 29% en 30 ans. Malgré ce recul, ce dernier cas se place sur une trajectoire lui aussi croissante à partir de 2019 (+37% entre 2019 et 2039) après avoir été divisé par 2 entre 2010 et 2019.



- Convention de signe:
- positif : bénéfice environnemental
 - négatif : coût environnemental

Figure 69 – Evolution comparée des bénéfices environnementaux monétarisés de la gestion des déchets selon scénarios bas et haut

Les hypothèses posées et les données établies pour ce bilan vont servir de base à l'élaboration de scénarios de réduction des impacts de la gestion des déchets à Paris pour aller plus loin que les bénéfices apportés naturellement par l'amélioration des bennes. Devant le constat que nous venons de faire de prépondérance de l'effet de l'amélioration de la performance environnemental du parc sur l'évolution du bilan environnemental global, une anticipation d'achat de bennes très performantes semble particulièrement pertinente.

V. Actions pouvant améliorer le bilan environnemental de la collecte des déchets à Paris

En pratique il est bien plus souple de réorganiser la collecte ou de modifier le parc des bennes dont la durée de vie est de 8 à 10 ans à Paris que de passer à une nouvelle technologie de traitement des déchets et ce d'autant plus qu'une nouvelle usine d'incinération très performante sur le plan environnemental a été mise en service par le SYCTOM récemment (Isséane en 2007). Le SYCTOM a étudié des projets d'unités de méthanisation des ordures ménagères envisagées en Seine Saint Denis mais, saisi par des associations, le tribunal administratif de Montreuil a annulé l'arrêté préfectoral autorisant l'exploitation du centre de tri-méthanisation de Romainville en 2013 conduisant à l'abandon du projet. Pour ces raisons, seules des actions portant sur la collecte ont été étudiées dans les paragraphes qui suivent.

V.1. Pistes d'amélioration selon ECO-EMBALLAGES et l'ADEME

Dans un rapport de 2001, ECO-EMBALLAGES et l'ADEME ont étudié les leviers d'amélioration des impacts environnementaux liés aux déchets ménagers (tableau 73). Les pistes envisagées sont :

- le remplacement des bennes diesel par des bennes électriques,
- le remplacement des bennes diesel par des bennes GNV,
- la diminution du kilométrage par diminution de fréquence de collecte ou modification du taux de remplissage des bennes.

Les « améliorations » et « dégradations » de ces trois solutions sont présentées par ECO-EMBALLAGES et l'ADEME selon des flux quantitatifs (kg eqH^+ , t eqCO_2 , eq -habitants, GJ) sur lesquels il est impossible de conclure sans monétarisation. Les paragraphes qui suivent proposent une discussion sur les conditions pratiques envisageables (ou non) pour une mise en œuvre à Paris.

LEVIERS D'AMÉLIORATIONS	AMELIORATIONS	DÉGRADATIONS	ORDRES DE GRANDEUR
Remplacement des bennes diesel par des bennes électriques pour la collecte des OM	<ul style="list-style-type: none"> • Effet de serre • Acidification de l'air 	<ul style="list-style-type: none"> • Consommation d'uranium 	<p>Pour 1000 t de déchets gérées :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air : -18 kg eq. H^+ • Effet de serre : -35 t eq. CO_2 <p>Pour une collectivité de 150 000 habitants :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air : -600 eq. habitants • Effet de serre : -260 eq. habitants • Consommation d'uranium : +300 eq. habitants <p>Variation non significative : consommation d'énergie</p>
Remplacement des bennes diesel par des bennes GNV pour la collecte des OM	<ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air 	<ul style="list-style-type: none"> • Consommation d'énergie (+30 à 50%) 	<p>Pour 1000 t de déchets gérées :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air : -12 kg eq. H^+ • Consommation d'énergie : +350 GJ <p>Pour une collectivité de 150 000 habitants :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air : -40 eq. habitants • Consommation d'énergie : +135 eq. habitants <p>Variation non significative : effet de serre</p>
Diminution du kilométrage de collecte des OM par <ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la fréquence de collecte des OM (de C3 à C1) • Modification du taux de remplissage des bennes et du taux de compaction 	<ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air 		<p>Pour 1000 t de déchets gérées :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air : -4.2 kg eq. H^+ • Consommation d'énergie : -155 GJ <p>Pour une collectivité de 150 000 habitants :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air : -140 eq. habitants • Consommation d'énergie : -60 eq. habitants <p>Variations non significatives :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Consommation d'énergie • Effet de serre

Tableau 73 – Pistes d'amélioration de l'impact environnemental des collectes de déchets, tiré de [ECO-EMBALLAGES et ADEME, 2001]

a) Remplacement des bennes diesel par des bennes électriques

Concernant le remplacement des bennes diesel par des bennes électriques, l'arbitrage schématique entre une amélioration des émissions de gaz à effet de serre et de polluants atmosphériques d'une part et une consommation d'uranium (électricité) et l'usage de batteries d'autre part est difficile notamment du point de vue politique.

En pratique, les 18 bennes électriques du parc STPP de 2007 sont arrivées en fin de vie en 2008 et ont été remplacées par des bennes GNV. Il n'y a pas eu de nouveaux achats de bennes électriques par la suite. Pour l'avenir, le développement de batteries plus performantes et plus respectueuses de l'environnement pourra apporter une solution nouvelle plus compétitive d'un point de vue environnemental. La voie des bennes hybrides est également à explorer.

b) Remplacement des bennes diesel par des bennes GNV

Le remplacement des bennes diesel par des bennes GNV a débuté au STPP en 2002. En 2007, le parc était composé à 70% environ de bennes GNV. Quant aux prestataires privés, ils avaient l'obligation d'utiliser uniquement des bennes GNV.

A partir des normes Euro 4 puis Euro 5, le gain environnemental des bennes GNV par rapport aux bennes diesel n'était plus systématique du fait de leur plus grande consommation d'énergie et du surplus de gaz à effet de serre qui en découle. Le remplacement systématique des bennes diesel par des bennes GNV envisagé par Eco-Emballages et l'ADEME en 2001, n'était plus véritablement d'actualité en 2007. Une comparaison par modèle était plus indiquée et, à l'époque, le retour aux bennes diesel a été enclenché à Paris pour réduire les coûts d'achat et d'entretien des bennes (plus élevés pour les bennes GNV).

En 2014, dans le cadre d'un objectif de réduction des émissions de particules fines dans l'atmosphère, la municipalité parisienne a décidé de se tourner de nouveau vers les bennes GNV et d'abandonner progressivement le diesel.

c) Diminution du kilométrage par diminution de la fréquence de collecte

A Paris, la fréquence quotidienne de collecte des ordures ménagères (OM) est liée aux capacités de stockage très limitées des locaux-poubelles des immeubles. La réduction de cette fréquence réduirait la quantité et la qualité de tri des multimatériaux : dépôt d'OM dans les bacs jaunes une fois les bacs verts pleins, demandes de substitution de bacs jaunes par des bacs verts (réduction des possibilités de tri), dépôt de déchets sur la voie publique. Or, d'un point de vue environnemental, nous avons vu que chaque tonne de déchets recyclables captée permet un gain environnemental net de 380 €/t. A Paris, la priorité est donc d'améliorer le taux de captage des déchets recyclables et la qualité du tri et non de réduire la fréquence de collecte des OM.

Nous avons par ailleurs observé une décroissance marginale du taux de captage des déchets recyclables (+ 30% de tonnages lors du doublement de fréquence de collecte) et du gain net de bénéfice environnemental induit (gain net de à 21,5 M€ à l'instauration de la collecte sélective en C1, puis 8 M€ en passant de C1 à C2). L'augmentation de fréquence de collecte sélective à Paris a donc certainement atteint ses limites. L'effort doit maintenant porter sur l'information des Parisiens pour augmenter la quantité et la qualité du tri.

d) Diminution du kilométrage par augmentation des taux de remplissage et de compaction

A Paris, le taux de remplissage des bennes et les itinéraires sont déterminés au plus juste de manière à ne pas dépasser pour les OM le poids maximal autorisé en charge des véhicules (PTAC). Il n'y a pas gain supplémentaire possible sur ce point.

Pour les multimatériaux, le taux de compaction qui détermine le taux de remplissage est défini de manière à ne pas compromettre la séparation des matériaux en centre de tri. Il n'est pas non plus possible d'agir sur ce point sans dégrader le taux de recyclage effectif.

V.2. Pistes d'amélioration au regard du bilan environnemental monétarisé

Nous avons vu que les trois impacts les plus importants dans le bilan environnemental de la collecte des déchets par le STPP correspondent aux émissions de polluants atmosphériques (essentiellement NO_x et particules), aux consommations de carburant fossile et aux nuisances de la circulation des poids lourds.

Pour réduire de manière significative les impacts de la collecte sur l'environnement, il convient donc d'intervenir en priorité sur la question de la consommation de carburant et des émissions de polluants qui en découlent. Les facteurs influençant ces consommations et émissions sont les suivants :

1. tonnages collectés et type de collecte,
2. circulation urbaine, conditions climatiques,
3. caractéristiques des bennes : gabarit, puissance, performance (selon génération),
4. maintenance courante (notamment réglage du mélange de carburant injecté)
5. pneumatiques,
6. mode de conduite du conducteur,
7. position des locaux des éboueurs et des exutoires (incinération, recyclage, enfouissement).

On considèrera qu'il n'est pas possible d'agir sur les 2 premiers points. Par contre, il est aisé de mettre en œuvre des formations à la conduite douce pour les conducteurs de bennes (point 6). Parmi les propositions d'ECO-EMBALLAGES et ADEME [2001], seule la diminution des kilométrages est envisageable pour le cas parisien, cela rejoint le point 7 ci-dessus : position des locaux et des exutoires. Les exutoires étant de grandes infrastructures industrielles impossibles à déplacer dans le tissu urbain ultra-dense de Paris, on considèrera que seul le positionnement des garages à bennes peut faire l'objet d'une réflexion d'optimisation. De ce point de vue, la création d'un garage dans le Sud-Ouest parisien permettrait de réduire les kilométrages parcourus par les bennes collectant dans les arrondissements de ce secteur.

En ce qui concerne la performance des bennes (point 3), plutôt qu'un passage aux bennes électriques ou GNV, il est proposé d'étudier l'achat anticipé de bennes hybrides.

Les trois actions retenues pour l'application numérique qui suit sont donc : (A1) achat anticipé de bennes hybrides, (A2) formation des conducteurs à la conduite douce et (A3) nouveau garage dans le sud-ouest parisien.

V.3. Présentation des 3 actions retenues : le jeu des échelles d'unités physiques versus l'évaluation monétarisée

Nous allons estimer ici le coût budgétaire de ces actions A1, A2 et A3 et poser des hypothèses sur le gain environnemental induit. Il ne s'agit pas de faire une étude économique pointue mais de mettre en œuvre le calcul économique avec monétarisation des valeurs non marchandes dans le cadre d'une analyse comparative des bénéfices de différentes actions.

Soulignons que, si sur le papier telle action paraît être réalisable pour un coût raisonnable, les problèmes pratiques d'organisation peuvent la rendre véritablement irréaliste ou bien nécessiter un temps de mise en place très long. L'analyse budgétaire et environnementale vient donc comme un appui dans l'aide à la décision. Son intérêt est justement d'apporter des arguments environnementaux chiffrés pour les décideurs.

Les annexes 22, 23 et 24 détaillent les coûts d'investissements, les facteurs limitant et les bénéfices environnementaux de chacune des trois actions sélectionnées. Le tableau 74 récapitule ces investissements (1) et gains budgétaires (2) ainsi que les gains environnementaux quantitatifs (3) et monétarisés (4) de ces actions.

actions	investisse ^t sur 10 ans (VAN 2010)	(2) dépenses et gains budgétaires induits sur 10 ans (VAN 2010)			bilan budgétaire sur 10 ans : VAN 2010 résultante	commentaire	(3) gains environnementaux			gain environnemental net sur 10 ans (VAN 2010)
		dépense	gain	total			la première année	sur 10 ans		
								U	U	
A1	achat bennes hybrides dès 2014	- 1,4 M€	36 860 €	36 860 €	- 1,3 M€	à partir de 2014	* carburant -1 207 * Nox : -241 * Particules -5 * HC : -3 * CO ₂ : -118	-54 304 GJ -10 861 kg -217 kg -136 kg -5 312 téqCO ₂	0,73 M€ 1,28 M€ 0,40 M€ 0,004 M€ 0,24 M€	2,7 M€
A2	formation conducteurs conduite douce	- 0,1 M€	210 000 €	193 360 €	0,1 M€	à partir de 2010	* carburant -1 638 * Nox : -900 * Particules -14 * HC : -28 * CO ₂ : -133	-15 396 GJ -6 005 kg -68 kg -79 kg -1 306 téqCO ₂	0,22 M€ 0,89 M€ 0,16 M€ 0,003 M€ 0,06 M€	1,3 M€
A3	nouveau garage	- 33,5 M€	5,6 M€	5,6 M€*	- 27,9 M€	investissement 2015	* carburant -7 371 * Nox : -1 844 * Particules -29 * HC : -14 * CO ₂ : -1 142	-65 758 GJ -12 511 kg -248 kg -132 kg -10 502 téqCO ₂	0,88 M€ 1,47 M€ 0,45 M€ 0,004 M€ 0,82 M€	3,6 M€
TOTAL	35,0 M€	- 16 640 €	5,80 M€	5,8 M€	- 29,1 M€		* carburant -10 216 * Nox : -2 985 * Particules -48 * HC : -45 * CO ₂ : -1 393	-135 458 GJ -29 377 kg -533 kg -347 kg -17 120 téqCO ₂	1,83 M€ 3,64 M€ 1,00 M€ 0,011 M€ 1,12 M€	7,6 M€

* économies de carburant, de personnel, de nombre de bennes à acheter

Tableau 74 – Coûts budgétaires et flux quantitatifs et monétarisés des gains environnementaux des 3 actions sélectionnées (VAN 2010)

Le bénéfice environnemental sur 10 ans de l'achat anticipé de bennes hybrides (A1) représente le double du coût budgétaire (VAN de 2,7 M€ de gain environnemental). La formation à la conduite douce apporte à la fois un gain budgétaire net de 0,19 k€ en VAN sur 10 ans (économies de carburant excédant le coût des formations) et un gain environnemental de 1,3 M€ en VAN sur 10 ans. Quant au nouveau garage, s'il permet d'économiser un budget de 5,6 M€ en 10 ans en valeur actuelle, l'investissement initial de 33 M€ est loin d'être compensé même si l'on ajoute le bénéfice environnemental de 3,6 M€.

Regardons maintenant uniquement les gains environnementaux. La figure 70 présente les bénéfices environnementaux monétarisés cumulés (VAN 2010). Le cumul se fait sur les 10 premières années de l'action considérée (2014-2023 pour les bennes hybrides). La construction d'un nouveau garage présente un gain environnemental (3,6 M€) supérieur à celui des autres actions : +36 % par rapport aux bennes hybrides et +172% par rapport à la conduite douce. Cependant, le coût d'investissement est bien plus important (plus de 20 fois plus).

SUR 10 ANS (moyenne scénarios a-1/b-1 et a-2/b-2)				
type d'impact	A1	A2	A3	TOTAL
	achat bennes hybrides dès 2014	formation conduite douce	nouveau garage	
Energie	0,73 M€	0,22 M€	0,88 M€	1,83 M€
Nox	1,28 M€	0,89 M€	1,47 M€	3,64 M€
PM	0,40 M€	0,16 M€	0,45 M€	1,00 M€
CO ₂	0,24 M€	0,06 M€	0,82 M€	1,12 M€
TOTAL	2,65 M€	1,33 M€	3,61 M€	7,59 M€

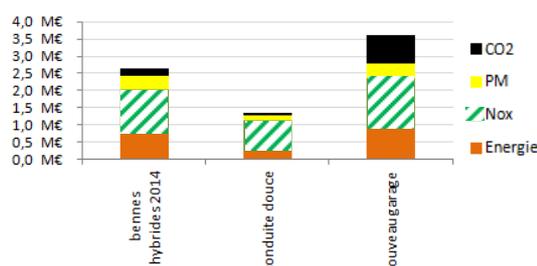
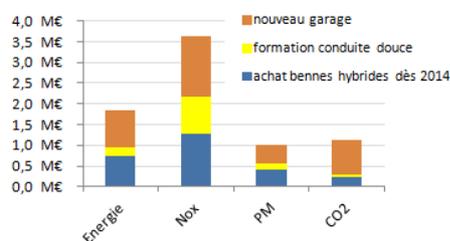
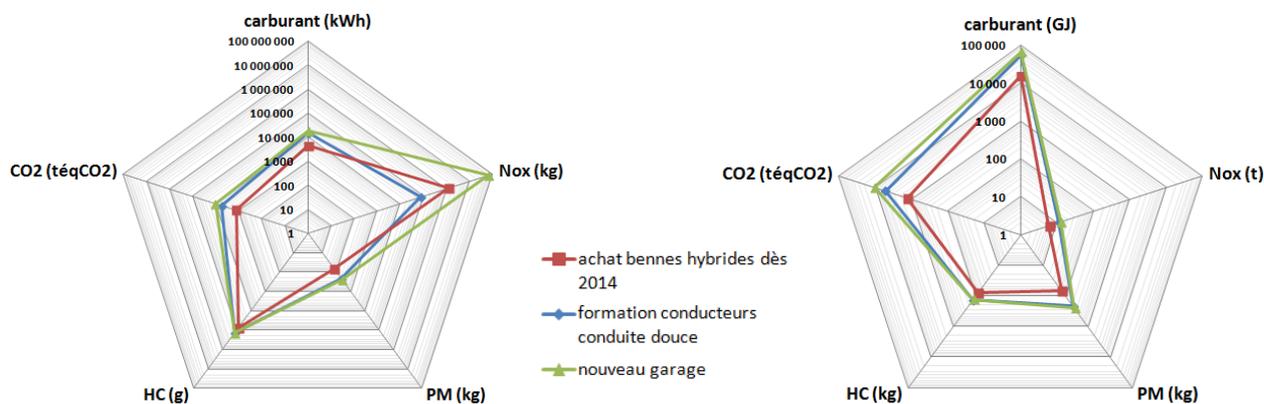


Figure 70 – Gains environnementaux monétarisés et actualisés sur 10 ans pour 3 actions d'amélioration du bilan environnemental de la collecte

Pour les trois actions, le gain environnemental le plus marqué concerne la réduction des émissions d'oxydes d'azote suivi par les économies d'énergie. Il n'est pas possible de comparer ces gains environnementaux quantitatifs comme le montrent les graphiques suivants qui représentent les mêmes valeurs selon des unités arbitrairement différentes :

- à gauche : kWh pour l'énergie, g pour les HC, kg pour les NOx
- à droite : GJ pour l'énergie, kg pour les HC et tonnes pour les NOx.



NB : échelle logarithmique

Figure 71 – Actions A1 à A3 : deux représentations des flux physiques d'impacts environnementaux (variation des unités représentées)

Ces graphiques représentent des unités physiques sans rapport entre elles. Le choix des unités peut être trompeur et conduire à des interprétations erronées (1000 mg peuvent paraître plus alarmants que 1 g) avec des graphiques pouvant prendre des allures totalement différentes alors qu'ils représentent les mêmes données. La figure 71 laisse ainsi faussement à penser que les gains environnementaux principaux sont réalisés sur le plan des NOx et des HC à gauche alors qu'à droite, ce sont l'énergie et le CO₂ qui paraissent prépondérants.

Bien entendu, quelle que soit la représentation, il est impossible de conclure. Sur ces graphiques, on peut simplement observer que l'action « nouveau garage » donne des gains quantitatifs supérieurs sur tous les plans par rapport aux autres actions (tracé extérieur sur le graphique radar). Mais ceci tient à l'ampleur de l'action avec un budget également plus élevé.

Visualisons maintenant à la figure 72 la valeur du rapport entre gain environnemental monétarisé et budget investi sur 10 ans (VAN 2010).

Les échelles sont cette fois identiques sur tous les axes puisqu'il s'agit d'un rapport €/€. La conclusion est clairement visible sur le graphique : c'est l'action « achat anticipé de bennes hybrides » qui présente le meilleur rapport €gagné sur €investi. Mais avant de conclure, il convient de s'assurer que chaque action est réellement performante du point de vue du calcul économique.

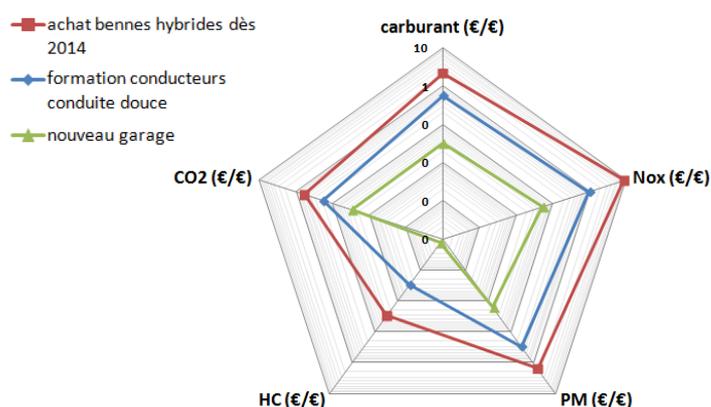


Figure 72 – Actions A1 à A3 : rapport entre gain environnemental monétarisé et budget investi sur 10 ans (VAN 2010)

L'expression des impacts environnementaux selon une unité unique, la monnaie, permet d'opérer des comparaisons, des représentations graphiques avec une échelle unique fort utiles pour des débats publics ce que les flux physiques ne permettent pas. La monétarisation apparaît ainsi comme un outil qui permet le débat.

V.4. Classement des actions par ordre d'intérêt selon le calcul économique

Les critères du calcul économique pour évaluer les actions sont :

- une valeur actualisée nette (VAN) positive¹⁴²
- un taux de rentabilité interne (TRI) supérieur au taux d'actualisation tutélaire¹⁴³
- un classement des actions dans l'ordre de leur TRI décroissant.

Le tableau suivant fournit d'une part les résultats du rendement immédiat (RI) et de son inverse (temps de retour sur investissement évalué à partir du bénéfice de la première année) et d'autre part la VAN et le TRI (moyenne des scénarios a-1/b-1 et a-2/b-2).

Actions		Raisonnement "immédiat"						Calcul économique					
		RI (rendement immédiat)			temps retour sur investisse ^t "immédiat" (en année)			budget seul		environnement seul		budget + environnement	
		budget seul	env. seul	budget + env.	budget seul	env. seul	budget + env.	VAN budget	TRI budget	VAN env (BNA)	TRI env (TRSE)	VAN budget + env	TRI budget + env
A 1	bennes hybrides	3,7%	6,9%	10,6%	27,0	14,5	9,4	0,61 M€	7,9%	2,12 M€	14,1%	3,89 M€	18,9%
A2	conduite douce	28,5%	243,0%	271,5%	3,5	0,4	0,4	0,57 M€	33,3%	2,00 M€	232,7%	2,67 M€	263,1%
A3	nouveau garage	8,2%	2,7%	10,8%	12,2	37,7	9,2	-1,45 M€	3,7%	-22,84 M€	/	9,17 M€	5,6%

NB : convention de signe du tableau : coût positif et gain négatif

Tableau 75 – Comparaison des indicateurs d'efficacité des 3 actions sélectionnées : raisonnement immédiat et calcul économique

Ces chiffres permettent de classer les actions selon deux logiques : la logique « immédiate » qui consiste à classer les actions dans l'ordre de leur temps de retour brut sur investissement (calculé par rapport aux bénéfices de la première année) et la logique du calcul économique qui consiste à classer les actions dans l'ordre de leur TRI décroissant. Ces deux classements sont présentés au tableau 76.

		temps de retour sur I. immédiat (sans actualisation)			calcul économique			
		budget seul	environne ^t seul	budget + env ^t	budget seul	environne ^t seul	budget + env ^t	
classement selon temps de retour sur I décroissants	n°1	A2	A2	A2	A2	A2	A2	classement selon TRI décroissant (TRI > 4%)
	n°2	A3	A1	A3	A1	A1	A1	
	n°3	A1	A3	A1			A3	

Tableau 76 – Classement des 3 actions selon le temps de retour sur investissement brut et selon le calcul économique

Quelle que soit l'approche, le scénario A2 (conduite douce) est toujours le plus intéressant. Dans l'approche immédiate, les scénarios A1 et A3 sont placés tantôt en deuxième, tantôt en 3^{ème} position : A1 est préférable à A3 si l'on observe le critère environnemental seul tandis que A3 est préférable à A1 pour le critère budget seul ou l'addition des critères budget et

¹⁴² la VAN d'un projet est la somme des coûts (Ci) et bénéfices (Bi) actualisés de chaque année i :
$$VAN = \sum_{i=1}^n \frac{B_i - C_i}{(1+r)^i}$$

¹⁴³Le TRI est le taux d'intérêt qui égalise les bénéfices et coûts du projet (VAN =0 pour r = TRI). Il indique la vitesse de retour sur investissement. Un projet est intéressant pour l'intérêt général si son TRI est supérieur au taux d'actualisation tutélaire. Le TRI ne permet pas d'arbitrer entre plusieurs projets. Pour ce faire, il convient de comparer leurs bénéfices respectifs actualisés [MINISTERE DES TRANSPORTS, 2005]

environnement. L'approche sans actualisation à l'aide du rendement budgétaire immédiat (bénéfices la première année comparés à l'investissement initial) ne permet pas une analyse des projets sur la durée de leurs bénéfices. La logique est celle de l'immédiateté et elle traite de la même manière des projets de court terme et les projets de long terme. C'est pourtant cette logique qui est souvent utilisée en pratique.

L'approche par le calcul économique qui permet de rendre compte de la réduction de l'utilité d'une unité monétaire avec le temps, place le scénario A1 (bennes hybrides) toujours en seconde position. L'action A3, nouveau garage, est écartée sur le critère budget seul et environnement seul du fait d'une VAN négative.

Selon cette approche, l'action A2 (conduite douce) présente un TRI exceptionnel au-delà de 200% et l'action A1 (bennes hybrides anticipées) un TRI très intéressant de 18,9%.

Au travers de l'exemple de trois actions d'amélioration du bilan environnemental de la collecte des ordures ménagères à Paris, nous avons pu observer deux choses : d'une part l'intérêt de la monétarisation pour évaluer globalement les impacts environnementaux d'une action et les comparer à ceux d'autres actions et d'autre part l'intérêt du calcul économique appliqué à des bilans environnementaux monétarisés pour comparer entre elles des actions développées sur des horizons temporels quelconques.

VI. Optimisation d'un gain environnemental sous contrainte budgétaire

Le calcul économique permet de déterminer si une action donnée a un bénéfice résultant positif pour la société et de classer un panier d'actions en observant leur VAN et leur TRI. Pour procéder de manière plus systématique et être en mesure de définir un optimum de gain environnemental pour un budget donné (ou minimisé), on peut recourir à des méthodes mathématiques d'optimisation sous contraintes. C'est l'objet de ce paragraphe qui propose une mise en équation du problème de maximisation du gain environnemental puis une rapide application à cinq actions d'amélioration du bilan environnemental de la collecte des déchets. Ce type d'application est un autre intérêt offert par la monétarisation des actifs environnementaux.

VI.1. Mise en équations

VI.1.1. Notations

a) Impacts et actions

Considérons un système soumis à n impacts environnementaux. Notons I_i les valeurs monétarisées de ces n impacts. L'impact environnemental résultant est égal à $\sum_{i=1}^n I_i$.

Pour améliorer ce bilan environnemental, on dispose d'un budget B que l'on peut répartir pour améliorer un ou plusieurs impacts. Ce budget peut être divisé en m budgets B_i à affecter à des actions A_i .

Ces budgets B_i peuvent être dépensés soit ponctuellement pour une durée d'effet T_i (par exemple, investir dans un matériel plus performant de durée de vie T_i) soit chaque année de manière récurrente (surcoût d'un carburant moins polluant comme du diester 30 par exemple). En dépensant B_i on améliore l'impact I_i suivant un rendement R_i (en €/par €investi ou en %). Le gain environnemental correspondant est donc égal à $R_i \times I_i$.

b) Effets croisés

Le budget B_i affecté à une action A_i a pour objectif d'améliorer l'impact I_i . Néanmoins, A_i peut avoir des effets secondaires sur les autres impacts I_j ($j \neq i$) en les améliorant ou les dégradant. Le rendement de A_i sera donc noté R_{ij} pour tenir compte des effets croisés ($R_{ii} = R_i$)

Le rendement R_{ij} peut être négatif ou positif. Ici, la convention de signe adoptée est que $I_i > 0$ est un coût environnemental (dégradation de l'environnement). Les actions à entreprendre pour l'améliorer sont donc telles que $R_{ii} < 0$ (réduction du coût environnemental). Par contre, si $I_i < 0$, il s'agit d'un bénéfice environnemental et dans ce cas, les actions à mener pour l'améliorer encore sont telles que $R_{ii} > 0$ (renforcement du bénéfice environnemental).

Dans tous les cas, I_i et les R_{ii} sont de signe opposé ($R_{ii} \cdot I_i < 0$). Par contre, pour $i \neq j$, on peut avoir $R_{ij} \cdot I_j \leq 0$ ou $R_{ij} \cdot I_j \geq 0$ ($R_{ij} = 0$ s'il n'y a pas d'effet croisé de l'action A_i sur l'impact I_j).

c) Prise en compte du facteur temps

Une action peut avoir un effet définitif (remplacer une benne) ou un effet non constant dans le temps, par exemple la sensibilisation à une conduite économe en carburant aura un impact fort la première année puis décroissant dans le temps. Pour ce cas, une diminution des gains attendus est à prendre en compte avec diminution du rendement de l'action jusqu'à un palier plus ou moins élevé suivant l'importance des mesures ultérieures mises en place (formation des nouveaux embauchés, formation continue ...).

Le rendement peut donc être une fonction non constante du temps. Pour simplifier ces cas, nous ramènerons les valeurs futures des variables considérées à leur valeur à l'année 0 et nous prendrons en compte la valeur résultante des rendements R_i (en €).

d) Dépense ponctuelle / dépenses récurrentes

Une action peut nécessiter une dépense ponctuelle (remplacer la moitié de la flotte de véhicules) ou bien récurrente (acheter un carburant moins polluant). Dans le premier cas, la dépense a lieu à l'année 0 et ne se renouvelle pas. Dans le second cas, la dépense est à faire chaque année tant que l'on souhaite maintenir l'action. Pour pouvoir comparer ces actions entre elles, nous ramènerons les coûts récurrents à leur valeur actuelle cumulée¹⁴⁴.

e) Surcoût ou économie de fonctionnement

B_i peut également entraîner un surcoût budgétaire ponctuel ou récurrent (typiquement des dépenses de fonctionnement supplémentaires) que l'on notera F_i . F_i peut se révéler être une économie de fonctionnement et dans ce cas $F_i < 0$. Ces budgets de fonctionnement induits sont fonction des budgets B_i : $F_i = F_i(B_i)$.

f) Borne supérieure des gains environnementaux

Le gain environnemental potentiel d'une action sur l'impact I_i aura généralement une borne supérieure qu'il ne sera pas possible de dépasser. Par exemple, pour une action consistant à remplacer les véhicules du parc actuel par des véhicules plus économes en énergie et moins polluant, le gain environnemental maximum est obtenu une fois que l'on a remplacé la totalité de la flotte. On notera M_i le budget maximum à consacrer à A_i ($\forall i \in \mathcal{N}_m^*$, $B_i \leq M_i$).

¹⁴⁴ Exemple 1 : Considérons une action qui a un rendement qui décline dans le temps : gain de 10% sur l'impact I l'année 1, puis 9% l'année 2 et 7% l'année 3. Le rendement résultant est la moyenne des rendements sur les trois années soit $R = -(10\% + 9\% + 7\%) / 3 = -8,7\%$.

Exemple 2 : Considérons une action ayant un effet cumulatif dans le temps : gain de 2% l'année 1 puis gain de 2% sur l'impact résultant de l'année 2 etc. Dans ce cas, le rendement résultant à considérer est $R = -2\% - 2\% \times (1 - 2\%) - 2\% \times (1 - 2\% \times (1 - 2\%)) - \dots$. Au bout de 5 ans on a $R = -9,84\%$.

g) Récapitulatif des notations

Le tableau ci-contre récapitule l'ensemble des notations utilisées au travers d'un exemple sur 5 impacts (n=5) et 6 actions (m=6).

Pour cet exemple, l'action A₁ a pour but d'agir sur l'impact I₁ mais a également des effets secondaires sur l'impact I₃. Les effets secondaires de A₂ se font sentir sur I₄ et I₅ tandis que A₃, A₄, A₅ et A₆ n'ont pas d'effets secondaires.

	A _i	B _i	M _i	I _j	R _{ij}	F _{ij}		
	Action	budget	budget maximum à investir	Impact environnemental sur lequel A _i a un effet	pi	rendement de l'action	dépenses induites	bilan environnemental €/an
1	A ₁	B ₁	M ₁	I ₁	2	R ₁₁	F(B ₁)	
2	A ₂	B ₂	M ₂	I ₃	3	R ₁₃	F(B ₂)	(R ₂₁ ·I ₁ +R ₂₄ ·I ₄ +R ₂₅ ·I ₅)×B ₂ /M ₂
				I ₄		R ₂₁		
3	A ₃	B ₃	M ₃	I ₅	1	R ₂₄	F(B ₃)	(R ₃₂ ·I ₂)×B ₃ /M ₃
				I ₂		R ₂₅		
4	A ₄	B ₄	M ₄	I ₃	1	R ₃₂	F(B ₄)	(R ₄₃ ·I ₃)×B ₄ /M ₄
5	A ₅	B ₅	M ₅	I ₅	1	R ₄₃	F(B ₅)	(R ₅₅ ·I ₅)×B ₅ /M ₅
6	A ₆	B ₆	M ₆	I ₁	1	R ₅₅	F(B ₆)	(R ₆₁ ·I ₁)×B ₆ /M ₆
total	A _T	B				R ₆₁		

Tableau 77 – Récapitulatif des notations de mise en équation pour un exemple à 5 impacts et 6 actions

Le bilan environnemental des actions

$$A_i \text{ est: } \sum_{i=1}^m \left(\left(\sum_{j=1}^n R_{ij} \times I_j \right) \times \frac{B_i}{M_i} \right).$$

VI.1.2. Problème de minimisation du budget et de maximisation du gain environnemental

Notons IR la matrice des R_{ij} (n lignes, m colonnes) et $\vec{I} = \begin{pmatrix} I_1 \\ \vdots \\ I_n \end{pmatrix}$ et $\vec{B} = \begin{pmatrix} B_1 \\ \vdots \\ B_m \end{pmatrix}$ les vecteurs

impacts et budgets. Alors, le gain environnemental que l'on notera z s'écrit :

$$z = - \begin{pmatrix} I_1 \\ \vdots \\ I_n \end{pmatrix} \times IR \times \begin{pmatrix} B_1 \\ \vdots \\ B_m \end{pmatrix} = - {}^t \vec{I} \times IR \times \vec{B}$$

Le problème d'optimisation du budget investit en vue de l'amélioration du bilan environnemental du système étudié est de type minimax. Il s'écrit comme suit :

$$(OPT) \left\{ \begin{array}{l} \max \quad (- {}^t \vec{I} \times IR \times \vec{B}) \\ \min \quad (\| \vec{B} \|) \\ \text{sous les contraintes (C)} \end{array} \right.$$

${}^t \vec{I} \times IR \times \vec{B}$ est un scalaire fonction de plusieurs variables B_i.

Le gain environnemental z est tel que :

$$z = - {}^t \vec{I} \times IR \times \vec{B} = f(B_1, \dots, B_m) = - \sum_{i=1}^m K_i \times B_i \quad \text{avec} \quad K_i = \sum_{j=1}^n \frac{R_{ij} \times I_j}{M_i}.$$

f est une fonction de plusieurs variables de \mathcal{R}^m dans \mathcal{R}^{+*} (appelée aussi forme multilinéaire)

$$\text{que l'on notera classiquement } f(x_1, x_2, \dots, x_m) = \sum_{j=1}^m - K_j \cdot x_j$$

VI.2. Problème d'optimisation à budget fixé

Si le budget B est fixé, on obtient un problème de maximisation sous contrainte que l'on notera (OPT)*. Dans la pratique, le budget étant généralement fixé, c'est ce problème que l'on s'attachera à étudier.

$$(OPT)^* \left\{ \begin{array}{l} \max \quad (-\vec{I} \times IR \times \vec{B}) \\ \vec{B} \in (\mathbb{R}^{+*})^n |_C \end{array} \right.$$

VI.2.1. Les contraintes

Les contraintes de base du système sont les suivantes :

$$(C) : \left\{ \begin{array}{l} \forall i \in \mathbb{S}_n^* \quad B_i \geq 0 \quad \text{et} \quad B_i \leq M_i \\ z = -\vec{I} \times IR \times \vec{B} > 0 \quad (\text{gain environnemental}) \end{array} \right.$$

Plusieurs contraintes complémentaires peuvent être ajoutées (pour l'application numérique qui va suivre, seules (C1) et (C2) sont retenues) :

(C1) un bénéfice environnemental au moins égal à une part fixée P (en%) de l'investissement financier initial consenti

$$z \geq P \times \sum_{i=1}^m x_i \quad \text{où } z \text{ est le gain environnemental.}$$

(C2) dans le cas où les actions entreprises permettent une économie financière en plus d'un gain environnemental (économies de carburant par exemple), on pourra chercher à obtenir un retour sur investissement financier en N années :

$$-\sum_{i=1}^m F_i(B_i) \geq 0 \quad \text{et} \quad \sum_{i=1}^m B_i / -\sum_{i=1}^m F_i(B_i) \leq N$$

(C3) on peut aussi tout simplement se fixer comme critère que la somme des coûts et économies de budget de fonctionnement annuel induits par les actions déployées ne soit pas négative ou ne dépasse pas un certain montant annuel (en valeur absolue)

$$-\sum_{i=1}^m F_i(B_i) \geq 0$$

ou $-\sum_{i=1}^m F_i(B_i) \geq 0 \quad \text{et} \quad \sum_{i=1}^m F_i(B_i) \leq M$

VI.2.2. F_j linéaire

Par la suite, on considèrera que $\forall j \in [1; m]$ F_j (dépenses de fonctionnement supplémentaires) est linéaire c'est à dire, qu'il existe des coefficients α_j tels que : F_j(x_j) = $\alpha_j \times x_j$. Dans ce cas, le problème d'optimisation s'écrit :

$$(OPT) \left\{ \begin{array}{l} \max_{x_1, \dots, x_m} \left(\sum_{j=1}^m -K_j \cdot x_j \right) \\ \forall i \in [1; m] \quad 0 \leq x_i \leq M_i \\ \sum_{i=1}^m x_i \leq B \\ \sum_{i=1}^m -(K_i + P) \cdot x_i \geq 0 \\ -\sum_{i=1}^m \alpha_i \cdot x_i > 0 \\ \sum_{i=1}^m -(N \cdot \alpha_i + 1) \cdot x_i \geq 0 \end{array} \right.$$

VI.2.3. Résolution du problème d'optimisation à l'aide de l'algorithme du simplexe

L'algorithme du simplexe permet de trouver une solution à ce type de problème par itérations successives en introduisant des variables d'écart pour les contraintes qui sont des inégalités. L'intérêt de cet algorithme est qu'il permet de trouver l'optimum en un nombre réduit de calculs par rapport à une approche consistant à calculer systématiquement l'ensemble des valeurs prise par la fonction à maximiser sur l'ensemble des sommets de la forme géométrique définie par les contraintes. De plus, il existe des logiciels libres disponibles gratuitement sur Internet qui permettent de résoudre rapidement le problème posé. Le détail du déroulé de l'algorithme du simplexe est présenté en annexe 25.

Les logiciels libres permettant de résoudre un problème de maximisation grâce à l'algorithme du simplexe peuvent soit gérer automatiquement chaque étape de l'algorithme soit nécessiter l'intervention de l'utilisateur pour choisir le pivot à chaque étape.

Exemples de logiciels libres pour résoudre un système linéaire par l'algorithme du simplexe :

- **LP solver** de l'université Berkeley de Californie :
 - <http://riot.ieor.berkeley.edu/riot/Applications/SimplexDemo/Simplex.html>
 - résolution pas à pas avec choix des pivots (maximum 10 variables) : <http://riot.ieor.berkeley.edu/riot/Applications/SimplexDemo/TableauButton.html>.
- **LP explorer** de MERLOT¹⁴⁵ : <http://www.maths.ed.ac.uk/LP-Explorer>
- « **SimplexJava Applet** » du centre d'optimisation de l'université (USA) ¹⁴⁶ : <http://neos.mcs.anl.gov/CaseStudies/simplex/applet/SimplexTool.html>
- Outil du Egwald Web Services Ltd. au Canada (maximum 8 variables) : <http://www.egwald.ca/operationsresearch/yourlpproblem.php3>

Jusqu'à présent, nous avons posé l'hypothèse que le gain environnemental induit par une action donnée est lié au budget investit par une relation linéaire. Si ce n'est pas le cas, il faut recourir à d'autres algorithmes comme l'algorithme du point intérieur.

VI.3. Application aux actions d'amélioration de l'impact de la collecte des déchets

Reprenons le cas d'actions d'amélioration du bilan environnemental de la collecte des déchets pour lui appliquer une optimisation sous contrainte budgétaire à l'aide de l'algorithme du simplexe. Pour que l'application numérique présente un intérêt, l'action relative à l'implantation d'un nouveau garage dans le Sud-Ouest parisien, dont le budget et les enjeux sont sans commune mesure avec les autres actions, est ici abandonnée et remplacée par trois nouvelles actions.

Nous allons donc procéder à une analyse portant sur cinq actions :

- B1 : formation des conducteurs à la conduite douce
- B2 : utilisation de papier recyclé dans les bureaux du STPP
- B3 : sensibilisation du personnel de bureaux aux économies de papier
- B4 : sensibilisation du personnel aux économies d'eau et d'énergie (éboueurs et personnels de bureaux, les éboueurs disposant de locaux sociaux avec douches)
- B5 : achat de bennes hybrides

¹⁴⁵ MERLOT : Multimedia Educational Resource for Learning and Online Teaching : <http://www.merlot.org/merlot/index.htm>

¹⁴⁶ Optimization Center at Northwestern University : <http://optimization.eecs.northwestern.edu/>

Pour P=100% (bénéfice environnemental au moins égal au budget investi) et N=10 (retour sur investissement en au plus 10 ans), le système à résoudre est le suivant (voir détails en annexe 25)¹⁴⁷ :

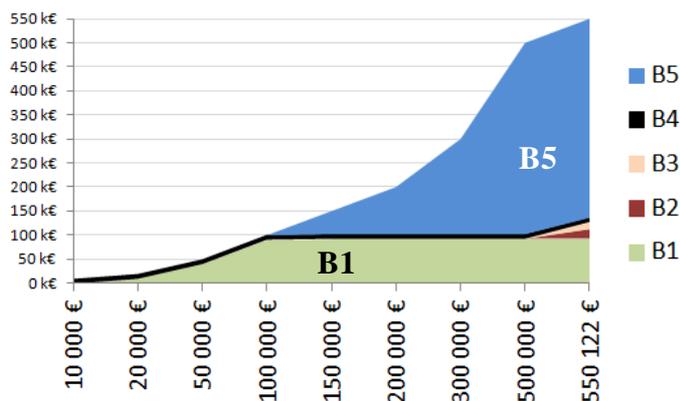
$$(OPT) \begin{cases} \max_{x_1, \dots, x_6} (2,345 \cdot x_1 + 0,47 \cdot x_2 + 0,059 \cdot x_3 + 3,583 \cdot x_4 + 0,844 \cdot x_5) \\ \forall i \in [1; m] \quad x_i \geq 0 \\ x_1 \leq 92\,000 \text{ €} \\ x_2 \leq 20\,000 \text{ €} \\ x_3 \leq 14\,122 \text{ €} \\ x_4 \leq 10\,000 \text{ €} \\ x_5 \leq 414\,000 \text{ €} \text{ et } \frac{x_5}{18\,000} \in \mathbb{N} \\ x_1 + x_2 + x_3 + x_4 + x_5 \leq B \\ 1,35 \cdot x_1 - 0,53 \cdot x_2 - 0,94 \cdot x_3 + 2,24 \cdot x_4 - 0,16 \cdot x_5 \geq 0 \\ -0,40 \cdot x_1 - 0,24 \cdot x_2 + 1 \cdot x_3 - 0,24 \cdot x_4 - 0,09 \cdot x_5 \geq 0 \\ -3,05 \cdot x_1 - 1,35 \cdot x_2 + 11 \cdot x_3 - 1,39 \cdot x_4 + 0,11 \cdot x_5 \geq 0 \end{cases}$$

Le système linéaire obtenu a été résolu à l'aide du « LP solver » de l'Université Berkeley de Californie. On obtient la représentation suivante du gain environnemental en fonction du budget investi de manière optimale sur chacune des actions B1 à B5.

L'optimisation du gain environnemental indique quelles actions investir en priorité et dans quelles proportions. Les actions B1 « formation des conducteurs à la conduite douce » et B4 « sensibilisation du personnel aux économies d'eau et d'énergie » sont celles qui apparaissent en premier tant que le budget disponible est inférieur à 100 000 €. Puis apparaît l'action B5 « achat de bennes hybrides ». Enfin, à partir de 500 000 € les actions B2 « papier recyclé » et B3 « sensibilisation aux économies de papier » apparaissent en parallèle.

Figure 73 – Gain environnemental en fonction des budgets B1 à B5 investis

Attention, les graduations en abscisses ne sont pas à l'échelle, elles correspondent à un pas d'incréméntation des calculs pour un budget disponible.



Le cas développé ici n'est qu'un exemple des possibilités d'analyse à partir de bilans environnementaux monétarisés. D'autres contraintes que celle utilisées ici peuvent être envisagées. Par exemple, on peut supprimer l'idée d'un retour sur investissement global pour privilégier les seules économies de carburant en introduisant une contrainte spécifique ou bien une contrainte plus large sur les économies d'énergie en général. Ce type de contraintes est intéressant dans la perspective d'une augmentation du coût de l'énergie.

Les applications et développements envisageables sont multiples dès lors que l'on dispose de données environnementales monétarisées. Cependant, compte tenu de la fragilité de ces bilans notamment en présence concomitante d'impacts et de bénéfices environnementaux, il ne faut pas les appréhender comme des vérités absolues. L'enjeu véritable est la création d'informations et leur utilisation comme outil de débat et d'aide à la décision.

¹⁴⁷ avec la particularité que x_5 est un multiple de 18 000 € (surcoût d'achat d'une benne hybride, voir annexe 22). Cette contrainte n'étant pas intégrable dans un solveur classique, elle est abandonnée. x_5 peut prendre des valeurs quelconques. En pratique, il suffira d'acheter le nombre de bennes le plus proche du montant optimisé pour A_5 .

ÉPILOGUE

Au-delà des résultats chiffrés obtenus, cette thèse a permis de démontrer la faisabilité de la monétarisation d'un système complet pour l'installation de panneaux solaires photovoltaïques ou la gestion des déchets (collecte, recyclage, incinération), tout en soulignant l'importance de la détermination et de la prise en compte d'incertitudes sur les flux quantitatifs et les facteurs de monétarisation.

Après un retour sur les principaux résultats obtenus et les enseignements des deux études de cas menées, nous rassemblerons dans cet épilogue les termes du débat autour de la monétarisation et les perspectives de développement du débat public qu'elle offre.

1. Retour sur les résultats obtenus et leur signification

1.1. Une base de facteurs de monétarisations réutilisables dans d'autres études

Nous pensons que le premier apport de cette thèse a été simplement de rassembler une base de facteurs de monétarisation réutilisables pour établir des bilans environnementaux monétarisés. Aussi, nous souhaitons récapituler les résultats consolidés auxquels nous sommes parvenus à partir de différentes sources de la littérature.

Un premier niveau de facteurs que nous avons appelés « facteurs unitaires » permet de monétariser chaque flux quantitatif d'impact pris séparément. Ces FM unitaires ont ensuite été utilisés pour monétariser des unités de service telle la consommation d'un m³ d'eau ou d'un kg de papier recyclé. Nous avons alors obtenu des FM que nous avons qualifiés de « composites ». Ce travail indispensable pour conduire les deux études de cas de ce mémoire peut également être regardé comme un exemple de marche à suivre pour constituer une base, comme un effort qui mériterait d'être maintenu dans le temps.

FM unitaires

	effet	FM	sources utilisées	éléments pris en compte
Activité économique moyenne en France	impact de l'activité économique moyenne en France	0,12 €/€	[D4E, 2007]	impact environnemental global ramené au PIB, inventaire de flux d'impacts nationaux
Consommation d'énergie non renouvelable	épuisement des énergies non renouvelables	0,015 € / MJ 0,054 €/kWh énergie primaire	[D4E, 2007]	- coût de l'activité de production d'énergie renouvelable - delta d'impact environnemental monétarisé entre cette activité et l'activité économique moyenne
Emission de gaz à effet de serre	changement climatique	50 € / téqCO ₂	ExternE [EC, 1995]	coût des mesures de réduction des émissions de GES ramené au gain réalisé et prise en compte de l'ambition de l'effort mondial
Emissions de polluants atmosphériques pour 20 000 hab/km² (Paris intramuros)	PM ₁₀	2642 € / kg	[PLASSAT, 2005] adapté à la densité de Paris (données ExternE)	atteintes à la santé humaine (coûts des hospitalisations, évaluation de l'incidence sur la durée de vie, coût de l'année de vie perdue...).
	NO _x	171 € / kg		
	HCNM	42 € / kg		
	CO	0,073 € / kg		
	SO _x	348 € / kg	[D4E, 2007] adapté (correctif moyen)	
dommage des particules aux bâtiments	dégradation bâtiments (cadre de vie, nécessité de traitement)	0,83 € / kg PM	[D4E, 2007]	coûts de nettoyage des bâtiments
Acidification de l'air (dommages aux bâtiments et à l'environnement)	dégradation des bâtiments, atteintes aux forêts et lacs	0,63 € / kg de SO _x équivalent	[D4E, 2007]	- dommages aux bâtiments (90% du total) - acidification des lacs d'eau (mesure curative : chaulage des lacs) - acidification des surfaces agricoles - acidification des forêts
Emission de métaux dans l'air	effets sur la santé humaine : effets carcinogènes	63 € / kg de METOXair	adapté de [ADEME, 2005] et [D4E, 2007]	- fonction dose-réponse pour émissions de métaux dans l'air : effets santé - toxicité relative des métaux déterminée par les agences de l'eau dans la notion de Metox
Consommation d'eau en tant que ressource à Paris	pression sur la ressource en eau (absente à Paris)	0 €/m ³	[D4E, 2007]	eau = ressource renouvelable, disponible en quantité suffisante à Paris
Eutrophisation des eaux	dégradation du milieu aquatique	0,016 € / kg NO _x	[D4E, 2007]	Evaluations contingentes de : - dommages au tourisme en zone littorale (75%) - manque à gagner industrie conchylicole (25%)
consommation de bois	bois = facteur de production limité, FM = impact consommation de ressources alternatives (ici : énergie)	0,36 €/kg de bois	[D4E, 2007]	impact de la production d'énergie moyenne en France devant venir en remplacement de l'unité de bois non disponible pour la production d'énergie

FM composites

		effet	FM	sources utilisées	éléments pris en compte
consommation de papier non recyclé	impact environnemental global		1,1 €/kg	adapté de : [République et canton de Genève, 2001] et [D4E, 2007]	- consommation de bois - consommation d'énergie - impacts de l'énergie supposée électrique
consommation de papier recyclé			0,55 €/kg		
consommation de pneumatiques au STPP	consommation d'énergie et émissions de GES pour la consommation de caoutchouc		1,4 € / kg	FM activité économique moy. [D4E, 2007]	FM partiel (minimum) : Evaluation pour le caoutchouc (40 à 50% du pneu), énergie grise, CO ₂
consommation plastique (bacs, sacs)	impact environnemental global		1,27 € / kg	adapté des données SYCTOM tirées de [MAIRIE de PARIS, 2007]	consommations d'énergie, de gaz, de pétrole, d'eau et émissions de CO ₂
Nuisances des poids lourds en milieu urbain	bruit, congestion urbaine, paysage, pression foncière, accidents		0,64 € / véhicule.km	[D4E, 2007]	- accidents (soins médicaux, souffrance, coûts pour la société...) - bruit (impacts sur la santé et dévaluation immobilière) - nature et paysage (coûts de réparation/compensation) - rareté espace urbain (compensation pour bicyclettes) - congestion (perte de temps, coûts d'exploitation en +)
nuisance centres de stockage déchets	CAP		1 €/t	[D4E, 2007]	CAP des populations avoisinantes
nuisance des incinérateurs	CAP		4,5 €/t	[D4E, 2007]	
fabrication des bennes	impact environnemental global		0,12 € / € investi	coût des impacts de l'activité économique moyenne [D4E, 2007]	coût économique de l'achat de bennes et FM de l'activité économique moyenne en France
fin de vie des bennes	impact environnemental global		5,6 € / tonne	adapté de [ADEME, 2003], [D4E, 2007]	coût économique de la démolition des véhicules et FM activité économique moyenne en France
consommation d'électricité en France	approche moyenne	impact environnemental global avec effet de serre	0,014 €/kWh final	adapté de Externe [EU, 1995]	impact sur les écosystèmes (acidification, eutrophisation), impacts des polluants sur la santé humaine etc.
		effet de serre seul	0,002 €/kWh final		
		impact environnemental global hors effet de serre	0,012 €/kWh final	approche moyenne et marginal du contenu CO ₂ : [ADEME-RTE, 2007]	
	approche marginale	impact environnemental global avec effet de serre	0,037 €/kWh final		
		effet de serre seul	0,025 €/kWh final		
consommation d'eau potable	GES + consommation d'électricité		0,0087 € / m ³ consommé	adapté de [Eau de Paris, 2007], [D4E, 2007]	FM partiel (minimum) : Emissions de GES (énergie et réactifs notamment charbon actif) + électricité pour la distribution
collecte des eaux usées à Paris	impact environnemental global		0,017 €/m ³	calculs à partir des données [MAIRIE DE PARIS, 2009], [SIAAP, 2008], [IAURIF, 2007]	- consommations d'énergies - émissions de polluants et GES dont méthane - travaux sur le réseau
traitement eaux usées à la station Seine aval (Achères)			0,068 €/m ³		- consommations d'énergies - émissions de polluants et GES dont méthane - rejets d'azote et phosphore
recyclage de l'aluminium	impact environnemental global		2 200 €/t	[D4E, 2007]	consommation d'électricité, de ressources naturelles + toxicité humaine + CO ₂
recyclage du verre			108 €/t		
recyclage de l'acier			757 €/t	adapté des données du logiciel e-tones d'Eco Emballages [MAIRIE de PARIS, 2007] + [D4E, 2007], [NICKLAUS, 2010]	- consommation de ressources (selon : pétrole, gaz, minéral de fer, coke, bois, sable), d'eau - émissions de CO ₂
recyclage du plastique			863		
recyclage du papier/carton			596 €/t		

1.2. Leçons de l'étude des panneaux photovoltaïques à Paris, un coût social résultant à expliciter

Le dispositif de l'Etat français en faveur de la filière photovoltaïque, soutien tarifaire et crédit d'impôt, s'inscrit dans une politique énergétique à visée environnementale. Paradoxalement, les trois critères d'attribution de ces « aides » sont sans lien avec des considérations environnementales (type de bâtiment, intégration ou non au bâti, puissance installée). Le couplage de ces deux avantages peut ainsi conduire les particuliers à limiter leurs travaux d'isolation par exemple au profit des panneaux solaires. Ce dispositif peut donc s'avérer contreproductif pour l'efficacité énergétique des bâtiments. L'attribution de ressources publiques à cette filière plutôt qu'à une autre représente un arbitrage qu'il conviendrait d'évaluer au regard du bénéfice environnemental procuré.

Un des résultats de l'étude de l'installation de panneaux photovoltaïques à Paris est que les coûts d'investissement ne sont jamais compensés par le cumul des recettes de vente d'électricité et des bénéfices environnementaux monétarisés. Ainsi, ce bénéfice net sur 30 ans (coûts environnementaux de fabrication et pose, bénéfices environnementaux et financiers de production d'électricité) ne représente que 40% de l'investissement initial consenti. Pour environ 10 m² installés (1 kWc), la VAN du bénéfice sur 30 ans est de 4260 € pour un investissement de 10 000 €. Vu l'ampleur du dispositif de soutien déployé, ce coût résiduel pour la société n'est pas négligeable.

De plus, pour un MWh_{cumac} gagné (cumul de production sur 30 ans), le photovoltaïque représente en 2011 un coût d'investissement brut de 556 € et 256 € en coût net des bénéfices environnementaux monétarisés contre respectivement 105 et 169 € MWh_{cumac} en coût brut pour l'isolation des combles et l'installation d'une chaudière à condensation [UFE, 2012]. A gain d'énergie comparable, le photovoltaïque est donc bien plus onéreux que des interventions traditionnelles d'efficacité énergétique dans le bâtiment.

A l'échelle des 10 000 m^2 de panneaux photovoltaïques installés par la municipalité parisienne entre 2006 et 2013, le coût social résultant¹⁴⁸ de 154 000 € an durant 30 ans de fonctionnement attendus n'est pourtant pas si élevé quand on le met en regard de certains budgets d'étude ou de communication liés à la promotion du plan climat parisien par exemple (plusieurs centaines de milliers d'euros par an).

Dans la perspective de poursuite d'un programme de déploiement de panneaux photovoltaïques dans la capitale, il serait utile d'explorer trois autres types de bénéfices qui pourraient justifier ce coût social résultant : le renforcement du coût du CO_2 (augmentation de son FM), d'autres impacts socio-environnementaux (création d'emplois, promotion des énergies renouvelables...) ou encore la contribution à l'effet d'apprentissage de la filière.

Si les deux derniers points nécessiteraient des études complexes, on peut aisément calculer le bénéfice pour la lutte contre le changement climatique. Ainsi, chaque kWc installé à Paris (environ 10 m^2) permet d'économiser 12 $téqCO_2$ en 30 ans. Pour compenser le déficit moyen, il faudrait que le CO_2 soit valorisé à hauteur de 466 €/ $téqCO_2$ (830 € $téqCO_2$ si l'on exclut la valorisation des autres impacts pour ne conserver que celle du CO_2). Il faut donc encore attendre quelques années avant que la trajectoire à la baisse du surcoût social des panneaux photovoltaïques (baisse du prix des modules grâce à l'effet d'apprentissage) croise la trajectoire ascendante du coût social du carbone.

Le fait que le photovoltaïque à Paris présente un coût social résultant n'est pas synonyme d'absence d'intérêt de la filière. Cela invite simplement à s'interroger sur les conditions qui inverseront ce résultat pour pouvoir les anticiper et voir si l'action actuelle peut permettre d'influer de manière positive sur la situation future. Cela questionne également sur l'intérêt de développer d'autres solutions maintenant ou plus tard pour préserver tous les possibles : « *la séquentialité de la décision permet (...) de prendre en charge des situations où l'essentiel est de trouver un noyau d'accord entre partenaires ayant des visions du monde différentes pour laisser du temps à la résolution de leurs controverses* » [LECOQ et HOURCADE, 2004].

1.3. Résultats de l'étude de la gestion des déchets à Paris, une multitude d'enseignements utiles pour la décision publique

Bien que différentes mesures en faveur de l'environnement aient été prises en France dans le domaine des déchets depuis 40 ans (lois de 1975 et 1992 sur l'élimination des déchets, loi Grenelle I de 2009), les connaissances disponibles sur le bilan environnemental de ce secteur restent peu développées et sont circonscrites à certains aspects très spécifiques, par exemple celui des polluants issus de l'incinération. En pratique, la politique nationale de gestion des déchets ne parvient pas à sortir de la seule logique de réduction des tonnages collectés et incinérés. Elle n'aborde véritablement ni l'amélioration de la qualité du tri ni l'optimisation des performances environnementales de collecte et de traitement. En matière de traitement, les efforts sont plutôt tournés vers la recherche de solutions alternatives à l'incinération (méthanisation, compostage, décharge avec récupération de biogaz), en considération de principes généraux comme par exemple la volonté d'exclure l'incinération. Ces arbitrages sont réalisés sans arguments environnementaux et économiques réels.

¹⁴⁸ somme des coûts et bénéfices environnementaux monétarisés, du budget d'investissement initial, du budget d'entretien durant 30 ans et des recettes des ventes d'électricité durant 20 ans

Les données sur la gestion des déchets à Paris présentées dans ce mémoire sont basées sur des chiffres précis issus de l'organisation de la collecte en régie par la Ville de Paris en 2007 avec extrapolation aux collectes par des entreprises privées (la moitié des tonnages à Paris en 2007). Les chiffres liés au recyclage et à l'incinération sont tirés de données publiques du syndicat de traitement des ordures ménagères de l'agglomération parisienne (SYCTOM).

Ces flux quantitatifs précis, une fois monétarisés, permettent d'avancer des conclusions intéressantes sur le bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris. Il convient cependant de rester prudent dans l'utilisation de ces chiffres compte tenu de la sensibilité des résultats aux variations des facteurs de monétarisation utilisés.

Dans le bilan de la gestion des déchets ménagers parisiens établi, le cumul des coûts environnementaux de la collecte d'une part (consommations de carburant des bennes, polluants atmosphériques...) et des bénéfices et coûts environnementaux du traitement d'autre part (recyclage de matériaux, récupération d'énergie, polluants atmosphériques...) représente au final un bénéfice environnemental de 20 M€an en 2007 (fourchette entre 9 et 31 M€soit +/-55% en cumulant incertitudes sur flux physiques et fourchettes de variation des facteurs de monétarisation). Ce gain environnemental de 20 M€an est faible comparé aux coûts budgétaires engagés : 130 M€ pour organiser les collectes et 106 M€ pour le traitement en 2007. Le bénéfice environnemental de la gestion des déchets à Paris permet donc de compenser un peu moins de 10% du coût budgétaire engagé. Dans d'autres collectivités, ce bilan peut sans doute s'avérer négatif. Ceci tient au fait que la prise en charge des déchets ménagers est motivée par bien d'autres aménités que les seuls bénéfices environnementaux, notamment la salubrité publique, les odeurs, la qualité de vie.

Rappelons ici les résultats obtenus sur la décomposition de ce gain environnemental entre la collecte par bennes, le recyclage des déchets du « bac jaune » (multimatériaux) et l'incinération des autres déchets (ordures ménagères).

La collecte de 1,06 millions de tonnes de déchets ménagers¹⁴⁹ par les bennes représente en 2007 un coût environnemental de 28 M€an (entre 16 à 41 M€soit +/-44%).

Le recyclage des multimatériaux permet un bénéfice environnemental annuel de 32 M€ pour 52 000 t effectivement recyclées (fourchette entre 21 et 43 M€an soit +/-35%). C'est près de 11 fois plus que le surcoût environnemental net de l'organisation de cette collecte sélective par rapport à une situation sans collecte sélective. Il est donc confirmé que les bénéfices environnementaux du recyclage sont très élevés avec 620 € de gain par tonne recyclée (384 € par tonne collectée dans le bac jaune). Toute action visant à améliorer le taux de captage des recyclables et la qualité du tri aura donc un bénéfice environnemental très élevé.

L'incinération des déchets dans les incinérateurs du SYCTOM avec valorisation énergétique (vapeur, électricité) et recyclage des résidus (métaux, cendres) permet un bénéfice environnemental annuel de 16 M€ pour 795 000 t incinérées en 2007 (fourchette entre 4 et 29M€soit +/- 76%). Ce bénéfice environnemental de 16 M€(20 €par tonne incinérée) résulte d'un coût environnemental de 96 M€ par émissions de polluants atmosphériques essentiellement et d'un gain environnemental de 112 M€par économie d'énergie fossile, gain CO₂ et recyclage de résidus. Le fait que l'incinération des déchets parisiens présente un bénéfice environnemental résultant et non un coût est lié aux performances environnementales particulièrement élevées des 3 incinérateurs du SYCTOM pourtant implantés à proximité immédiate de Paris en zone de très forte densité de population (fort abattement des polluants atmosphériques comparé aux performances des autres incinérateurs franciliens).

D'autres conclusions intéressantes peuvent être tirées des résultats intermédiaires établis. Ainsi, nous avons vu qu'en instaurant la collecte sélective hebdomadaire en 2002 (C1), le bénéfice environnemental net a été de +21,5 M€ Ensuite, le passage de C1 à C2 (bihebdomadaire) a permis un bénéfice environnemental annuel additionnel de 8 M€ Ces

¹⁴⁹ 972 0000 t d'ordures ménagères du bac vert et 85 000 t de multimatériaux du bac jaune

bénéfices résultent d'un coût environnemental de collecte supplémentaire (plus de bennes) et d'un bénéfice de recyclage supplémentaire.

Bien que ces bénéfices liés à la collecte sélective semblent importants, en fait, une grande majorité de déchets recyclables ne sont pas recyclés faute d'être triés. Ainsi, les pertes environnementales dues à ce non recyclage représentent en 2007 à Paris 248 M€ (576 € par tonne de déchets recyclables non recyclés) soit près du double du coût budgétaire d'organisation de la collecte. A l'échelle de la France, cela représente 1,9 milliards d'euros pour les tonnages 2005. Les coûts sociaux de l'inefficacité du captage des matériaux recyclables auprès des ménages sont donc considérables.

Les chiffres obtenus lors de cette étude permettent de voir où se situent les enjeux majeurs pour les différentes étapes de prise en charge des déchets ménagers et de cerner les axes d'amélioration à rechercher pour chacune d'elle. Pour que le bilan national du traitement des déchets s'améliore notablement, deux clés sont certainement l'amélioration de l'image de l'incinération pour rendre possibles des modernisations d'installations ou des créations de nouvelles unités très performantes ainsi que l'augmentation du taux de tri des matériaux recyclables par les citoyens.

Nous avons terminé cette étude de cas en réalisant une projection du bilan de la gestion des déchets ménagers sur 30 ans en posant des hypothèses d'évolution des facteurs de monétarisation (énergie, CO₂, matière premières, polluants atmosphériques) et en intégrant l'évolution naturelle des performances environnementales du parc des bennes (remplacement d'une benne au bout de 8 ans). Bien que l'influence des scénarios d'évolution des FM de l'énergie et du CO₂ soit forte pour l'incinération, le bilan largement prépondérant du recyclage gomme ces variations et conduit à un bilan de la gestion globale des déchets à Paris toujours positif pour l'environnement dans 30 ans. Ce bénéfice va ainsi croissant sur 30 ans pour les scénarios hauts (multiplication par 5 en valeur non actualisée et par 1,6 en valeur actuelle) et les scénarios bas non actualisés (multiplication par 2,2 en 30 ans). Seul le cas des scénarios bas actualisés conduit à un recul du bénéfice environnemental (-29% en 30 ans). Cependant, ce recul provient d'une baisse initiale (divisé par 2 entre 2010 et 2019) suivie d'une croissance du bénéfice environnemental à partir de 2019 (+37% entre 2019 et 2039).

Enfin, trois actions d'amélioration du bilan environnemental futur de la collecte ont été étudiées : sensibilisation des conducteurs de bennes à la conduite douce, création d'un garage à bennes dans le sud-ouest parisien et achat anticipé de bennes hybrides dès 2014¹⁵⁰. Parmi ces trois actions, la sensibilisation à la conduite douce présente le meilleur bénéfice environnemental par rapport à l'effort budgétaire nécessaire. Vient ensuite l'achat anticipé de bennes hybrides. La création d'un nouveau garage présente des avantages budgétaires (économies de carburant, de personnel, d'achat de bennes) et environnementaux mais doit être écartée du point de vue du calcul économique du fait d'une VAN négative à 30 ans.

1.4. Ecueils à éviter et précautions à prendre pour réaliser des études monétarisées

Si l'utilité de l'exercice de monétarisation pour la décision publique en matière d'environnement apparaît clairement pour les deux exemples explorés, sa mise en œuvre reste complexe. Sur certains aspects, on se situe encore sur le front de la recherche et pour d'autres c'est la maîtrise des praticiens qui est déficiente. Il faut donc considérer avec prudence les synthèses et les calculs de valeurs moyennes issus de résultats obtenus dans des contextes divers et selon des protocoles parfois difficiles à apprécier. Un certain nombre de recommandations doivent donc être suivies lorsqu'on se lance dans la monétarisation de valeurs non marchandes.

¹⁵⁰ L'introduction de bennes hybrides (mixte diesel-électricité) dans le parc ne serait pas possible aujourd'hui puisque la municipalité actuelle a décidé de ne plus acheter de bennes diesel.

Les études de cas présentées dans ce mémoire ont permis de mettre en lumière certains écueils à éviter ou précautions à prendre :

- Les flux quantitatifs utilisés ont été déterminés de manière aussi précise que possible en fonction des données disponibles. Logiquement, les incertitudes sur les flux physiques qui en découlent ont un poids faible comparé aux fourchettes de variation des FM. Cependant, les plages d'incertitudes cumulées conduisent dans certains cas extrêmes à un renversement possible du bilan positif de la gestion des déchets. Ce phénomène serait encore plus prononcé si les incertitudes sur les flux physiques avaient été plus grandes. Il est donc important de ne pas négliger cet aspect dans les études de monétarisation et de travailler sur la base de données quantitatives aussi précises que possible.
- la densité de population touchée est la question clé pour monétariser l'impact des polluants atmosphériques. En présence de tels aspects influencés par la densité de population, il convient d'adapter les facteurs de monétarisation au contexte et non d'utiliser des facteurs attachés à des moyennes de densité trop imprécis.
- Pour pouvoir conclure sur un bilan comportant à la fois des bénéfices et des coûts environnementaux ou pour comparer des bilans entre eux, il est indispensable d'encadrer les résultats obtenus dans une fourchette prenant en compte à la fois les incertitudes sur les flux quantitatifs et les fourchettes de variation des facteurs de monétarisation.
- L'affichage clair des hypothèses utilisées pour la détermination des facteurs de monétarisation et pour la réalisation de tests de sensibilité (contrairement à l'étude européenne ExternE) est un point important pour permettre à d'autres (chercheurs, administrations) d'exploiter les données ainsi établies.

Ces considérations techniques sur la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement ne répondent pas à la question de fond qui porte sur la légitimité même de l'analyse coûts-bénéfices. Cela renvoie à des questions fondamentales sur lesquelles nous voudrions conclure : quelles sont les raisons qui conduisent à bouder la monétarisation en France : entre incertitudes, fragilité des résultats et malentendu ? la monétarisation est-elle une aide pour sortir de l'arbitraire ? Est-il utopique de vouloir démocratiser sa pratique ?

2. Les raisons qui conduisent à bouder la monétarisation en France : entre incertitudes, fragilité des résultats et malentendu

Malgré tous les avantages qu'elle offre et le nombre croissant d'études menées dans le monde, la monétarisation reste confidentielle en France, cantonnée aux questions de transport avec des facteurs de monétarisation au km parcouru non transposables à d'autres secteurs. En 2009, BEAUMAIS écrivait : *« la monétarisation du non-marchand, malgré une littérature académique en constant développement, ne prend pas une place suffisante dans les débats qui entourent la définition et la mise en œuvre des politiques de l'environnement, particulièrement en France. Cela est d'autant plus regrettable que les techniques de monétarisation développées par les économistes ont notablement progressé ces dernières années et restent sans doute l'unique moyen dont nous disposons pour calibrer ou orienter les systèmes de prix dans le sens souhaité »*. Cette situation s'explique certainement en grande partie par la méconnaissance de la monétarisation des valeurs environnementales en France et par des pratiques par trop technocratiques propices aux suspicions et à la méfiance.

2.1. Une image technocratique et rébarbative pour un résultat incertain

Les hypothèses, les incertitudes, les calculs, les projections, les scénarios et les algorithmes, qui peuplent ce mémoire donnent à voir un aspect certainement très rébarbatif du calcul économique qui ne doit pas être étranger au désamour dont il est l'objet. Il est donc important de travailler à sa « désirabilité » en mettant en avant les avantages qui peuvent en être retirés et en mettant en place des outils d'aide à la conduite d'études monétarisées de qualité.

En pratique, on est confronté d'un côté à des contraintes d'évaluation lourdes liées aux méthodologies à mettre en œuvre (données à rassembler, arbitrages à prendre sur les facteurs de monétarisation, incertitudes à cerner, calculs) et de l'autre à des résultats incertains qui ne permettent pas forcément de conclure. Malgré les incertitudes, disposer d'une information de type évaluation permet d'explicitier les problématiques en présence et de sortir de la boîte noire du foisonnement de données quantitatives dont on ne sait que faire puisque faute d'échelle commune, comparer des flux quantitatifs d'impacts environnementaux (par exemple téqCO₂ et kg de particules fines) n'apporte aucune information.

Les analyses complémentaires menées au chapitre 7 de ce mémoire sur la gestion des déchets sont des exemples concrets de questions auxquelles il est à priori bien difficile de répondre et qui trouvent avec la monétarisation un moyen d'expression facilement compréhensible par tous. Ces questions sont par exemple :

1. Quel type de motorisation choisir pour les bennes ?¹⁵¹
2. Quel a été le bénéfice environnemental de la mise en place de la collecte sélective ?
3. L'incinération des déchets conduit-elle à un bénéfice ou à un coût environnemental ?
4. Que représentent les pertes environnementales dues aux multimatériaux non recyclés ?
5. Quelle part représente un bilan environnemental par rapport au budget engagé ?

Un des problèmes qui fait obstacle au déploiement de la monétarisation en France est certainement l'approche spécifique adoptée par le Ministère des transports. En effet, dans les rapports d'évaluation d'infrastructures de transport et conformément à l'instruction cadre de 2005 [MINISTERE DES TRANSPORTS, 2005], les valeurs non marchandes de l'environnement prises en compte sont invariablement au nombre de trois : bruit, pollution atmosphérique et carbone. Ces valeurs sont mises en balance avec le coût d'opportunité du temps qui permet de monétariser les gains de temps de trajet pour les usagers. Or, là aussi de manière invariable, dans les études consultées, le cumul des coûts des 3 impacts environnementaux se révèle bien inférieur aux bénéfices de gain de temps (ordre de grandeur 10%). Dans ces conditions, il est difficile, notamment pour le grand public, de ne pas penser que ces études sont un alibi pour assoir les décisions politico-administratives d'extension du réseau routier. Une analyse critique des facteurs de monétarisation utilisés ainsi que des débats publics seraient certainement utiles pour arrêter des valeurs plus adaptées.

Un point complémentaire est que les facteurs de monétarisation pour les polluants atmosphériques sont définis en €/par km par tranche de densité de population (trois tranches : urbain dense, urbain diffus et rase campagne). Ce découpage présente un caractère apparemment arbitraire. Fruit certainement de bien des discussions d'experts, cette définition rigide dessert là aussi la crédibilité de la démarche puisqu'elle est plaquée sur une réalité qui peut être très disparate et éloignée d'une situation moyenne théorique. Mener des analyses permettant de s'affranchir de ce type d'approches moyennes pour aller vers des flux quantitatifs d'impacts plus proches de la réalité est donc important pour améliorer l'acceptabilité des études de monétarisation.

¹⁵¹ Rappelons que cette question traitée au chapitre 8 aboutit au constat que les bennes gasoil Euro 4 de 2007 s'avéraient en 2007 équivalentes aux bennes GNV Euro 4 du point de vue de la performance environnementale monétarisée. Cette question trouverait aujourd'hui une autre conclusion puisque l'évolution de la préoccupation vis-à-vis des effets chronique des particules fines devrait se traduire par une augmentation du FM de cet aspect.

2.2. Une fragilité intrinsèque : entre précision et pertinence

Les études consultées dans le cadre de ce mémoire pour déterminer la valeur de chaque facteur de monétarisation ont également été utilisées pour définir une fourchette de variation de ces facteurs. La largeur de ces fourchettes correspond à la confiance que l'on accorde à la valeur du facteur pour refléter au mieux les aspirations de la société ou bien à la précaution que prend l'évaluateur vis-à-vis des critiques que ne manquera pas d'essuyer son étude. Dans une perspective d'aide à la décision qui est la finalité de toute analyse coût-bénéfice, cette précision doit être interrogée au regard de la pertinence que l'on souhaite atteindre.

Pour discuter ces notions de précision et de pertinence, reprenons ici la grille d'analyse d'AMBROSI [2004] pour les politiques de réduction des émissions de gaz à effet de serre : cette grille l'a conduit à constater que l'état très limité des connaissances des risques climatiques et la fragilité des évaluations de dommages ne permettent pas d'éclairer la décision publique. Le choix d'un indicateur parmi toute une série possible dépend alors « d'un arbitrage entre précision avec laquelle peuvent être décrits les bénéfices des politiques climatiques et pertinence en regard des questions que se posent les décideurs ». Pour ce cas, aller vers la pertinence nécessite de renoncer à la précision (figure 74).

A l'inverse, lorsqu'on mène une analyse environnementale monétarisée, si les fourchettes de variation des facteurs de monétarisations sont très larges, nous avons vu qu'il pouvait être impossible de conclure (trop grande imprécision = non pertinence) alors que si elles sont trop resserrées, les enseignements pourraient perdre en pertinence vis-à-vis des sceptiques ou des partisans d'autres plages de valeurs (trop grande précision = non pertinence). Ici aussi, la pertinence découle du degré de précision mais selon un schéma spécifique (figure 75) qui mériterait d'être exploré dans le cadre d'un développement propre.

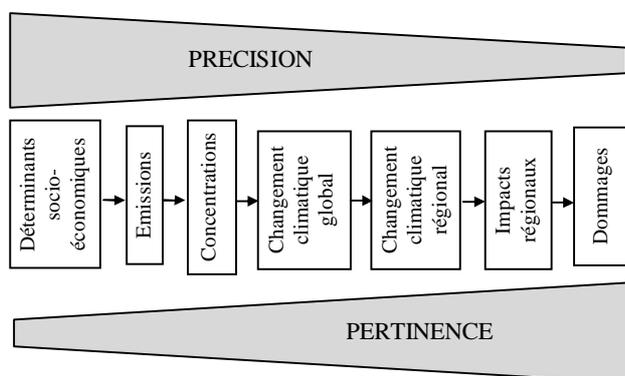


Figure 74 – Illustration simplifiée du dilemme entre précision et pertinence présenté par AMBROSI [2004]

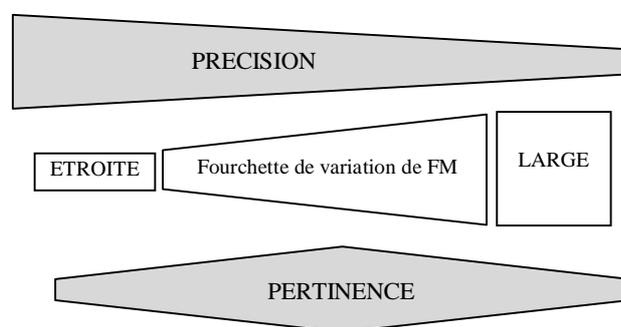


Figure 75 – Illustration du dilemme entre précision et pertinence dans le choix de la fourchette de variation des FM

2.3. Des réticences d'ordre éthique

Les réticences d'ordre éthique que soulève la monétarisation sont liées à un malentendu entre l'utilisation d'une unité exprimée en monnaie et le fait de marchandiser l'environnement. Pourtant, la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement vise simplement à définir l'unité monétaire comme numéraire commun de discussion. L'intérêt de cette unité est double : exprimer tous les flux quantitatifs dans une unité unique et permettre une comparaison directe aux enjeux budgétaires.

Sur le fond, l'expression d'une problématique environnementale en unité monétaire est la traduction d'un choix de valeur qui est bien souvent opéré implicitement. Cela n'implique pourtant aucune volonté de marchandisation. La monétarisation permet simplement d'inscrire la question environnementale dans une réflexion de type rationalité économique.

Sur ce dernier point, CHEVASSUS-AU-LOUIS et al. [2009] soulignent que : « *Si on a décidé (...) que ces entités devaient être protégées, qu'elles font partie d'un patrimoine naturel inaliénable, cette décision (...) se place dans une logique d'action « politique » (...) qui transcende la rationalité économique.* ». Le fait de connaître une information de type valeur monétarisée d'un bien ou service environnemental, ne remet pas en cause la logique politique qui peut opérer un arbitrage souverain faisant basculer un choix dans un sens potentiellement contraire à cette information. Dans ce cas, le décideur n'effectue rien d'autre qu'une monétarisation dans laquelle il accorde une valeur infinie à tel ou tel FM qui n'est négociable par rapport à aucun autre aspect (ou qui ne doit pas être pris en compte s'il opte à l'inverse pour un FM implicite nul). Ce type de cas se présente dans certains domaines où les risques de dérives sont tels que l'action politique conduit à refuser le calcul monétarisé. Pour ces cas, l'interdit moral induit une sortie du champ du calcul même si pour ces cas aussi, il serait possible de déduire de l'observation de ces arbitrages implicites des échelles de valeurs.

La valeur de la vie humaine est une problématique emblématique de ce type d'arbitrages. Lorsqu'on sort d'une analyse macroscopique pour aller vers des considérations au cas par cas, l'interdit moral de la monétarisation doit s'imposer dans ce domaine. Pour illustrer ces propos, citons la question posée par CHEVASSUS-AU-LOUIS lors d'un colloque [2015]. Cette question interroge à la fois sur le plan de l'éthique et de l'incommensurabilité non pas sur le principe de l'évaluation de la vie humaine mais sur le fait de l'évaluer sur une même échelle que d'autres aspects plus matériels : « *La réflexion pose davantage de problèmes lorsque l'on considère de manière parallèle des vies humaines, du temps gagné, de l'impact environnemental et autres. En poussant ce raisonnement plus loin, nous voyons bien à quel point le temps gagné valorise les investissements publics. Est-ce à dire qu'il faudra un jour tuer quelques personnes de temps en temps pour gagner un temps considérable ? Nous essayons ici de rendre commensurables des entités socialement distinctes.* ». Mettre sur le même plan des vies humaines, fussent-elles chèrement valorisées, et des gains de temps peut effectivement poser question surtout lorsque le facteur adopté donne au temps gagné une position écrasante par rapport aux autres externalités. Ce facteur ne devrait-il pas être revu à la baisse dans l'instruction cadre transports ? L'apparition de nouvelles valeurs dans la société telles que la slow food ou la slow science pourraient être des révélateurs d'une demande sociale émergente en ce sens qu'il conviendrait d'étudier.

Une fois levé ce malentendu entre marchandisation et utilisation de la monnaie comme indicateur commun, reste la question pratique de l'utilité ou non de l'exercice de monétarisation.

3. La monétarisation, une aide pour sortir de l'arbitraire ?

Développer des études de monétarisation ne doit pas conduire à craindre une nouvelle sorte de dictature, la dictature du chiffre et plus encore celle de la valeur monétarisée, qui viendrait prendre le relai d'une autre forme de dictature, dictature du carbone pour les uns, dictature de l'arbitraire pour d'autres, dictature des lobbys pour d'autres encore etc. En effet, la valeur monétarisée est un indicateur à prendre comme tel et non une donnée absolue.

Pour sortir de potentielles situations de blocage où les valeurs monétarisées seraient perçues comme des épouvantails et les incertitudes comme des raisons de ne pas agir, l'analyse coût bénéfique (ACB) plutôt que d'être disqualifiée peut se révéler utile. En effet, se référant à Henry¹⁵², HOURCADE, SALLES et THERY [1992], rappellent que l'ACB, en obligeant les acteurs à exprimer explicitement leurs préférences et leurs anticipations de l'avenir, peut être utilisée comme langage de négociation.

¹⁵² [HENRY, 1984] et Henry Claude (1989) Investment projects and natural resources: Economic rationality in Janus, *Ecological Economics*, 1 (2), p. 117-135.

3.1. Assoir la décision politique sur des données vérifiables et support de débat

La monétarisation donne des repères, invite à s'interroger en mettant en lumière des résultats qui posent question, elle permet de comparer des alternatives entre elles. Les valeurs relatives des différents facteurs de monétarisation (FM) peuvent être modifiées à loisir. Des fourchettes de variation des FM plus ou moins larges peuvent leur être appliquées. Dès lors, la valeur monétarisée ne pouvant être considérée comme une vérité absolue, il ne faut pas l'envisager pour autre chose que ce qu'elle est : une information au service de la décision politique, souveraine en dernier ressort.

Comme nous l'avons déjà souligné, disposer de données monétarisées ne remet pas en cause le libre arbitre du politique qui peut décider de privilégier une solution B à une solution A alors que la solution A présenterait un bénéfice environnemental monétarisé plus élevé. En effet, le décideur peut postuler que sur le long terme la solution B sera plus avantageuse par exemple ou bien que prendre du retard pour la problématique B se révélerait plus dommageable que pour la problématique A. Sur ce point, citons NICOLAS et al. qui, dans l'étude CERTU-INRETS-LET sur la monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique [2002], soulignent qu'en présence d'incertitudes, la décision politique a toute sa place : *« Malgré ses résultats positifs, le groupe Boiteux nous interroge sur le rôle joué par les experts auprès des décideurs. Les débats au sein du groupe ont montré que la monétarisation des nuisances, sujet a priori technique, renvoyait en fait à un débat de société : quel doit être le poids de l'environnement dans les décisions publiques ? Les économistes répondent que pour trancher cette question, il suffit d'agréger les préférences individuelles pour les biens environnementaux (silence, air pur, paysages, etc.). Mais les résultats obtenus ne sont absolument pas convergents. (...) Les incertitudes des scientifiques laissent donc une large place à la décision politique. »*

3.2. Un outil pour une allocation raisonnée des budgets disponibles

A un moment où les ressources budgétaires sont de plus en plus limitées et les problèmes environnementaux nombreux avec des technologies alternatives ou curatives encore très coûteuses, l'utilisation d'outils de rationalisation de l'investissement public au service du bien être intergénérationnel semble particulièrement désirable. L'absence de tels outils est pointée dans le rapport de la mission QUINET sur *« l'évaluation socio-économique des investissements publics »* [CGSP, 2013] : *« Alors que la crise économique plaide pour un recours accru au calcul socioéconomique, son usage reste aujourd'hui limité. Il n'est systématique que dans le secteur des transports. La santé ne l'utilise que pour quelques cas particuliers et le secteur de l'énergie, qui doit absolument optimiser les investissements considérables nécessaires à la réalisation de la transition énergétique, en a quasiment oublié les principes »*. Ce dernier constat est accablant dans un contexte où des arbitrages essentiels doivent être opérés par l'ensemble des nations pour contenir le changement climatique.

L'analyse coût-bénéfice ne sert pas uniquement à discriminer les projets à coût social résultant positif et à les classer entre eux. En fournissant des indicateurs, elle peut être orientée pour mettre en lumière les conditions permettant de gagner du temps d'apprentissage, par exemple en attendant l'arrivée de nouvelles informations. Il s'agit alors d'identifier les technologies à préserver pour ne pas compromettre la flexibilité future qui conditionnera la résolution du nœud du problème [HOURCADE, SALLES et THERY, 1992]. On est là dans une logique de prise de décisions séquentielles.

Il est illusoire de penser que l'on peut tout faire aujourd'hui, être sur tous les fronts. En ne recourant pas au calcul économique, en n'actualisant pas, on se prive d'une information importante sur la viabilité des projets et on peut alors se lancer dans des projets peu intéressants pour l'environnement au détriment de projets plus protecteurs.

De plus, en invitant à se projeter dans l'avenir et à le questionner, le calcul économique écologique peut faire émerger des questions sur l'opportunité des décisions, sur leurs conséquences dans le futur et ainsi conduire à s'interroger sur d'éventuels risques d'impasses pour certaines technologies ou solutions.

Refuser de monétariser, c'est par exemple se priver de connaître la grande valeur environnementale de nos poubelles (perte nette de 248 M€an à Paris en 2007 ; 1,9 milliards à l'échelle nationale), ce qui est un obstacle au déploiement de politiques en faveur de l'amélioration du tri et du recyclage des déchets.

Refuser de monétariser, c'est également ouvrir la porte à des analyses erronées utilisant des données ou des scénarios non directement comparables. Si le constat de LOMBORG [2008] qui défend l'idée d'une allocation raisonnée et efficace des budgets est juste¹⁵³, ses conclusions budgétaires issues de la comparaison de scénarios différents du GIEC sont erronées car les impacts socio-environnementaux ne sont pas comparables d'un scénario à l'autre. Ainsi, il estime que les coûts des politiques de lutte contre le changement climatique issues du protocole de Kyoto sont bien trop élevés et qu'il serait plus efficace et beaucoup moins coûteux de lutter contre les effets du réchauffement climatique, estimant que le réchauffement climatique pourrait apporter plus de bénéfices que de dommages. Pour pouvoir comparer différents scénarios entre eux, il faudrait disposer de coûts nets, ce qui nécessiterait d'incorporer les coûts et bénéfices socio-environnementaux dans l'analyse. La monétarisation apporterait dans ce débat les éléments manquants indispensables pour conduire à des conclusions étayées et non à des conclusions conjecturées.

4. Démocratiser la pratique de la monétarisation, une utopie ?

La monétarisation apparaît encore trop comme un outil complexe réservé à un cercle de spécialistes. Une base de référence nationale de facteurs de monétarisation tutélaires permettrait de poser les bases d'une utilisation élargie, gage d'un développement du débat démocratique dans le domaine de l'environnement.

4.1. Pratiquer la monétarisation au plus près du terrain

Pour sortir les outils de la monétarisation du cercle restreint des grands projets d'infrastructures routières de l'Etat d'une part et de la recherche d'autre part et les diffuser largement dans les administrations et auprès des décideurs et du grand public, c'est certainement de la pratique et non plus seulement de la recherche que viendront les avancées décisives. C'est notamment sur le terrain qu'il devrait être le plus aisé d'explorer les questions d'adaptation des facteurs de monétarisation aux caractéristiques locales, de prise en compte des incertitudes, de prise en compte des moyen et long termes.

Travaillant au sein d'une grande administration qu'est la Ville de Paris (50 000 fonctionnaires, plus de 3% de la population française), j'ai pu constater l'absence d'utilisation d'outils économiques tels que le calcul économique et la monétarisation dans l'évaluation des projets à vocation environnementale. Il ne s'agit pas d'une spécificité de la Ville de Paris mais bien d'une situation générale au sein des collectivités.

L'absence de porosité entre les collectivités locales et la recherche ne se constate pas seulement en matière d'outils d'évaluation de projets, il s'agit d'un phénomène général. Si les entreprises ont leurs propres services de recherche et développement, les collectivités sont relativement absentes du domaine de la recherche, hormis en tant que terrain d'étude. Cette

¹⁵³ « Il s'agit en somme, dans un monde où les ressources sont limitées, de hiérarchiser les priorités en effectuant, pour chaque mesure envisagée, un bilan coût/avantage afin de déterminer celles qui sont les plus susceptibles d'améliorer le bien-être mondial au moindre coût. » [LOMBORG, 2008]

situation est dommageable car source d'inefficacité et de perte d'informations. En effet, ce mémoire montre par l'exemple, l'intérêt de croiser les énormes quantités de données disponibles dans les services techniques de l'intérieur comme outil d'exploitation des données existantes et d'aide à la décision au lieu d'y recourir dans une optique de recherche externe comme terrain d'application.

Rappelant que les collectivités territoriales représentant un enjeu économique important pour la décision publique (2/3 des investissements publics, tendance croissante), le Commissariat Général du Plan préconise le développement d'un véritable réseau de compétences décentralisées sur ces questions [LEBEGUE, 2005]. Il prône une large diffusion de la pratique du calcul économique dans les administrations mais aussi jusqu'aux décideurs et au grand public afin de mieux prendre en compte les actifs non marchands et les effets structurels de l'économie à long terme.

En pratique, le développement de la monétarisation nécessite une formation et une montée en compétence des administrations mais également une appropriation de la notion par les décideurs et le grand public. Citons sur ce point BEAUMAIS [2009] : « *l'acceptabilité sociale des méthodes de valorisation des effets externes, particulièrement dans le domaine de la santé, exige sans doute un effort, dans la durée, de diffusion de l'information et de pédagogie. La démonstration de l'utilité de telles démarches se fera sans doute par l'action* ». Cette action peut venir de la réalisation d'études monétarisées telles que celles présentées ici. Le cas des déchets peut être un bon support pour expliquer les notions de valeurs non marchandes et de monétarisation puisque le tri est le premier geste cité lors des sondages sur leurs actions personnelles en faveur de l'environnement. Le cas du photovoltaïque peut permettre d'illustrer les notions de coût d'opportunité et de coût social résultant.

La multiplication des analyses de ce type pourrait amorcer un effet boule de neige en offrant une base de référence de ratios mobilisables pour des études comparatives ou des études agrégées (incorporer un processus dans un processus plus vaste). Pour que ceci soit possible, il est indispensable que, au contraire des rapports d'ExternE, les hypothèses, les données quantitatives et les facteurs de monétarisation utilisés soient clairement présentés et synthétisés en précisant pour chaque élément, les incertitudes correspondantes.

4.2. Une base de référence pour développer la pratique et réduire la fragilité des résultats

Pour permettre la multiplication d'études monétarisées dans les administrations, il est souhaitable de définir une **base de référence de facteurs de monétarisation tutélaires** pour l'ensemble des aspects environnementaux courants.

En pratique, il nous semble souhaitable d'attacher à chaque FM tutélaire une **fiche d'identité** fournissant toutes les informations nécessaires pour cerner son domaine de validité, les fourchettes de variation à lui appliquer, les données nécessaires pour pouvoir les transposer dans d'autres contextes et enfin des recommandations sur les hypothèses d'évolution à adopter pour des projections futures. Cette fiche d'identité permettrait aux chercheurs et administrations de mener des études sur des bases fiables.

La cohérence des FM proposés devrait au préalable être éprouvée dans le cadre de modèles d'équilibre général. Cela permettrait de veiller à ce que les valeurs relatives des FM soient compatibles entre elles (énergie et CO₂, FM des différents polluants atmosphériques,...).

Un tel modèle intégré permettrait d'identifier les interactions entre facteurs de monétarisations mais également entre ces FM et le FM de l'activité économique moyenne par exemple (0,12 €€ FM proposée par la D4E [2007]). Les rétroactions de certaines modifications à la marge, de certains scénarios (évolutions des valeurs morales, évolution des connaissances scientifiques, apparition de nouvelles préoccupations environnementales ou sociétales...) sur le modèle global pourraient être mises en évidence. Des incohérences apparaîtraient peut-être ouvrant alors des pistes vers la constitution de différents jeux de référentiels de valeurs tutélaires cohérentes.

Pour permettre des analyses prospectives, cette base devrait être accompagnée d'un guide expliquant comment prendre en compte l'actualisation et comment intégrer l'évolution dans le temps de certains aspects environnementaux. Ce **guide d'aide à la réalisation d'études prospectives** devrait présenter des scénarios d'évolution prédéfinis mis à jour régulièrement sur le prix de l'énergie et des facteurs de monétarisation de l'énergie fossile, du CO₂, des matières premières...

Ces scénarios pourraient comporter des plages **d'incertitude** comme nous l'avons fait au chapitre 7 avec des scénarios d'évolution bas et hauts sur certains aspects. Des scénarios pourraient également être dressés avec des évolutions voire des valeurs différentes pour certains facteurs de monétarisation en fonction des informations nouvelles potentielles arrivant à des horizons de temps pouvant eux-aussi être scénarisés.

Pour améliorer la fiabilité des FM utilisés (au sens de leur représentativité de la conception d'un actif non marchand par la société considérée à un instant donné) et réduire les fourchettes de variation à leur appliquer, il serait intéressant de chercher à définir les déterminants psychologiques, sociologiques et sociétaux de ces facteurs de manière à établir des modèles prédictifs rationnels et raisonnables de valeurs et d'évolution des FM. Ces modèles prédictifs pourraient alors être confrontés aux valeurs observées lors d'enquêtes contingentes mais également aux arbitrages implicites de la société qui mettent en lumière des hiérarchies de valeurs (FM(a) > FM(b), FM(b) >>> FM(c)...) de manière à valider ou invalider les hypothèses formulées. Au terme de cette recherche, des formules de calcul des FM pourraient être proposées en fonction de paramètres divers reflétant les préoccupations socio-environnementales d'une société. Ces paramètres pourraient être de nature variée, aussi bien de causalité (catastrophe environnementale récente, nouvel avis de l'OMS...) que de corrélation (taux de mortalité sur les routes, PIB, taux de chômage, taux de travail des femmes, taux de participation à des associations...).

Pour définir cette base de facteurs de monétarisation et ces scénarios d'aide à la prospective, il est indispensable, comme le préconise le rapport QUINET [CGSP, 2013], d'engager «(...) *un programme de recherche à moyen et long termes permettant d'améliorer les méthodes de l'évaluation socioéconomique des investissements publics* ».

4.3. Diffuser les données pour ouvrir le calcul, calculer pour ouvrir le débat

A l'heure de l'explosion de la création et de la circulation des données informatiques, des puissances de calcul toujours plus grandes et du développement de la démocratie participative, il est singulier de constater que cette multitude de données n'est pas exploitée et que des décisions environnementales sont encore prises hors de toute étude chiffrée de type coût-bénéfice. Ainsi, comme nous le rappelions en introduction, l'étude d'impact qui a accompagné les lois Grenelle proposait une approche essentiellement qualitative avec peu de chiffres monétarisés. Les orientations prises manquent donc d'assise.

Les données utilisées dans ce mémoire pour réaliser deux études de cas sont pour parties publiques (ACV de panneaux solaires, rapport annuel sur la qualité et le prix du service public d'élimination des déchets, émissions atmosphériques des incinérateurs franciliens, quelques données ADEME...) et pour parties issues des données internes des services techniques de la Ville de Paris (coût des installations de panneaux solaires sur les bâtiments publics de la capitale, données relatives aux collectes de déchets ménagers). Nous avons déjà souligné l'importance de développer la monétarisation au sein même des services disposant de ce type de données. Dans cet esprit, il existe en France trois grands réseaux de mise en commun des données et études entre collectivités locales : l'« Extranet des Grandes Villes », le « Cyberservice des Villes Moyennes » et l'« Extracom » (extranet des communautés). Ces sites rassemblent d'après leur gestionnaire, 9 000 utilisateurs permanents, 17 000 enquêtes et

8 000 documents provenant des collectivités membres¹⁵⁴. Cependant, ils ne sont certainement pas suffisamment connus et exploités puisque seules 100 collectivités en font partie. Pour enrichir le débat démocratique, il serait intéressant de développer ces réseaux mais également de diffuser publiquement des données relatives aux aspects environnementaux de l'exploitation des services publics de manière à permettre aux chercheurs mais également aux associations voire aux particuliers de le consulter et de les exploiter.

La mise à disposition du public d'un maximum de données environnementales permettrait de susciter des interrogations et d'alimenter concrètement les débats. Au niveau des administrations, cela permettrait d'analyser et de comparer entre eux des enjeux de politiques publiques. Les arbitrages environnementaux (mesures préventives, curatives, réduction des impacts d'un projet, projets alternatifs...) pourraient intervenir au terme de débats largement ouverts proposant à la fois des jeux de données d'entrée et une analyse monétarisée. Le débat pourrait alors porter non pas sur des positions de principes et des jeux d'acteurs mais sur des éléments quantifiés comparables : aussi bien sur les données quantitatives de flux d'impacts environnementaux que sur les valeurs des facteurs de monétarisation utilisées et bien entendu sur les résultats mis en évidence dans l'étude monétarisée.

Même lorsque les montants ne sont pas significatifs, les évaluations économiques des actifs non marchands apportent des éléments nouveaux au débat invitant les acteurs concernés à les prendre en compte. Ces évaluations jouent alors un rôle de révélateur d'un certain nombre d'objets, de problématiques ou même d'acteurs qui ne seraient pas pris en compte sinon.

5. Révéler les valeurs oubliées de l'environnement au travers d'un coût global environnemental

La popularisation du concept d'économie circulaire ces dernières années (qui n'est autre que la reprise du concept d'économie en boucle développée notamment par Walter Stahel en 1976¹⁵⁵), représente une opportunité pour la diffusion et l'acceptabilité d'études environnementales monétarisées. En effet, la mise en avant d'externalités positives de filières courtes selon des schémas de production locaux basés sur la récupération des ressources (énergie et matériaux) face à des externalités négatives exprimées en kWh non renouvelables, en km de poids lourds, en m³ d'eau ou en tonnes de matières premières vierges épargnées invite à confronter ces données. De plus, ces débats contribuent à sensibiliser le grand public au fait que les processus de consommation sont générateurs d'impacts cachés qui peuvent être réduits en changeant les modes de production et de consommation.

Cet exercice de révélation des valeurs produites par certaines filières plutôt que d'autres rejoint la logique du raisonnement en coût global. Le coût global d'un bâtiment par exemple est la somme des coûts de construction, de maintenance et de fonctionnement dont les consommations d'eau et d'énergie notamment. Prendre des arbitrages sur les coûts de construction en faveur de la réduction des consommations d'énergie futures du bâtiment fait partie d'une logique de transition énergétique. Cette pratique est parfaitement admise aujourd'hui. Aussi, pour améliorer l'acceptabilité de la monétarisation des valeurs non marchandes, nous suggérons d'utiliser l'expression « **coût global environnemental** » plus facilement compréhensible par le grand public que celle de « monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement ». Cela permettrait de travailler en deux temps sur l'acceptabilité de la méthode auprès des décideurs et du grand public : en premier lieu faire accepter le fait qu'une décision à visée environnementale ne peut se faire sans une analyse en « coût global environnemental » permettant de peser les plus et les moins, et en second lieu présenter la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement comme un outil permettant de faire cette évaluation.

¹⁵⁴ <http://www.conjuguer.fr/extranets-principes-generaux.php>

¹⁵⁵ STAHEL Walter et REDAY Geneviève (1976) *Jobs for Tomorrow, The potential for Substituting Manpower for Energy*, rapport pour la Commission Européenne, cité par [GELDRON, 2014]

Certains objecteront que les méthodes de monétarisation et le calcul économique sont d'approche ardue, compliqués à mettre en œuvre et qu'il n'est donc pas souhaitable de les diffuser dans les administrations dépourvues de spécialistes. D'autres s'accommodent volontiers de la situation actuelle qui laisse toute latitude pour prendre des décisions à caractère environnemental sans base de réflexion concrète. D'autres encore décrieront les méthodes de monétarisation en les accusant d'anthropocentrisme ou de dérive contraire à l'éthique notamment en ce qui concerne l'évaluation de la valeur de la vie humaine. Si l'on suit ces positions, l'évaluation environnementale ne peut que rester au point mort comme c'est le cas en France.

A contrario, si la monétarisation est démocratisée, utilisée dans les administrations et notamment dans les innombrables collectivités locales, si le langage des politiques et du grand public s'enrichit d'évaluations monétarisées, le débat environnemental ne pourra être que plus riche. S'interroger sur la monétarisation des valeurs non marchandes de l'environnement va aussi bien au-delà du simple fait d'établir des bilans monétarisés. S'inscrire dans cette démarche c'est adopter un mode de raisonnement qui implique une remise en cause des modes d'arbitrages habituels et des modes de construction des projets.

Au-delà des techniques calculatoires, pour reprendre les mots de GUESNERIE [2004], c'est la désirabilité de l'environnement qui est en jeu et qu'il faut réussir à faire émerger de manière intergénérationnelle : « (...) *compte tenu de l'importance qu'elle pourra avoir pour elles, la qualité environnementale est non seulement le don le plus efficace que nous puissions faire aux générations futures mais c'est aussi un don dont la désirabilité, du point de vue d'une certaine éthique, peut être appréciée grâce à un calcul économique réfléchi.* ».

Généraliser l'usage de la monétarisation peut permettre de développer une culture d'évaluation environnementale à priori et à posteriori et de révéler les « valeurs oubliées » de l'environnement. Comme nous l'avons vu, les enseignements qui peuvent être tirés d'études de monétarisation sont multiples. Mais plus précieux encore sont certainement les questionnements qu'ils mettent en lumière, les valeurs relatives qu'ils révèlent, les débats qu'ils peuvent faire naître : « *Le choix n'est pas entre calculer ou pas, mais entre rendre ou non explicites, donc discutables, les bases du choix effectué* » [LECOCQ et HOURCADE, 2004].

Tables des illustrations

I. Table des encarts

Encart 1 – Directive IPPC, définition de la pollution.....	20
Encart 2 – Définition de l’empreinte écologique (Source WWF, rapport Planète vivante, 2008), cité par [CGDD, 2010].....	37
Encart 3 – Articles de la loi Grenelle 2 citant le cadre de référence des Agendas 21.....	39
Encart 4 – Emissions de CO ₂ : ordres de grandeur repères [ADEME, 2010].....	40
Encart 5 – Extrait de « Le prix d’une vie » - magazine canadien L’actualité, [TRUDEL, 2013].....	66
Encart 6 – Extrait de l’étude CERTU-INRETS-LET : « 10 ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique » [NICOLAS et al., 2002].....	76
Encart 7 – Méthode de détermination du coût des impacts environnementaux de l’activité économique moyenne, extrait de [D4E,2007],.....	88
Encart 8 – Détermination du kWh marginal, extrait de la note ADEME-RTE sur le contenu CO ₂ du kWh [2007].....	104
Encart 9 –Recyclage en tuyaux du PEhD issu d’emballages ménagers, répartition des bénéfices environnementaux, tiré de [NICKLAUS, 2010].....	108
Encart 10 – Les missions de l’Agence Parisienne du Climat :.....	125
Encart 11 – Extrait de la conclusion de la note de synthèse ADEME « Bilan environnemental du chauffage collectif (avec réseau de chaleur) et industriel au bois » [2005].....	133
Encart 12 – Implantations des ateliers et garages du STPP et des sites de traitement et de tri du SYCTOM en 2007.....	141
Encart 13 – Emissions de dioxines et furanes.....	144
Encart 14 – Evolution des taux de TGAP par mode de traitement des déchets.....	149
Encart 15 – Extrait de l’annexe du décret n° 2000-404 du 11 mai 2000, indicateurs techniques.....	150
Encart 16 – Extraits de l’étude d’impact du projet de loi programme du Grenelle de l’Environnement [MEEDDAT, 2008].....	152
Encart 17 – Bennes thermiques du parc STPP en 2007 : caractéristiques et utilisation, adapté de [DOMERGUE, 2009].....	161
Encart 18 – Caractéristiques des bennes de [PLASSAT, 2005] et du parc STPP 2007.....	163
Encart 19 – Estimation des parts de haut-le-pied selon les gabarits de bennes.....	164
Encart 20 – Coefficients kWh/km pour le parc du STPP en 2007.....	165
Encart 21 – Tonnages de déchets parisiens recyclés en 2007.....	171
Encart 22 – Détermination des émissions de polluants atmosphériques de l’incinération : 1 ^{ère} méthode.....	173
Encart 23 – Détermination des émissions de polluants atmosphériques de l’incinération : 2 ^{ème} méthode.....	173
Encart 24 – Estimation du coût environnemental de transport des déchets par poids lourds en centre d’enfouissement.....	177
Encart 25 – Récapitulatif des incertitudes quantitatives et fourchettes des FM pour collecte, incinération et recyclage.....	190
Encart 26 – Données d’impacts environnementaux des 19 incinérateurs d’Ile de France en 2007 [ORDIF, 2009].....	202
Encart 27 – Hypothèses de densités de population pour les comparaisons entre incinérateurs d’Ile de France..	203
Encart 28 – Coûts budgétaires et environnementaux de la gestion des déchets à Paris en 2007, bilans collecte et traitement.....	205
Encart 29 – Extrait de [CGDD, 2009a] : les moindres nuisances environnementales du recyclage.....	211
Encart 30 – Evolution du prix du gasoil et du GNV selon les scénarios a-1 et a-2.....	225
Encart 31 – Scénarios d’évolution des FM du CO ₂ , des polluants atmosphériques et des matières premières..	225

II. Table des figures

Figure 1 – Composantes de l’empreinte écologique de la France en 2005, source GFN, tiré de [CGDD, 2010] .	38
Figure 2 – Définitions des composantes de la valeur économique totale, tiré de [DOMERGUE, 2003b].....	47
Figure 3 - Représentation du surplus et de sa variation [DOMERGUE, 2003a].....	48
Figure 4 – Equivalence monnaie-nature selon MILANESI [2009].....	56
Figure 5 – Représentation de la valeur statistique de la vie humaine (VSL), tiré de [BIAUSQUE, 2001].....	61
Figure 6 – Evolution du taux d’actualisation suivant les plans successifs du CGP.....	73
Figure 7 – Logigramme de monétarisation du bilan environnemental d’un processus.....	80
Figure 8 – Etapes principales de l’analyse des voies d’impact d’ExternE, tiré de [FRIEDRICH, RABL et SPADARO, 2001].....	82
Figure 9 – Processus itératif $x_{i+1}=f(x_i)$	87
Figure 10 – Approche coûts/avantages, source CAS, tiré de [SETRA, 2010].....	90

Figure 11 – Approche coût/avantages : variation de la valeur d'équilibre, tiré de [SETRA, 2010].....	90
Figure 12 – Composition des pneus, tiré de [Michelin, 2004].....	100
Figure 13 – Répartition des bénéfices environnementaux du recyclage des multimatériaux (MM) à Paris en 2007	107
Figure 14 – Puissance photovoltaïque installée en France de 2005 à 2014, en MWc, sources : In Numeri, CRE, SOeS dans [ADEME, 2015].....	115
Figure 15 – Historique des tarifs d'achat de l'électricité photovoltaïque de 2002 à mars 2016, source : http://www.photovoltaique.info/	116
Figure 16 – Coûts et bénéfices sur 30 ans (environnement et budget) des installations photovoltaïques, tarifs d'achat de fin 2011	124
Figure 17 – Coût environnemental monétarisé de la production de chaleur de 1 MWh utile de 6 solutions de chauffage, hors impacts des polluants atmosphériques sur la santé	128
Figure 18 – Comparaison du bilan environnemental seul et du bilan environnemental et santé pour le chauffage collectif bois, gaz, fioul et individuel électrique	129
Figure 19 – Comparaison du bilan environnemental seul et du bilan santé-environnement pour le chauffage collectif bois, gaz, fioul et électricité, en prenant en compte de moindres émissions atmosphériques.....	130
Figure 20 – Comparaison du bilan environnemental monétarisé pour 1 MWh de chauffage collectif et 1 MWh d'électricité photovoltaïque.....	131
Figure 21 – Modes de traitement des déchets ménagers en France en 2006 [CGDD, 2009b]	138
Figure 22 – Traitement des déchets ménagers et assimilés, données France2005 et Paris 2007.....	139
Figure 23 – Modes de traitement des déchets municipaux dans 7 pays européens en 2006, tiré de [CGDD, 2009]	140
Figure 24 – Filières de collecte et traitement des déchets ménagers à Paris en 2007 [Mairie de Paris, 2007]....	142
Figure 25 – Evolution de la production d'ordures ménagères entre 1960 et 2006 en France, Source : site Internet ADEME [consulté en 2007, non disponible en 2015].....	143
Figure 26 – Schéma récapitulatif des impacts environnementaux collecte, recyclage et incinération	145
Figure 27 – Le point vert.....	148
Figure 28 – Effet de la TGAP sur le coût budgétaire net des modes de traitement des déchets (en €/t), tiré de [CGDD, 2009a]	149
Figure 29 – Parts des émissions de polluants atmosphériques des bennes gasoil et GNV en 2007	166
Figure 30 – Parts des principaux impacts monétarisés de la collecte des déchets à Paris en régie	169
Figure 31 – Coûts environnementaux monétarisés des collectes OM et MM en régie.....	170
Figure 32 – Coûts environnementaux monétarisés des collectes OM et MM au privé	170
Figure 33 – Bénéfices (+) et coûts (-) environnementaux monétarisés de l'incinération des déchets dans les UIOM du SYCTOM	176
Figure 34 – Part des émissions de polluants atmosphériques de la gestion des déchets à Paris par rapport aux émissions nationales tous secteurs confondus	179
Figure 35 – Bénéfices et coûts environnementaux de l'incinération, parts des impacts monétarisés.....	182
Figure 36 – Répartition des bénéfices environnementaux du recyclage des multimatériaux à Paris en 2007	183
Figure 37 – Cumul des incertitudes quantitatives et des variations des FM : effets par aspect environnemental pour collecte, recyclage, incinération et bilan général	189
Figure 38 – Effets respectifs des incertitudes sur flux physiques et des variations des FM.....	189
Figure 39 – Effet des incertitudes cumulées sur le bilan de la gestion des déchets à Paris : évolution d'un seul FM à la fois	191
Figure 40 – Résultats avec une réduction de la fourchette des FM de 24% (le bilan général reste toujours un bénéfice).....	191
Figure 41 – Effet des incertitudes cumulées : cumul des incertitudes de tous les aspects environnementaux....	192
Figure 42 – Emissions et évitements de polluants atmosphériques liés à l'incinération de 795 000 t, comparaison des données quantitatives et monétarisées (en t/an sauf dioxines/furannes : mg/an, et en M€/an)	193
Figure 43 – Coûts environnementaux par kilomètre des bennes du parc 2007 du STPP (classement des types de bennes de A à M par gabarit croissant), source [DOMERGUE, 2009]	199
Figure 44 – Flux d'impacts environnementaux des incinérateurs d'Ile de France (SYCTOM et hors SYCTOM) : données quantitatives (en haut) et monétarisée (en bas).....	204
Figure 45 – Taux de recyclage effectif par rapport au gisement potentiel de matières premières secondaires, données ADEME de 2005 [ADEME, 2007] et Paris de 2007[Mairie de Paris, 2007]	208
Figure 46 – Consommations moyennes des bennes diesel du STPP en 2007 (par gabarit : étroit, moyen, large)	215
Figure 47 – Evolution des normes d'émission des poids lourds (cycle ESC) : Euro 1 à Euro 6.....	216
Figure 48 – Evolution du cours du pétrole 2000-2015 (baril de Brent), Source : INSEE, tiré de : https://www.lcl.com/guides-pratiques/zooms-economiques/petrole-carburant.jsp	217
Figure 49 – Evolution du prix du baril de pétrole (\$/baril), tiré de [WAISMAN, ROZENBERG, SASSI et HOURCADE, 2010].....	218
Figure 50 – Projection du prix des énergies de 2000 à 2050 en \$ ₂₀₀₅ , modèle TIAM, tiré de [SELOSSE, ASSOUMOU et MAÏZI, 2009]	219

Figure 51 – Evolution du prix du litre de gasoil et du Nm ³ de GNV selon la tendance d'évolution du prix du pétrole du modèle TIAM.....	219
Figure 52 – Evolution du prix des carburants des bennes suivant la règle de Hotelling.....	219
Figure 53 – Comparaison des deux scénarios d'évolution du prix du carburant : TIAM et Hotelling.....	219
Figure 54 – Evolution du coût de la tonne de CO ₂ selon les scénarios b-1 et b-2, adapté du graphique du CAS [2009].....	221
Figure 55 – Evolution de la valeur du CO ₂ selon les scénarios b-1 et b-2, actualisée et non actualisée.....	221
Figure 56 – Hypothèse d'évolution logarithmique des facteurs de monétarisation des polluants atmosphériques.....	223
Figure 57 – Evolution des facteurs de monétarisation sur 30 ans : base 1 en 2010.....	224
Figure 58 – Hypothèses de répartition des 230 bennes du parc régie durant 30 ans.....	226
Figure 59 – Evolution du coût environnemental de la collecte en €/km (non actualisé).....	226
Figure 60 – Coût environnemental de la collecte des déchets en régie à Paris, 2010 à 2040, scénarios bas et haut.....	227
Figure 61 – Evolution du coût environnemental des polluants atmosphériques des bennes en €/km, évolution naturelle avec et sans (REF) évolution du FM.....	227
Figure 62 – Coûts environnementaux monétarisés de la collecte des déchets à Paris en 2007 et 2035 selon scénarios bas et hauts des FM.....	228
Figure 63 – Répartition des impacts monétarisés de la collecte en 2007 et 2035 : évolution naturelle du parc et scénarios d'évolution bas et hauts des FM.....	229
Figure 64 – Evolution du bilan environnemental de la tonne incinérée de 2010 à 2039 : scénarios bas et hauts des FM.....	230
Figure 65 – Evolution des FM matières premières, polluants atmosphériques et cumul des FM énergie et CO ₂	231
Figure 66 – Bénéfice environnemental du recyclage avec évolution des FM.....	231
Figure 67 – Bénéfice environnemental du recyclage selon les scénarios d'évolution des FM (bas, hauts et global).....	232
Figure 68 – Bénéfice environnemental de la gestion des déchets à Paris avec scénarios d'évolution des FM ...	232
Figure 69 – Evolution comparée des bénéfices environnementaux monétarisés de la gestion des déchets selon scénarios bas et haut.....	233
Figure 70 – Gains environnementaux monétarisés et actualisés sur 10 ans pour 3 actions d'amélioration du bilan environnemental de la collecte.....	237
Figure 71 – Actions A1 à A3 : deux représentations des flux physiques d'impacts environnementaux (variation des unités représentées).....	238
Figure 72 – Actions A1 à A3 : rapport entre gain environnemental monétarisé et budget investi sur 10 ans (VAN 2010).....	238
Figure 73 – Gain environnemental en fonction des budgets B1 à B5 investis.....	245
Figure 74 – Illustration simplifiée du dilemme entre précision et pertinence présenté par AMBROSI [2004] ..	255
Figure 75 – Illustration du dilemme entre précision et pertinence dans le choix de la fourchette de variation des FM.....	255

III. Table des tableaux

Tableau 1 – Exemple de classification d'échelle d'impact environnemental : impact global, impact local, tiré de [AMORCE, 2005].....	21
Tableau 2 – Etude d'impact environnementale modifiés par le décret 2011-2019 du 29 décembre 2011, éléments liés à l'évaluation environnementale.....	35
Tableau 3 – Récapitulatif des méthodes d'analyse environnementale.....	43
Tableau 4 – Pertes d'années de vie en raison de la pollution atmosphérique (décès de personnes de plus de 30 ans), tiré de l'annexe 9 du rapport Boiteux [BOITEUX, 2001].....	63
Tableau 5 – Valeur de la vie sauvée en Europe en k€ ₉₉₅ , tiré de [NICOLAS et al., 2002].....	64
Tableau 6 – Récapitulatif des notions et facteurs de monétarisation d'ExternE pour l'évaluation de la valeur de la vie humaine.....	65
Tableau 7 – Valeurs de morbidité d'ExternE [European Commission, 2005], en €2000.....	66
Tableau 8 – Evaluations qualitatives et monétarisées des bénéfices environnementaux présentes dans l'étude d'impact du projet de programme du Grenelle de l'Environnement, données [MEEDDAT, 2008].....	70
Tableau 9 – Facteurs de monétarisation de la directive 2009/33/CE relative à la promotion de véhicules de transport routier propres et économes en énergie, coûts des émissions dans le transport routier (prix 2007).....	71
Tableau 10 – Facteurs de monétarisation du rapport Boiteux [BOITEUX, 2001] et de l'instruction cadre sur les transports [MINISTERE DES TRANSPORTS, 2005].....	81
Tableau 11 – Récapitulatif des informations clés de la synthèse de l'étude du Centre d'Analyse Stratégique [SETRA, 2010] pour les horizons temporels actuels.....	91
Tableau 12 – Effets nocifs des cinq principaux polluants atmosphériques.....	92

Tableau 13 - Facteurs de monétarisation utilisés par l'ADEME pour le milieu urbain dense en € ₂₀₀₅ [PLASSAT, 2005].....	92
Tableau 14 – FM des polluants atmosphériques retenus pour le présent mémoire pour la densité de population de Paris	93
Tableau 15 – Comparaison des FM polluants atmosphériques retenus aux valeurs non pondérées de [D4E, 2007]	93
Tableau 16 – Correctifs des FM des polluants atmosphériques, données [D4E, 2007] tirés des fondements méthodologiques d'ExternE.....	93
Tableau 17 – Synthèse des facteurs correctifs de la densité de population pour la monétarisation des polluants atmosphériques tirés de différentes études	94
Tableau 18 – Bilan carbone du site Seine Aval du SIAAP, tiré de [MAIRIE DE PARIS, 2009]	98
Tableau 19 – Bilan environnemental de la production de papier ordinaire et de papier recyclé non blanchi, données tirées de [REPUBLIQUE ET CANTON DE GENEVE, 2001].....	100
Tableau 20 – Composants des coûts totaux des nuisances des poids lourds dans l'étude D4E [2007]	101
Tableau 21 – Coût économique de la démolition des véhicules hors d'usage, tiré de [ADEME, 2003]	102
Tableau 22 – Contenu CO ₂ de l'électricité en France selon son usage, tiré de [ADEME et RTE, 2007].....	103
Tableau 23 – Coûts externes pour la production d'électricité dans l'UE (en cts€ kWh), tiré de [EUROPEAN COMMISSION, 2003].....	103
Tableau 24 – Contenu marginal en CO ₂ du kWh électrique en France, approches moyenne et marginale, données [ADEME–RTE, 2007] en gCO ₂ /kWh	105
Tableau 25 – Différence de coûts environnementaux entre recyclage et élimination d'une tonne supplémentaire de verre d'emballage, d'aluminium, de papiers et de plastique, tiré de [NICKLAUS, 2010].....	106
Tableau 26 – Economies de matières premières et d'énergie réalisées au SYCTOM grâce à la collecte sélective en 2007 [MAIRIE de PARIS, 2007]	106
Tableau 27 – FM de 5 matériaux recyclés établis à partir des quantités figurant dans [Mairie de Paris, 2007]..	107
Tableau 28 – Facteurs de monétarisation « UNITAIRES » ou « MONO-IMPACT »	109
Tableau 29 – Facteurs de monétarisation « COMPOSITES » ou « MULTI-IMPACTS »	110
Tableau 30 – Facteurs de monétarisation du recyclage des déchets.....	110
Tableau 31 – Inventaire du cycle de vie simplifié de modules silicium multicristallin, tiré de [HESPUL, 2009]	118
Tableau 32 – FM de l'instruction cadre transports de 2004 pour le transport routier non collectif (en € ₂₀₀₀ /100 véh.km).....	121
Tableau 33 – Bilan financier de la vente d'électricité photovoltaïque selon le tarif d'achat (tarifs fin 2011) pour une installation de 10 m ² (1 kWc).....	123
Tableau 34– Bilan financier et environnemental sur 30 ans d'une installation photovoltaïque à Paris en 2011.	123
Tableau 35 – Impacts du cycle de vie du chauffage collectif au bois comparé à 3 énergies classiques (gaz, fioul, électricité) pour 1 MWh de chaleur utile chez l'utilisateur, données [ADEME, 2005].....	127
Tableau 36 – Facteurs d'émission et émissions nationales des appareils de chauffage au fioul, gaz naturel et bois dans le secteur domestique en 2005, tiré de [ADEME et MEEDDM, 2009], données CITEPA	128
Tableau 37 – Monétarisation des flux quantitatifs d'impacts pour 1 MWh utile de chauffage pour différentes densités de population.....	129
Tableau 38 – Choix ou orientations marquantes dans la gestion des déchets depuis la fin de XIX ^{ème} siècle	154
Tableau 39 – Synthèse de la connaissance des coûts et bénéfices environnementaux des différentes filières de gestion des déchets (en €constants 2000), tiré de [CHEZE et ARNOLD, 2005]	157
Tableau 40 - Polluants atmosphériques : coefficients multiplicateurs retenus pour la phase collecte par rapport à la phase haut-le-pied	164
Tableau 41 – Récapitulatif de la méthode mise au point pour déterminer les émissions de polluants atmosphériques des bennes, tiré de [DOMERGUE, 2009].....	165
Tableau 42 – Bilan environnemental quantitatif et monétarisé de la collecte des déchets à Paris en 2007 en régie	168
Tableau 43 – Bilan environnemental quantitatif et monétarisé de la collecte des déchets à Paris en 2007 au privé	169
Tableau 44 – Bénéfice environnemental des matières premières parisiennes recyclées en 2007	171
Tableau 45 – Valeur retenue à partir des méthodes 1 et 2 pour les émissions de polluants atmosphériques des UIOM du SYCTOM	172
Tableau 46 – Produits issus de l'incinération au SYCTOM en 2007, tiré de [MAIRIE DE PARIS, 2007]	174
Tableau 47 – Bilan quantitatif de l'incinération des déchets au SYCTOM , adapté de [MAIRIE DE PARIS, 2007].....	174
Tableau 48 – Bilan environnemental quantitatif de l'incinération d'une tonne de déchets dans un centre d'incinération du SYCTOM en 2007 pour 795 000 tonnes de déchets incinérés.....	175
Tableau 49 – Densités de population à Paris, Issy, Ivry et Saint Ouen en 2007	175
Tableau 50 – Bilan environnemental monétarisé de l'incinération des déchets parisiens au SYCTOM en 2007	176
Tableau 51 – Bilan des flux quantitatifs d'impacts de la gestion des déchets à Paris en 2007	178
Tableau 52 – Bénéfices et impacts environnementaux quantitatifs de la gestion des déchets à Paris en 2007 ...	179

Tableau 53 – Coûts externes de la collecte des déchets, cas de la France [CHEZE et ARNOLD, 2005], données (EC, 1996a)	180
Tableau 54 – Coûts de la pollution locale des incinérateurs selon différents niveaux de réglementation, tiré de [CHEZE et ARNOLD, 2005](source : Desaignes, Rabl et Sparado [1998])	182
Tableau 55 – Bénéfice externe du recyclage pour différents matériaux, Source : « Planistat (2003), d’après European Commission (1996a) » cité dans [CHEZE et ARNOLD, 2005].....	183
Tableau 56 – Moyennes d’émission de polluants des bennes en g/km, source [WENISCH et OOMS, 2007], chiffres issus d’une étude ADEME de 2003.....	185
Tableau 57 – Transposition des valeurs moyennes ADEME d’émission des bennes à la consommation moyenne de carburant des bennes du STPP	185
Tableau 58 – FM des polluants atmosphériques et tests de sensibilité proposés par le DEFRA (en € ₂₀₀₈ /t), étude 2009 du COMEAP, tiré de [SETRA, 2010]	188
Tableau 59 – Effets des incertitudes : valeurs minimum et maximum pour collecte, incinération, recyclage et bilan général	192
Tableau 60 –Bilan de l’incinération de 795 000 t d’ordures ménagères en 2007 à Paris, comparaison des données quantitatives et monétarisées	193
Tableau 61 – Effet des incertitudes sur le bilan général pour chaque aspect environnemental.....	194
Tableau 62 – Performances des bennes du STPP selon leur motorisation pour le parc de bennes de 2007	198
Tableau 63 – Surcoût environnemental monétarisé de la collecte sélective	200
Tableau 64 – Evolution des tonnages de multimatériaux valorisés entre 2005 et 2007	200
Tableau 65 – Bilan monétarisé de la gestion des déchets, comparaison de 2 scénarios avec l’organisation 2007	201
Tableau 66 – Comparaison des bilans environnementaux des 3 UIOM SYCTOM et des 16 UIOM franciliennes hors SYCTOM pour une densité unique à 10 000 hab./km ²	203
Tableau 67 – Coûts budgétaires et environnementaux de la gestion des déchets à Paris en 2007, bilans OM et MM	206
Tableau 68 – Comparaison des coûts budgétaires et environnementaux de la gestion des déchets sans et avec collecte sélective.....	206
Tableau 69 – Monétarisation des pertes de bénéfice environnemental dues aux multimatériaux non recyclés en France, données [ADEME, 2007].....	209
Tableau 70 – Monétarisation des pertes de bénéfice environnemental dues aux matériaux recyclables non recyclés à Paris, données issues de [MAIRIE DE PARIS, 2007]	209
Tableau 71 – Performances environnementales des bennes de référence 2007, 2014 et hybride 2020.....	217
Tableau 72 – Coût environnemental monétarisé de la collecte des déchets à Paris en 2007 et 2035 : scénarios d’évolution des FM et baisse des émissions de polluants atmosphériques	228
Tableau 73 – Pistes d’amélioration de l’impact environnemental des collectes de déchets, tiré de [ECO- EMBALLAGES et ADEME, 2001]	234
Tableau 74 – Coûts budgétaires et flux quantitatifs et monétarisés des gains environnementaux des 3 actions sélectionnées (VAN 2010)	237
Tableau 75 – Comparaison des indicateurs d’efficience des 3 actions sélectionnées : raisonnement immédiat et calcul économique	239
Tableau 76 – Classement des 3 actions selon le temps de retour sur investissement brut et selon le calcul économique	239
Tableau 77 – Récapitulatif des notations de mise en équation pour un exemple à 5 impacts et 6 actions.....	242

RÉFÉRENCES

- ADEME (2003), *Etude économique sur la filière de traitement des véhicules hors d'usage*, 166 p., disponible en ligne, rapport final (1à3) : http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/25226_rapport_final_vhu_.pdf, rapport final (4à6) : http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/25226_rapport_final_vhu_suite.pdf, Annexes : http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/25226_annexes_rapportfin_vhu_.pdf [consulté le 15 juillet 2015]
- ADEME (2005) *Bilan environnemental du chauffage collectif (avec réseau de chaleur) et industriel au bois, Note de synthèse*, étude réalisée par Bio Intelligence Service pour le compte de l'ADEME, 19 p., disponible en ligne : http://www.ofme.org/bois-energie/documents/Environnement/ACV_Bois_Coll_Ind.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- ADEME (2006) *Évaluation environnementale des plans d'élimination des déchets*, Connaître pour agir - Guides et cahiers techniques, 74 p., disponible en ligne : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/Guide-%C3%A9valuation-plans.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- ADEME (2007) *La collecte des déchets par le service public en France – Résultats année 2005*, 22 p., disponible en ligne : <file:///C:/Users/domergum/Downloads/enquete-collecte.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- ADEME (2008) *Document de réflexion pour l'élaboration d'une stratégie de développement du recyclage en France – Rapport final*, rapport rédigé par ERNST & YOUNG pour le compte de l'ADEME, 128 p., disponible en ligne : http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/56029_rapport_complet_strategie_recyclage.pdf [consulté le 15 juillet 2015]
- ADEME (2009) *Le Bilan annuel du recyclage 1997-2006 : Rapport de synthèse générale et analyse par filière*; Etude réalisée pour le compte de l'ADEME par Jean-Louis PASQUIER et Arthur KIBONGUI de la société In Numeri, 168 p., disponible en ligne : www.ordif.com/public/document.srv?id=12347 [consulté le 15 juillet 2015]
- ADEME (2010) *Bilan Carbone® Entreprises – Collectivités – Territoires, Guide méthodologique - version 6.1 - objectifs et principes de comptabilisation*, 116 p., disponible en ligne : http://associationbilancarbonate.fr/fr/download-file/485/field_fichier/479 [consulté le 15 juillet 2015].
- ADEME (2015) *Filière Photovoltaïque Française : Bilan, Perspectives et Stratégie*, 256 p., disponible en ligne : http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/photov-francaise-bilan-perspective-strategie_1.pdf [consulté le 20 mai 2016]
- ADEME et GDF (2007) *Analyse du Cycle de Vie des modes de valorisation énergétique du biogaz issu de méthanisation de la Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères collectée sélectivement en France*, étude réalisée par RDC-Environnement pour le compte de l'ADEME et Gaz de France, 139 p., disponible en ligne : http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/48358_rapport_acv_biogaz.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- ADEME et MEEDDM (2009) *Le Bois énergie et la qualité de l'air - Note de synthèse*, 17 p., disponible en ligne : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGEC_bois_energie_et_qualite_de_l_airv2mod.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- ADEME et MISSION INTERMINISTERIELLE DE L'EFFET DE SERRE (2005) *Calcul des facteurs d'émissions et sources bibliographiques utilisées* (version 3.0), 194 p., disponible en ligne : http://www.ecoresponsabilite.ecologie.gouv.fr/IMG/facteurs_emissions_V3.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- ADEME et REGION BRETAGNE (s.d.) *L'énergie photovoltaïque, conseils et retours d'expérience en Bretagne - Rassemblons nos énergies*, 40 p., disponible en ligne : <http://www3.ademe.fr/bretagne/upload/projet/fichier/102fichier.pdf> [consulté le 15 juillet 2015]
- ADEME et RTE (2007) *Le contenu en CO2 du kWh électrique : Avantages comparés du contenu marginal et du contenu par usages sur la base de l'historique- Note détaillée*, version finale du 8 octobre 2007, 7 p., disponible en ligne : <http://www.agirpourenvironnement.org/pdf/contenuCO2longue.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- AFGNV (2004) *Guide de bonne mise en œuvre des bennes à ordures ménagères au GNV*, France : Association française du gaz naturel pour véhicules (AFGNV), 50 p.

- AIR PARIF (2005) Campagne de mesure des dioxines et furannes dans l'air ambiant : bibliographie et résumé technique, 22 p., disponible en ligne : http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/dioxines_resume.pdf [consulté le 5 juin 2016]
- AIR PARIF (2013), Bilan des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en Île de France pour l'année 2010 et historique 2000-2005 – Méthodologie et résultats, 105 p., disponible en ligne : http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/inventaire-emissions-idf-2010-rapport-130731.pdf [consulté le 5 juin 2016]
- ALLAIS Maurice (1945), *Economie pure et rendement social – Contribution de la science économique moderne à la construction d'une économie de bien-être*, 72 p., réédition 2006 par Dalloz de la publication de 1945 par Sisley.
- AMBROSI Philippe (2004) *Amplitude et calendrier des politiques de réduction des émissions face aux risques climatiques : leçons des modèles intégrés*, thèse de doctorat, EHESS, 410 p., disponible en ligne : http://www.centre-cired.fr/IMG/pdf/These_PhilippeAmbrosi.pdf [consulté le 15 juillet 2015]
- ARROW K., SOLOW R., PORTNEY P. R., LEAMER E. E., RADNER R. et SCHUMAN H (1993) *Report of the NOAA panel on Contingent Valuation*, Washington D.C, Federal Register, 58, p. 4501-4514, disponible en ligne : http://www.economia.unimib.it/DATA/moduli/7_6067/materiale/noaa%20report.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- ATTAR Michèle (2008) *Les enjeux de la gestion des déchets ménagers et assimilés en France en 2008*, Les avis et rapports du conseil économique et social, Avis du Conseil économique et social présenté par Mme Michèle Attar, rapporteur au nom de la section du cadre de vie, 140 p., disponible en ligne : <http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/084000287/0000.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- BANCEL Franck et CEDDAHA Franck (1999) Vers une prime de risque unique ?, *Les Cahiers de Recherche*, Série Economie et finance n° 99-143, ESCP, Paris, 28 p., disponible en ligne : <http://www.vernimmen.net/ftp/primederisque.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- BARDE Jean-Philippe (1992) *Economie et politique de l'environnement*, Paris, PUF, collection L'économiste, 383 p.
- BEAUMAIS Olivier (2009) Monétarisation du non-marchand : quelle place dans la définition et la mise en œuvre des politiques de l'environnement ?, *Réflexions sur la croissance verte*, Un dossier en ligne de la Lettre de l'AFSE (Association Française des Sciences Economiques), disponible en ligne : http://ses.ens-lyon.fr/1253632930184/0/fiche_article/
- BELL ML et DAVIS DL (2001) Reassessment of the Lethal London Fog of 1952: Novel Indicators of Acute and Chronic Consequences of Acute Exposure to Air Pollution, *Environmental Health Perspectives*, volume 109 / supplément 3 / juin 2001, p. 389-394, disponible en ligne : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1240556/> [consulté le 15 juillet 2015].
- BERNARD Alain (2004) *Repenser le calcul économique public*, Conseil Général des Ponts et Chaussées, 21 p., disponible en ligne : <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Temis/0070/Temis-0070380/17421.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- BIAUSQUE Vincent (2001) *Valeur de la vie humaine : une méta-analyse*, OCDE, Paris, 35 p., disponible en ligne : [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?cote=ENV/EPOC/WPNEP\(2010\)9/FINAL_&doclanguage=fr](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?cote=ENV/EPOC/WPNEP(2010)9/FINAL_&doclanguage=fr) [consulté le 15 juillet 2015].
- BOITEUX Marcel (2001), *Transports : choix des investissements et coût des nuisances*, Commissariat général du plan, Paris : La Documentation française, 325 pages, disponible en ligne : <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/014000434.pdf> [consulté le 15 juillet 2015], Résumé de 5 page, texte issu de la lettre du Commissariat Général du Plan n°58, juin 2001, *Le Rapport Boiteux / Transports : choix des investissements et coût des nuisances*, 5 p., disponible en ligne : http://olegk.free.fr/metro/108_109/PDF108/04Boiteux.pdf [consulté le 15 juillet 2015]
- BONNIEUX François (1998) Principes, mise en œuvre et limites de l'évaluation contingente, *Economie publique*, n°1998/1, p. 45-87, disponible en ligne : <http://economiepublique.revues.org/1828?file=1> [consulté le 15 juillet 2015]
- BOULEAU Nicolas (2013) L'efficacité : une imposture scientifique réussie ? *Finance et environnement*, 68 p., disponible en ligne : http://www.univ-paris13.fr/CEPN/IMG/pdf/texte_seminaire_240114.pdf [consulté le 15 juillet 2015]

- BOURDIN Joël, ANDRÉ Pierre et PLANCADE Jean-Pierre (2004) *Placer l'évaluation des politiques publiques au cœur de la réforme de l'État*, Rapport d'information n° 392 fait au nom de la délégation du Sénat pour la planification, 416 p., disponible en ligne : <http://www.senat.fr/rap/r03-392/r03-3921.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- BOSTEDT Göran (1997), *Public goods in Swedish forests / Essays on nonmarket valuation and environmental policy* - Doctoral thesis- Swedish University of Agricultural Sciences, 216 p.
- CAS (2009) La valeur tutélaire du carbone : rapport de la commission présidée par Alain Quinet, *Rapports et documents n°16*, Centre d'Analyse Stratégique (CAS), La documentation française, 110 p., disponible en ligne : <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/094000195.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- CHANEL Olivier, MASSON Serge, SCAPECCHI Pascale et VERGNAUD Jean-Christophe (1999) *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française : Une approche européenne*, Etude réalisée pour le compte de l'ADEME dans le cadre du programme PREDIT par BETA, EUREQua et GREQAM, 62 p. ; disponible en ligne : <http://www.innovations-transport.fr/IMG/pdf/223-RADEME1.pdf> [consulté le 15 juillet 2015]
- CHANEL Olivier et VERGNAUD Jean-Christophe (2001) *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un « état de l'art » pluridisciplinaire*, EUREQua-GREQAM, rapport final dans le cadre de l'Institut d'Economie Publique, 246 p., disponible en ligne : <http://www.innovations-transport.fr/IMG/pdf/170-R99MT81.pdf> [consulté le 15 juillet 2015]
- CHARPIN Jean-Michel, DESSUS Benjamin et PELLAT René (2000), *Étude économique prospective de la filière électrique nucléaire*, Rapport au 1er ministre, 291 p., disponible en ligne : http://sfp.in2p3.fr/Debat/debat_energie/Nucleaire/CDP-Nucleaire.pdf [consulté le 15 juillet 2015]
- CHARPIN Jean-Michel, SINÉ Alexandre, HELLEISEN Philippe, TLILI Cécile, TRINK Claude et STOFFAES Christian (2010) *Mission relative à la régulation et au développement de la filière photovoltaïque en France : rapport final*, Inspection Générale des Finances, Conseil Général de l'Industrie, de l'énergie et des technologies (CGIET), Paris : Ministère de l'économie, de l'industrie et de l'emploi, 113 p., disponible en ligne : http://www.cgiet.org/documents/2010_07_31_1_Rapport_Regulation_et_developpement_filiere_photovoltaïque_en_france.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- CHEVASSON Guillaume (2007), *Le calcul économique à l'épreuve des contraintes du secteur des transports routiers*, thèse de doctorat, Sciences économiques mention Economie des Transports, Université Lyon 2, 249 p., disponible en ligne : <http://theses.univ-lyon2.fr/documents/getpart.php?id=1026&action=pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- CHEVASSUS-AU-LOUIS Bernard, SALLES Jean-Michel, BIELSA Sabine, RICHARD Dominique, MARTIN Gilles et PUJOL Jean-Luc (2009) *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes ? Contribution à la décision publique*, Centre d'Analyse Stratégique, Paris, 376 p., disponible en ligne : <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/094000203.pdf> [consulté le 15 juillet 2015]
- CHEVASSUS-AU-LOUIS Bernard, SALLES Jean-Michel, DUBROMEL Michel et BUREAU Dominique (2015) La prise en compte de la biodiversité dans le calcul socioéconomique, *L'évaluation socioéconomique des investissements publics : la prise en compte des externalités environnementales dans le calcul socioéconomique*, actes du colloque du 2 avril 2015, exposés et échanges avec la salle, France Stratégie, p. 25-44, disponible en ligne : http://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/150526colloque_calcul_socioeconomique.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- CHEZE Benoît et ARNOLD olivier (2005) *Les études de monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets*, Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables, Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale (D4E), document de travail : études – méthodes - synthèses, N° 05-S03, Paris, 50 p., disponible en ligne : <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Temis/0062/Temis-0062970/18069.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- CGDD (2009a) Le point sur La rénovation de la taxe sur les déchets ménagers : l'impulsion du Grenelle pour moins de déchets et plus de recyclage, *Economie et évaluation n°16*, Commissariat général au développement durable (CGDD), 4 p., disponible en ligne : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/spipwwwmedad/pdf/Le_point_sur_Dechets_menagers_cle06775b-1.pdf [consulté le 15 juillet 2015].

- CGDD (2009b) *Production et traitement des déchets en France en 2006*, Etudes et documents n°9 – juin 2009, Commissariat général du développement durable (CGDD), 36 p., disponible en ligne : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/spipwwwmedad/pdf/etudes_documentsN9_01_cle6f4513.pdf [consulté le 5 juin 2016]
- CGDD (2010) *Une expertise de l'empreinte écologique*, Etudes et documents n°16 - janvier 2010, Commissariat général du développement durable (CGDD), 98 p., disponible en ligne : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED16_cle584d56_1_.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- CGSP (2013) L'évaluation socio-économique des investissements publics : Rapport de la mission présidée par Emile Quinet, *Rapports & Documents*, Commissariat Général à la stratégie et à la Prospective (CGSP), 352 p., disponible en ligne : http://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/cgsp_evaluation_socioeconomique_29072014.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- COMMISSION WALLONNE POUR L'ENERGIE (2004) *Rapport sur « Les coefficients d'émission de CO2 des filières de production d'électricité verte, définis en application de l'article 38, § 2, du décret du 12 avril 2001 relatif à l'organisation du marché régional de l'électricité »*, 7 p.
- CONSEIL GENERAL DES PONTS ET CHAUSSEES et DIRECTION DE LA PREVISION (1997) *Transports urbains et calcul économique*, document de travail n°97-1, Ministère de l'Economie et des Finances : Paris, 75 p., disponible en ligne : <https://www.tresor.economie.gouv.fr/file/326682> [consulté le 15 juillet 2015].
- CREMER Jacques et GOLLIER Christian (2007) Pour une dépense publique plus efficace, *Les Echos* n°19907 du 26 Avril 2007, p. 17, disponible en ligne : http://www.lesechos.fr/26/04/2007/LesEchos/19907-090-ECH_pour-une-depense-publique-plus-efficace.htm [consulté le 15 juillet 2015].
- D4E (2007) *Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications*, Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables, Collection « Études et synthèses » de la Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale (D4E), document réalisé pour le compte de la D4E par le cabinet RDC Environnement, 143 p., disponible en ligne : <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Temis/0062/Temis-0062814/18016.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- DEFRA (2006) *Damage costs for air pollution - Final Report to DEFRA* (Department for Environment, Food and Rural Affairs) by AEA Technology, 30 p., disponible en ligne : http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=EP01013_4724_FRP.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- DELATTRE Fabien et VERON Adrien (2005) Taux d'actualisation public et calcul économique, *Diagnostics Prévisions et Analyses Économiques* N° 84, Ministère de l'Economie, des finances et de l'Industrie, Direction Générale du Trésor et de la Politique Économique, 8 p., disponible en ligne : <https://www.tresor.economie.gouv.fr/file/326785> [consulté le 15 juillet 2015].
- DESAIGUES Brigitte et POINT Patrick (1993), *Economie du patrimoine naturel*, Economica , 317 p.
- DGMT (2006) *Des camions de plus en plus propres*, Ministère du transport, de l'équipement, du tourisme et de la mer, Direction générale de la Mer et des Transports (DGMT), 2 p.
- DIAMOND Peter A. et HAUSMAN Jerry A. (1994) Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number?, *The Journal of Economic Perspectives* - Volume 8, N°4, p.45-64, disponible en ligne : <http://www.jstor.org/discover/10.2307/2138338?sid=21105420984121&uid=3738016&uid=4&uid=2> [consulté le 15 juillet 2015].
- Diesel, « le zéro rejet » en ligne de mire (2008), *L'Usine Nouvelle* n° 3090, semaine du 28 février au 5 mars 2008, p. 81-82
- Directive 75/442/CEE du 15 juillet 1975 du Conseil relative aux déchets, disponible en ligne : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:31975L0442> [consulté le 15 juillet 2015].
- Directive 91/156/CEE du 18 mars 1991 du Conseil modifiant la directive 75/442/CEE du Conseil du 15 juillet 1975 relative aux déchets, disponible en ligne : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:31991L0156> [consulté le 15 juillet 2015].
- Directive 2001/42/CE du 27 juin 2001 du Parlement européen et du Conseil relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement, disponible en ligne : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32001L0042>, synthèse disponible en ligne :

http://europa.eu/legislation_summaries/environment/general_provisions/l28036_fr.htm [consulté le 15 juillet 2015]

- Directive 2005/55/CE du 28 septembre 2005 du Parlement européen et du Conseil *concernant le rapprochement des législations des États membres relatives aux mesures à prendre contre les émissions de gaz polluants et de particules polluantes provenant des moteurs à allumage par compression destinés à la propulsion des véhicules et les émissions de gaz polluants provenant des moteurs à allumage commandé fonctionnant au gaz naturel ou au gaz de pétrole liquéfié et destinés à la propulsion des véhicules*, disponible en ligne : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000703170&categorieLien=id> [consulté le 15 juillet 2015].
- Directive 2008/98/CE du 19 novembre 2008 du Parlement Européen et du Conseil *relative aux déchets et abrogeant certaines directives* [dite directive cadre déchets], disponible en ligne : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:fr:PDF> [consulté le 15 juillet 2015].
- DOMERGUE Magali (2003a) *Evaluation et indicateurs des valeurs non marchandes de la forêt*, thèse professionnelle, mastère Management Public et Maîtrise Technique, ENPC, 131 pages.
- DOMERGUE Magali (2003b) *Evaluation des fonctions non marchandes de la forêt, Rendez-vous technique n°1*, ONF, p. 17-20, disponible en ligne : file:///C:/Users/magali/Downloads/rdvt1_art4.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- DOMERGUE Magali (2009) *L'impact des activités du STPP sur l'environnement - CAHIER 2 : analyse environnementale*, Mairie de Paris, Direction de la Propreté et de l'Eau, document de travail interne, 231 p.
- DUBOIS B. (2007) *Etude de la maîtrise de la consommation d'énergie des bennes de collecte des ordures ménagères, TSM n°7/8 2007, p.67-71*, Véolia Environnement R & D Propreté (CRPE), disponible en ligne : <http://tsm.astee.org/articles/tsm/abs/2007/07/tsm20077-8p67/tsm20077-8p67.html> [consulté le 15 juillet 2015].
- DUPUIT Jules (1844) *De la mesure de l'utilité des travaux publics (1844)*, publié dans la Revue française d'économie, Année 1995, Volume 10, n°2, p. 55-94, disponible en ligne : http://www.persee.fr/web/revues/home/prescript/article/rfec0_0769-0479_1995_num_10_2_978 [consulté le 15 juillet 2015].
- EAU DE PARIS (2007), *Notre engagement pour l'environnement - Rapport de développement durable*, 13 p.
- ECO-EMBALLAGES et ADEME (2001) *Déchets ménagers : leviers d'améliorations des impacts environnementaux*, octobre 2001, 62 p., Co-édition ADEME/ECO-EMBALLAGES, disponible en ligne : <http://www.ecoemballages.fr/fileadmin/contribution/pdf/instit/etudes/dechets-menagers-leviers-amelioration-impacts.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- EPL (2009) *Guide de recommandations - les EPL et le photovoltaïque : modalités d'intervention des collectivités territoriales*, Guide de la Fédération des entreprises publiques locales (EPL) avec le soutien de l'ADEME et de l'ANSEME (Association nationale des Sem d'Énergie), 32 p, disponible en ligne : http://www.photovoltaique.info/IMG/pdf/guideepl_bat_imprimeur.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- EUROPEAN COMMISSION (1998) *ExternE : Externalities of Energy Vol.7 Methodology 1998 update*, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities 535 p., disponible en ligne : http://bookshop.europa.eu/ga/externe-pbCGNA19083/downloads/CG-NA-19-083-EN-C/CGNA19083ENC_001.pdf;pgid=y8dIS7GUWmSR0EAIMEUUsWb0000nGq3eDi3;sid=vpLmj3Wv8P_mlibv-FV4KBeKHFGa33J8uEE=?FileName=CGNA19083ENC_001.pdf&SKU=CGNA19083ENC_PDF&CatalogueNumber=CG-NA-19-083-EN-C [consulté le 15 juillet 2015]
- EUROPEAN COMMISSION (2003) *External Costs : Research results on socio-environmental damages due to electricity and transport*, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003, 28 p., disponible en ligne : http://ec.europa.eu/research/energy/pdf/externe_en.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- EUROPEAN COMMISSION (2005), *ExternE -Externalities of Energy : Methodology 2005 Update* , Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 270 p., disponible en ligne : http://ec.europa.eu/research/energy/pdf/kina_en.pdf [consulté le 15 juillet 2015]

- EUROPEAN COMMISSION (2009), *Rapport de la Commission du 14 septembre 2009 sur l'application et l'efficacité de la directive relative à l'évaluation stratégique environnementale* (directive 2001/42/CE), 2009, 14 p. [COM(2009) 469 final – Non publié au Journal officiel], disponible en ligne : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2009:0469:FIN:FR:PDF> [consulté le 15 juillet 2015].
- FNTV et ADEME (2007), *Fiches conseil environnement ; Energie : quelles filière technologique pour les autocars ?*, Fédération nationale des transports de voyageurs (FNTV) et ADEME, 33 p., disponible en ligne : http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/38596_filieres-autocars.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- FORTIN Marie-José (2009) L'Évaluation environnementale de grands projets industriels : potentialités et limites pour la gouvernance territoriale, *Vertigo - La revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 9 Numéro 1 / mai 2009, mis en ligne le 05 juin 2009 : <http://vertigo.revues.org/8505> [consulté le 15 juillet 2015].
- FRIEDRICH Rainer, RABL Ari et SPADARO Joseph V. (2001) Quantification des coûts de la pollution atmosphérique : Le projet ExternE de la Communauté Européenne, in *Combien vaut l'air propre? - How much is clean air worth?* Numéro spécial bilingue de la revue *Pollution Atmosphérique*, coordonné par A. Rabl, Paris, p. 77-104.
- FUSTEC Eliane et LEFEUVRE Jean-Claude (2000) *Fonctions et valeurs des zones humides*, Dunod, 426 p.
- GELDRON Alain (2014) *Economie circulaire : notions*, Fiche technique ADEME, Direction Consommation durable et déchet, 10 p., disponible en ligne : <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/fiche-technique-economie-circulaire-oct-2014.pdf> [consulté le 15 juillet 2015]
- GEST Alain et TOURTELIER Philippe (2010) *Rapport d'information fait au nom du comté d'évaluation et de contrôle des politiques publiques sur l'évaluation de la mise en œuvre de l'article 5 de la Charte de l'environnement relatif à l'application du principe de précaution*, 280 p., disponible en ligne : <http://www.assemblee-nationale.fr/13/pdf/rap-info/i2719.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- GIEC (2014) *Changements climatiques 2014: Incidences, adaptation et vulnérabilité – Résumé à l'intention des décideurs. Contribution du Groupe de travail II au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat* [sous la direction de Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea et L.L. White]. Organisation météorologique mondiale, Genève (Suisse), 34 pages (publié en anglais, en arabe, en chinois, en espagnol, en français et en russe), disponible en ligne : <https://ipcc-wg2.gov/AR5/report/translations/> [consulté le 15 juillet 2015].
- GILLET-LORENZI Emmanuelle (2013) *L'étude d'impact décryptée par Emmanuelle Gillet-Lorenzi*, fiche disponible en ligne : <http://www.outil2amenagement.certu.developpement-durable.gouv.fr/l-etude-d-impact-decryptee-par-emmanuelle-gillet-a770.html> [consulté le 15 juillet 2015]
- GOASGUEN Claude et MALLOT Jean (2009) *Rapport d'information fait au nom du comité d'évaluation et de contrôle des politiques publiques sur les critères de contrôle des études d'impact accompagnant les projets de loi*, 64 p., disponible en ligne : <http://www.assemblee-nationale.fr/13/rap-info/i2094.asp> [consulté le 15 juillet 2015].
- GOLLIER Christian (2005) Comment intégrer le risque dans le calcul économique ?, *Revue d'économie politique* 2007/2, Volume 117, p. 209-223., disponible en ligne : http://idei.fr/doc/by/gollier/risque_calcul.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- GOLLIER Christian (2010) Ecological discounting, *Journal of Economic Theory*, 145, p. 812-829, disponible en ligne : http://www.tse-fr.eu/sites/default/files/medias/doc/wp/env/wp_env_62_2009.pdf [consulté le 15 juillet 2015]
- GOSSELIN Marion, COSTA Sandrine, PAILLET Yoan, CHEVALIER Hélène (2011) Actualisation en forêt : pour quelles raisons et à quel taux ?, *Revue Forestière Française*, 63 (4), p. 445- 455, disponible en ligne : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00671370/document> [consulté le 15 juillet 2015]
- GRANGEON Damien (2010), Analyse et pistes de révision des valeurs tutélaires environnementales utilisées dans les bilans socioéconomiques de projets d'infrastructures de transport, *La Revue du CGDD, Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire*, Collection « La Revue » du Commissariat Général au Développement Durable, p. 41-52, disponible en ligne : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/RevueM.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].

- GUESNERIE Roger (2004) Calcul économique et développement durable, *Revue économique* 3/2004 (Vol. 55), p. 363-382, disponible en ligne : http://www.cairn.info/article.php?ID_ARTICLE=RECO_553_0363#citation [consulté le 15 juillet 2015].
- GUESNERIE Roger (2015) Le rôle du calcul économique public, *L'évaluation socioéconomique des investissements publics : la prise en compte des externalités environnementales dans le calcul socioéconomique*, actes du colloque du 2 avril 2015, France Stratégie, p. 17-21, disponible en ligne : http://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/150526colloque_calcul_socioeconomique.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- HARDELIN Julien, KATOSSKY Arthur et MARICAL François (2010) Pourquoi et comment monétariser l'environnement, *La Revue du CGDD, Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire*, Collection « La Revue » du Commissariat Général au Développement Durable, p. 13-26, disponible en ligne : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/RevueM.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- HENRY Claude (1984) La microéconomie comme langage et enjeu de négociation, *Revue Economique*, vol. 35, n°1, p. 177-197, disponible en ligne : http://www.persee.fr/web/revues/home/prescript/article/reco_0035-2764_1984_num_35_1_408773 [consulté le 15 juillet 2015].
- HESPUL (2009) *Systèmes photovoltaïques : fabrication et impact environnementaux*, synthèse réalisée par Cécile MIQUEL sous la direction de Bruno GAIDDON, 35 p., disponible en ligne : http://www.photovoltaique.info/IMG/pdf/PV_Fab_Envt_final_26082009.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- HOURCADE Jean-Charles (2000), Le climat est-il une marchandise ?, *Etudes*, septembre, pp. 161-171, disponible en ligne : <http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k4421824.image.r=J%C3%A9sus.f19.pagination.langFR> [consulté le 15 juillet 2015].
- HOURCADE Jean-Charles (2007) *In a nutshell : grandeurs et servitudes de la tradition des ingénieurs économistes*, document de travail CIREN non publié, 9 p., disponible en ligne : <http://www.centre-cired.fr/IMG/pdf/Grandeurs-servitudes-ingnieurs-conomistes.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- HOURCADE Jean-Charles, SALLES Michel et THERY Daniel (1992) Ecological economics and scientific controversies – Lessons from some recent policy making in the EEC, *Ecological Economics*, 6, p. 211-233, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, disponible en ligne : http://www.researchgate.net/publication/223512671_Ecological_economics_and_scientific_controversies_Lessons_from_some_recent_policy_making_in_the_EEC [consulté le 15 juillet 2015].
- HUGREL Charlotte et JOURMARD Robert (2006) *Directives et facteurs agrégés d'émission des véhicules routiers en France de 1970 à 2025*, Rapport LTE n° 0611, Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité (INRETS), 160 p., disponible en ligne : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00916989/document> [consulté le 15 juillet 2015].
- IAURIF (2007) *Bilan carbone de la région Ile de France - Opération expérimentale Bilan Carbone® - Collectivités territoriales de l'ADEME : volets Territoire et Patrimoine*, Institut d'Aménagement et d'urbanisme de la Région Ile de France (IAURIF), 140 p., disponible en ligne : http://www.iau-idf.fr/fileadmin/NewEtudes/Etude_174/pdf_bilan_carbone_ia_48947.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- JEANJEAN Patrick (1983) *Le calcul économique. Que sais-je*, n°1625, Paris, Presses Universitaires de France
- KIM Jong-Whan (2002) *Incidence des dynamiques d'acteurs sur le service de gestion des déchets ménagers en France et en Corée du Sud*, thèse de doctorat, INSA de Lyon, 377 p., disponible en ligne : <http://theses.insa-lyon.fr/publication/2002ISAL0027/these.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- LEBEGUE Daniel (2005) *Révision du taux d'actualisation des investissements publics*, Rapport du groupe d'experts présidé par Daniel LEBÈGUE, Commissariat Général du Plan, 112 p., disponible en ligne : http://economie.oieau.fr/IMG/pdf/Taux_actualisation_taux_investissement_2005.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- LECOCQ Franck (2000) *Distribution spatiale et temporelle des coûts des politiques publiques de long terme sous incertitudes : théorie et pratique dans le cas de l'effet de serre*, thèse de doctorat, Sciences of the Universe. ENGREF (AgroParisTech), 293 p., disponible en ligne : <https://tel.archives-ouvertes.fr/pastel-00000065/document> [consulté le 15 juillet 2015].

- LECOCQ Franck et HOURCADE Jean-Charles (2004) Le taux d'actualisation contre le principe de précaution ? Leçons à partir du cas des politiques climatiques, *L'actualité Economique*, Volume 80, numéro 1, p. 41-65, disponible en ligne : <http://www.erudit.org/revue/AE/2004/v80/n1/010753ar.html> [consulté le 15 juillet 2015].
- Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 *portant engagement national pour l'environnement* [dite Grenelle 2], disponible en ligne : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000022470434> [consulté le 15 juillet 2015].
- LOMBORG Bjørn (2008) Le coût d'opportunité du protocole de Kyoto, *Problèmes économiques*, n°2961 du 24 décembre 2008, La Documentation française, Paris, p. 41-43, [version originale Financial Times, supplément "Climate change part I : science", 3 juin 2008] [traducteur du texte français : François Boisivon]
- MAIRIE DE PARIS (2005) *Synthèse sur les statistiques de casse de bacs*, Bureau Qualité Méthodes et Développement Technique (BQMDT) de la Direction de la Propreté et de l'Eau (DPE), rapport interne, 25 p.
- MAIRIE DE PARIS (2006), *Rapport annuel sur la qualité et le prix du service public d'élimination des déchets à Paris – 2006* ; 29 p., disponible en ligne : <http://api-site-cdn.paris.fr/images/70084> [consulté le 15 juillet 2015].
- MAIRIE DE PARIS (2007) *Rapport annuel sur la qualité et le prix du service public d'élimination des déchets à Paris – 2007* ; 30 p., disponible en ligne : <http://api-site-cdn.paris.fr/images/70083> [consulté le 15 juillet 2015].
- MAIRIE DE PARIS (2009) *Bilan carbone de la Section de l'Assainissement de Paris – Rapport final*, étude réalisée par Climatmundi pour le Service Technique de l'Eau et de l'Assainissement - Section de l'Assainissement de Paris, 98 p.
- MEADOWS Donnela, MEADOWS Dennis, RANDERS Jorgen et BEHRENS William (1972) *Limits to Growth* [publié en français : Halte à la croissance ? Rapport sur les limites de la croissance, éd. Fayard, 1973]
- MEDDE (2013) *Projets territoriaux de développement durable et Agendas 21 locaux : cadre de référence* ; 2006 ;34p., Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE), version initiale de 2006 mise à jour en 2013, disponible en ligne : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Cadre_de_referance_PTDD_et_A_21_locaux_Aout_2013_BD.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- MEEDDAT (2008) *Etude d'impact du projet de loi programme du Grenelle de l'Environnement*, ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire (MEEDDAT), 52 p., disponible en ligne : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Etude_d_impact_du_Grenelle_1_-_Effets_directs_et_externalites.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- MICHELIN (2004) *L'impact environnemental de l'usage de nos pneumatiques* [diaporama], 10 diapositives
- MILANESI julien (2009) (ré)Interpréter les réponses aux enquêtes d'évaluation contingente : du malentendu à l'analyse du compromis, Doctoriales GDR CNRS, *Economie & sociologie*, Université Lille I, Lille, France, 18 p., disponible en ligne : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00473616/document> [consulté le 15 juillet 2015]
- MINISTÈRE DES TRANSPORTS, DE L'ÉQUIPEMENT, DU TOURISME ET DE LA MER (2005) *Instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures de transport*, 2004 mise à jour mai 2005, 58 p., disponible en ligne : http://www.rees-france.com/IMG/pdf/2005_Instruction_cadre_maj_2005_cle147216.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- NATIONS UNIES (1992) *Convention-cadre des Nations-Unies sur les changements climatiques*, mai 1992, 25 p., disponible en ligne : <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/convfr.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- NICKLAUS Doris (2010), Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage - Le cas de l'aluminium, du verre, des plastiques et des papiers/cartons, *La Revue du CGDD, Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire*, Collection « La Revue » du Commissariat Général au Développement Durable, p. 53-64, disponible en ligne : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/RevueM.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].

- NICOLAS Jean-Pierre, DUPREZ Fabien, DURAND Sandrine, POISSON Fabrice, AUBERT Pierre-Louis, CHIRON Mireille, CROZET Yves et, LAMBERT Jacques (2002) *10 ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique*, Etude CERTU-INRETS-LET pour le compte de la DRAST dans le cadre du PREDIT, 2 tomes (193 et 156 p.), disponible en ligne, *Tome 1 - Des évaluations scientifiques aux décisions politiques* (193 p.) : <http://www.innovations-transports.fr/IMG/pdf/196-R00MT87TOME1.pdf>, *Tome 2 - 21 études représentatives de la recherche scientifique dans les années 1990* (156 p.) : <http://www.innovations-transports.fr/IMG/pdf/196-R00MT87TOME2.pdf> [consulté le 15 juillet 2015]
- NIFENECKER Hervé (2010) Solaire: faut-il sauver le photovoltaïque version Grenelle?, article en ligne de *L'expansion.com* : <http://energie.lexpansion.com/energies-renouvelables/solaire-faut-il-sauver-le-photovoltaïque-version-grenelle-a-33-5337.html> [consulté le 15 juillet 2015].
- Observ'ER (2011) *Baromètre 2011 des énergies renouvelables électriques en France*, 119 p., disponible en ligne : http://ademe.typepad.fr/files/baroelec2011_integral.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- OCDE (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité : Guide à l'intention des décideurs*, Éditions OCDE, Paris, 180 p., accessible en ligne avec abonnement : http://www.oecd-ilibrary.org/fr/environnement/manuel-d-evaluation-de-la-biodiversite_9789264275799-fr
- OCDE (2006) *Le développement durable dans les pays de l'OCDE*
- OCDE (2007) *Évaluer les politiques environnementales, Synthèses*, numéro de mars 2007, 8 p., disponible en ligne : <http://www.oecd.org/fr/env/outils-evaluation/38290106.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- ORDIF (2009) *Rapport sur l'observation environnementale 2007 de la gestion des déchets ménagers et assimilés en Ile-de-France*, Observatoire Régional des Déchets d'Ile de France (ORDIF), 88 p., disponible en ligne : <http://www.ordif.com/public/document.srv?id=13431> [consulté le 15 juillet 2015].
- Ordonnance n° 2004-489 du 03/06/04 portant transposition de la directive 2001/42/CE du Parlement européen et du Conseil du 27 juin 2001 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement, disponible en ligne : http://www.ineris.fr/aida/?q=consult_doc/consultation/2.250.190.28.8.25 [consulté le 15 juillet 2015].
- PEARCE David, MORAN Dominic et BILLER Dan (2002) *Manuel d'évaluation de la biodiversité : guide à l'attention des décideurs*, OCDE, 173 p., disponible en ligne en anglais : <http://earthmind.net/rivers/docs/oecd-handbook-biodiversity-valuation.pdf> [handbook of biodiversity valuation, a guide for policy makers] [consulté le 15 juillet 2015].
- PEYRON Jean-Luc (1998) *Elaboration d'un système de comptes économiques articulés de la forêt au niveau national*, Thèse de doctorat, Université Nancy 2, ENGREF, 364 p.
- PHILIBERT Cedric (2003) Discounting the future, in Pannell & Schilizzi (eds), *Economics and the Future*, Edward Elgar, pp. 137-148, disponible en ligne : <http://philibert.cedric.free.fr/Downloads/Ch%2010%20Philibert%203.pdf> [consulté le 15 juillet 2015]
- PLANETE ÉCHO (s.d.) *Histoire des déchets parisiens : de Lutèce à la révolution industrielle*, article en ligne : <http://www.planete-echo.net/CollecteParis/EugenePoubelle.html> [consulté le 15 juillet 2015] [information du site Internet : « Extraits de "L'écologuide de Paris, 2002" publié chez Robert Jauze (4e trimestre 2001). Planète écho a rédigé le chapitre sur les déchets et a participé aux autres chapitres. Le texte de 2001 est régulièrement augmenté et complété »]
- PLASSAT Gabriel (2003) *Les Benches à Ordures Ménagères écologiques – Quelles solutions pour les réseaux ?* Les évaluations de l'ADEME, Collection Données et références, 52 p.
- PLASSAT Gabriel (2005) *La technologie des véhicules lourds et les émissions de gaz à effet de serre associées, Données et références*, ADEME, juin 2005, 13 p., [en ligne] disponible en ligne : http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/23220_pl_polluants.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- POINT Patrick (1998) *La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique*, in *Méthodes d'évaluation économique des biens environnementaux*, Economie publique, n°1998/1, De Boeck et Larcier s.a., Paris-Bruxelles, pp13-44, disponible en ligne : <http://economiepublique.revues.org/2141?file=1> [consulté le 15 juillet 2015].
- POINT Patrick (2010) *Avant-propos : la monétarisation de l'environnement, un cheminement de la pensée économique qui se poursuit*, *La Revue du CGDD, Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire*, Collection « La Revue » du Commissariat

Général au Développement Durable, p. 5-8, disponible en ligne : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/RevueM.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].

PORTAIL DE L'ÉNERGIE EN RÉGION WALLONNE (s.d.), *Emission de polluants liée à la consommation énergétique*, page Internet consultée en 2008

POUPARDIN D., RINGWALD P.M. et WOLFER B. (1972) *Contribution des économistes à l'étude de la disparition des espaces naturels périurbains*, INRA, Les Annales d'Economie et de Sociologie rurales 1(I), p. 69-86

RECORD (2002) *Valeur de normation pour les indicateurs environnementaux*, juillet 2002, 32 p., étude RECORD n°01-1009/1A (REseau COopératif de Recherche sur les Déchets), disponible en ligne : http://www.record-net.org/storage/etudes/01-1009-1A/rapport/Rapport_record01-1009_1A.pdf [consulté le 15 juillet 2015]

RENAULT TRUCKS (2008) *Renault Trucks va tester une benne à ordures ménagères hybride*, Site internet de Renault Trucks, article en ligne : <http://www.caradisiac.com/Renault-Trucks-va-tester-une-benne-a-ordures-menageres-hybride-4439.htm> [consulté le 15 juillet 2015].

RÉPUBLIQUE ET CANTON DE GENÈVE (2001) L'état de Genève opte pour le papier recyclé, *Ecologie au travail* n°2, juillet 2001, 11 p., disponible en ligne : http://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/themes/environnement/developpement_durable/DD_au_travail/fichiers_pdf/Ecologie_travail_papier_recycle.pdf [consulté le 15 juillet 2015]

RIPERT Christophe (2001) *Rapport de C. Ripert (France) - ADEME*, Rapport de la 116^{ème} table ronde de la conférence européenne des ministres des transports (CEMT) tenue à Paris les 16 et 17 décembre 1999 sur le thème : « Les transports de déchets », OCDE, p. 87-138, disponible en ligne : <http://www.internationaltransportforum.org/pub/pdf/01RT116F.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].

SADLER B. (1996) *Étude internationale sur l'efficacité de l'évaluation environnementale. Rapport final. L'évaluation environnementale dans un monde en évolution. Évaluer la pratique pour améliorer le rendement*, Travaux publics et Services gouvernementaux, Ottawa, Canada, 300 p., disponible en ligne : http://www.iaia.org/publicdocuments/EIA/EAE/EAE_10F.PDF [consulté le 15 juillet 2015].

SCHERRER Sylvie (2001) *Méthodologie de valorisation des biens environnementaux*, Série Méthodes N° 01-M01, Document de travail du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E), 33 p., disponible en ligne : <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Temis/0059/Temis-0059189/16783.pdf> [consulté le 15 juillet 2015]

SELOSSE Sandrine, ASSOUMOU Edi, MAÏZI Nadia (2009) *Enjeux mondiaux et impacts régionaux des contraintes carbone : Prospective long terme à l'aide du modèle TIAM*, Journée de la Chaire Modélisation prospective MINES ParisTech du 20 novembre 2009, Marne-la-Vallée, France, 29 diapositives.

SER et SOLER (2012) *Le développement du photovoltaïque dans le monde*, Syndicat des énergies renouvelables (SER) et Groupement Français des Professionnels du Solaire Photovoltaïque (SOLER), mai 2010 révisé en juin 2012, 14 p., disponible en ligne : <http://www.reseau-taranis.fr/ressources/category/11-ressources-documentaires?download=16:fiche-solaire-mai-2010> [consulté le 15 juillet 2015]

SETRA (2010) *Monétarisation des externalités environnementales*, Rapport d'études du Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements (SETRA), 148 p., disponible en ligne : http://www.setra.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/1017w_Rapport_monetarisation_externalites_environnementales.pdf [consulté le 15 juillet 2015].

SIAAP (2002) *Présentation technique et fonctionnelle de ses usines d'épuration : Usine d'épuration « Seine aval »*, diaporama de 24 diapositives

SIAAP (2008) *Site Seine aval - bilan annuel 2008*, Diaporama, 13 diapositives

SOULAGE Daniel (2010) *Traitement des ordures ménagères : quels choix après le Grenelle ?*, Rapport d'information n° 571 fait au nom de la mission commune d'information sur le traitement des déchets, 416 p., disponible en ligne : <http://www.senat.fr/rap/r09-571/r09-5711.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].

STERN Nicholas (2006), *The Economics of Climate Change : the Stern Review*, UK House of Commons Treasury, 712 p.

- STIGLITZ Joseph, SEN Amartya et FITOUSSI Jean-Paul (2009), *Rapport de la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social*, Éditions Odile Jacob, 324 p. disponible en ligne : http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/rapport_francais.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- SYCTOM (s.d.1), *Les projets innovants à Saint-Ouen*, disponible en ligne : <http://www.syctom-paris.fr/pdf/fumees.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- SYCTOM (s.d.2) *Valorisation des déchets : histoire des déchets*, page Internet, disponible en ligne : <http://www.syctom-paris.fr/edi/traiter/hist/> [consulté le 15 juillet 2015].
- SYCTOM (2007) *Rapport d'activité 2007*, 51 p., disponible en ligne : <http://www.syctom-paris.fr/pdf/rapport2007/ra2007.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- Tableur Empreinte Ouverte (TEO) [fichier Excel], site Internet *Empreinte Ecologique Ouverte : Base de connaissance collaborative autour des méthodes de calcul de l'Empreinte écologique*, disponible en ligne : <http://ee.angenius.org/tiki-index.php?page=T%C3%A9%20chargement> [données utilisées pour ce mémoire : version en ligne en 2008] [version en ligne le 15 juillet 2015 : TEO 0.16].
- TAILLANT Pierre (2005) *L'analyse évolutionniste des innovations technologiques : l'exemple des énergies solaires photovoltaïques et éolienne*, Université Montpellier I, thèse de doctorat, 431 p., disponible en ligne : http://www.creden.univ-montpl1.fr/downloads/theses/these_tailant.pdf [consulté le 15 juillet 2015]
- TALBOT Hugues (2008) *Algorithme du simplexe, Une solution à la programmation linéaire*, support de cours, laboratoire A2SI de l'ESIEE, 36 p., disponible en ligne : http://www.esiee.fr/~talboth/ESIEE/IF4-ALG2/pdf/02_simplexe.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- TERRA SEBASTIEN (2005), *Guide de bonnes pratiques pour la mise en œuvre de la méthode d'évaluation contingente*, MEDD, D4E, Série méthode n°05-M04, 83 p., disponible en ligne : <http://earthmind.net/rivers/docs/france-methode-contingente.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].
- TRANSPORT CANADA (2005) *Hybrid refuse truck feasibility study*, vePower, Technologies en collaboration avec CEVEQ pour le ministère canadien des transports (Transport Canada), 89 p., Disponible sur demande par mail : <http://data.tc.gc.ca/archive/eng/innovation/tdc-summary-14400-14431e-1395.htm>
- TREICH Nicolas (2005) *L'Analyse Coût-Bénéfice de la Prévention des Risques - Version Préliminaire*, LERNA-INRA, Université de Toulouse, 52 p., disponible en ligne : <http://www2.toulouse.inra.fr/lerna/treich/ACB03.pdf> [consulté le 15 juillet 2015]
- TRUDEL Jonathan (2013) *Le prix d'une vie*, *L'actualité* du 15 avril 2013 (mensuel canadien), disponible en ligne : <http://www.lactualite.com/societe/le-prix-dune-vie/> [consulté le 15 juillet 2015].
- UFE (2012) *L'ordre de priorité des actions d'efficacité énergétique - Un instrument clé de pilotage de la politique énergétique*, Union française de l'Electricité (UFE), 54 p., disponible en ligne : http://ufe-electricite.fr/IMG/pdf/ufe_etude_1_.pdf [consulté le 15 juillet 2015]
- UFIP - Union française des Industries Pétrolières (2005) *Les carburants sans soufre*, plaquette de 2 pages, consultée en ligne en 2008
- VOLVO TRUCKS (s.d.) *Des hybrides Volvo pour la France et le Royaume-Uni*, site Internet de Volvo Trucks, article en ligne : <http://www.truckeditions.com/Des-hybrides-Volvo-pour-la-France.html> [consulté le 15 juillet 2015].
- WAISMAN Henri, ROZENBERG Julie, SASSI Olivier, HOURCADE Jean-Charles (2010), *Peak oil profiles through the lens of a general equilibrium assessment*, *Energy Policy* 48, pp. 744-753, disponible en ligne : <https://halshs.archives-ouvertes.fr/hal-00866451/document> [consulté le 10 juin 2016].
- WENISCH Sandrine et OOMS Michael (2007) *Analyse du Cycle de Vie des modes de valorisation de biogaz issu de méthanisation de Fractions Fermentescibles des OM collectées sélectivement*, RDC-Environnement/ ADEME Angers , 6ème Journée « Bus Propre » à Lille, septembre 2007, diaporama de 31 diapositives, disponible en ligne : http://www.biogasmx.co.uk/media/presentation_biove_pour_lille_111_096791700_1621_04102007_.pdf [consulté le 15 juillet 2015].
- WIBE Sören (1995) *Non wood benefits in forestry : a survey of valuation studies*, United Nations - Economic Commission for Europe, Food and Agriculture Organization of the United Nations, UN-ECE/FAO Timber and forest discussion papers, 70 p., disponible en ligne : <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/docs/dp/dp-02.pdf> [consulté le 15 juillet 2015].

Abréviations

ACV	Analyse du Cycle de Vie
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
BNA	Bénéfice Net Actualisé
BOM	Benne à Ordures Ménagères
CAP	Consentement à Payer
CAR	Consentement à Recevoir
CAS	Centre d'Analyse Stratégique
CERTU	Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques
CESE	Conseil Economique, Social et Environnemental
CGDD	Commissariat Général du Développement Durable
CGP	Commissariat Général du Plan
CH ₄	méthane
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
CNRS	centre national de la recherche scientifique
CO	monoxyde de carbone
CO ₂	dioxyde de carbone
COV	composés organiques volatiles
CPCU	Compagnie Parisienne de Chauffage Urbain
CSDU	Centre de Stockage des Déchets Ultimes
CSERGE	du Centre for Social and Economic Research on the Global Environment
D4E	Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale
DBO	Demande Biologique en Oxygène
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DGTPE	Direction Générale du Trésor et de la Politique Économique
DPE	Direction de la Propreté et de l'Eau de la Mairie de Paris
EEV	Enhanced Environmentally Friendly Vehicle (véhicule plus respectueux de l'environnement)
ExternE	Externalities of Energy
FM	Facteur de Monétarisation
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GNV	gaz naturel véhicules
GPL	gaz de pétrole liquéfié
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCNM	hydrocarbures non méthaniques
HFC	hydrofluoro carbone
HLP	haut-le-pied
INRETS	Institut national de recherche sur les transports et leur sécurité
ISO	International Standard Organisation
MCT	Méthode des Coûts de Transport
MEC	Méthode d'Evaluation Contingente
MES	Matières en suspension
MM	Multimatériaux
MPH	Méthode des Prix Hédonistes
N ₂ O	protoxyde d'azote
Nm ³	normal mètre cube
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
OE	Objets Encombrants
OM	Ordures Ménagères
PTAC	Poids Total Autorisé en Charge
TGAP	Taxe Générale sur les Activités Polluantes
UIOM	Usine d'Incinération des Ordures Ménagères

Table des matières

REMERCIEMENTS.....	4
RESUME ET MOTS CLES	6
ABSTRACT AND KEY WORDS.....	7
SOMMAIRE.....	8
INTRODUCTION	10
CHAPITRE 1 L'EVOLUTION DU PAYSAGE DE L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE SUR CINQ DECENNIES	19
I. Physionomie des impacts environnementaux.....	20
a) Impact global : notion de cycle de vie	21
b) Echelle de temps et échelle d'espace.....	21
c) Impacts combinés et impacts secondaires.....	22
II. L'apparition et la montée de la conscience environnementale	22
II.1. Quelques catastrophes environnementales marquantes du XX ^{ème} siècle.....	22
II.2. De l'écodéveloppement au développement durable	24
II.3. Les grandes problématiques environnementales aujourd'hui.....	25
III. L'évaluation environnementale.....	26
III.1. L'évaluation environnementale dans les textes internationaux	26
III.1.1. Aux Etats unis, l'adoption de la NEPA en 1969	26
III.1.2. La déclaration de Stockholm de 1972	26
III.1.3. L'exemple NEPA se développe dans le monde dans les années 70 et 80.....	27
III.1.4. L'analyse coût-bénéfice de l'Executive Order 12291 de 1981 et de l'Oil Pollution Act de 1990 aux Etats-Unis	27
III.1.5. De nouvelles orientations internationales dans les années 1990.....	28
a) Convention de 1991 sur les impacts transfrontières	28
b) Déclaration de Rio de 1992	29
c) Convention-cadre des Nations-Unies de 1992 sur les changements climatiques.....	29
III.2. L'évaluation environnementale dans les textes français et européens	30
a) Loi du 10 juillet 1976.....	30
b) Décret du 12 octobre 1977 modifié et circulaire associée.....	30
c) Loi du 12 juillet 1983.....	31
d) Directive 85/337/CEE puis directive 2011/92/UE (EIE)	31
e) Directive cadre sur l'eau du 23 octobre 2000 (DCE).....	32
f) Directive 2001/42/CE (ESIE)	32
g) Ordonnance n° 2004-489 du 3 juin 2004	33
h) Loi organique 2009-403 du 15 avril 2009.....	33
i) Directive du 13 décembre 2011	33
j) Décret 2011-2019 du 29 décembre 2011	34
III.3. L'évaluation environnementale : entre grands principes et flou méthodologique.....	36
III.4. Méthodes non économiques d'évaluation des impacts environnementaux	37
III.4.1. L'empreinte écologique.....	37
III.4.2. Le référentiel national pour l'évaluation des projets territoriaux.....	38
III.4.3. Le Bilan Carbone	40
III.4.4. L'analyse du cycle de vie	40
III.5. Un constat d'échec généralisé sur l'efficacité de l'évaluation environnementale.....	41
III.6. L'analyse coût-bénéfice (ACB) et la monétarisation comme issue à l'impasse ?.....	43
CHAPITRE 2 MONETARISER LES VALEURS NON MARCHANDES DE L'ENVIRONNEMENT	45
I. Les bases théoriques de l'évaluation non marchande.....	46
I.1. Les valeurs non marchandes de l'environnement.....	46
I.2. Les concepts de l'évaluation non marchande : surplus du consommateur, utilité marginale, consentements à payer et à recevoir	47
I.2.1. Evaluer le bien être	47
I.2.2. Consentement à payer et consentement à recevoir	48
II. Méthodes de monétarisation	50
II.1. La méthode des dépenses de protection.....	50
II.2. Méthode des coûts de dommages.....	50
II.3. La Méthode d'Evaluation Contingente (MEC).....	51
III. Les éléments du débat sur la monétarisation.....	53
III.1. L'incommensurabilité	54
III.2. L'éthique.....	56

III.3.	Le cas de la valeur de la vie humaine.....	59
III.3.1.	Les méthodes d'évaluation de la vie humaine.....	60
III.3.2.	Deux notions pour approcher la valeur de la vie humaine : VSL et VOLY	61
a)	La valeur de la vie statistique (VSL).....	61
b)	La valeur d'une année de vie (VOLY) et la valeur d'une année de vie perdue (YOLL)	62
III.3.3.	Discussion sur les dérives possibles.....	66
III.3.4.	Conclusion sur la valeur de la vie humaine.....	68
IV.	La monétarisation en France et ailleurs	68
a)	En France.....	68
b)	En Grande-Bretagne et dans les pays nordiques.....	71
c)	L'exemple de la directive sur les « véhicules propres » 2009/33/CE.....	71
d)	Un bilan plus mitigé en pratique	71
V.	Le rôle de l'actualisation.....	72
V.1.	Le taux d'actualisation	72
V.2.	Taux d'actualisation écologique et règle de Hotelling.....	74
VI.	De quelques raisons de la non utilisation de la monétarisation	76
CHAPITRE 3 FACTEURS DE MONETARISATION POUR LE PHOTOVOLTAÏQUE ET LA GESTION DES DECHETS 79		
I.	Etudes de référence sur la monétarisation.....	81
I.1.	L'impossibilité d'utiliser les résultats du rapport Boiteux	81
I.2.	L'étude européenne ExternE	82
a)	Des résultats finaux bien cachés.....	83
b)	La fragilité des données issues d'ExternE	84
I.3.	Le guide D4E sur la monétarisation des impacts environnementaux liés au recyclage.....	85
II.	Un essai de constitution d'une base de facteurs de monétarisation	86
II.1.	Impact environnemental de l'activité économique moyenne en France.....	87
II.2.	Consommation d'énergie non renouvelable.....	88
II.3.	Emission de gaz à effet de serre.....	89
II.4.	Emission de polluants atmosphériques.....	92
II.4.1.	Effets sur la santé.....	92
II.4.2.	Domages des particules aux bâtiments.....	95
II.4.3.	Acidification de l'air (dommages bâtiments et environnement).....	95
II.4.4.	Toxicité des métaux émis dans l'air	95
II.5.	Toxicité des métaux pour les sols et le milieu aquatique	96
II.6.	Consommation et qualité de l'eau.....	96
II.6.1.	Eutrophisation des eaux.....	96
II.6.2.	Consommation d'eau en tant que ressource à Paris.....	96
II.6.3.	Production d'eau potable.....	97
II.6.4.	Collecte des eaux usées.....	97
II.6.5.	Traitement des eaux usées.....	98
a)	Les éléments à prendre en compte.....	98
b)	Facteur de monétarisation du traitement d'un m ³ d'eaux usées à Paris.....	98
c)	Cohérence avec le bilan carbone du SIAAP	98
II.7.	Consommation de matériaux	99
II.7.1.	Plastique.....	99
II.7.2.	Matériaux bois.....	99
II.7.3.	Papier recyclé et non recyclé	100
II.7.4.	Pneumatiques.....	100
II.8.	Nuisances.....	101
II.8.1.	Nuisances des poids lourds en milieu urbain	101
II.8.2.	Nuisances des sites de gestion des déchets	102
II.9.	Cycle de vie des bennes à ordures ménagères.....	102
II.9.1.	Fabrication des bennes à ordures ménagères	102
II.9.2.	Fin de vie des bennes à ordures ménagères.....	102
II.10.	Impact environnemental de l'électricité en France.....	103
II.10.1.	Usage moyen de base.....	103
II.10.2.	Usage marginal.....	104
II.11.	Les gains environnementaux de la valorisation des déchets.....	105
III.	Récapitulatif et perspective.....	109
III.1.	Récapitulatif des facteurs de monétarisation utilisés	109
III.2.	Avancer malgré les fragilités	111
CHAPITRE 4 BILAN ENVIRONNEMENTAL DES PANNEAUX SOLAIRES PHOTOVOLTAÏQUES A PARIS 113		
I.	La technologie des panneaux solaires photovoltaïques.....	114
II.	Le dispositif incitatif en France.....	115
III.	Enjeux environnementaux des panneaux solaires photovoltaïques	117

a)	Fabrication.....	118
b)	Production d'électricité durant 30 ans	119
IV.	Bilan économique-environnemental monétarisé	120
IV.1.	Impacts environnementaux de fabrication et pose des panneaux photovoltaïques.....	120
a)	L'énergie grise.....	120
b)	L'utilisation de matières premières et les produits toxiques.....	120
c)	Le transport des panneaux	121
d)	Bénéfices environnementaux de l'électricité produite	121
IV.2.	Bilan environnemental global.....	122
IV.3.	Bilan financier en fonctionnement	122
a)	Coûts d'entretien et de maintenance	122
b)	Bilan financier de la vente d'électricité photovoltaïque.....	123
c)	Bilan général.....	123
IV.4.	Mise en évidence d'un coût social résultant	124
IV.5.	Comparaison du coût social résultant à d'autres dépenses environnementales municipales	125
IV.6.	Coût d'opportunité du photovoltaïque pour les problématiques climat et énergie.....	126
V.	Comparaison au bilan environnemental d'autres énergies	127
V.1.	Bilan environnemental comparé du chauffage collectif bois et des énergies classiques	127
V.2.	Comparaison du kWh des énergies classiques de chauffage au kWh photovoltaïque.....	131
VI.	De la valeur d'information d'un essai d'évaluation monétarisée	132
CHAPITRE 5 LES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX DE LA GESTION DES DECHETS.....		135
I.	Historique de la gestion des déchets en France	136
I.1.	La collecte : du « tout à la rue » aux bennes motorisées	136
I.2.	Le traitement : de l'amendement des terres à l'incinération avec récupération d'énergie.....	137
I.3.	Le tri et le recyclage des déchets.....	138
I.4.	Chiffres clés en France et en Europe.....	139
II.	L'organisation de la gestion des déchets à Paris	140
II.1.	Le parcours des bennes en 2007 : du garage à l'exutoire.....	142
II.2.	Le traitement des déchets à Paris en 2007	142
III.	Les enjeux environnementaux de la gestion des déchets	143
III.1.	Une production de déchets en constante augmentation	143
III.2.	Les impacts et gains environnementaux de la gestion des déchets.....	143
III.3.	Et pour l'avenir : la méthanisation ?.....	145
IV.	Les mesures en faveur de l'environnement prises dans le domaine des déchets	146
IV.1.	Les directives européennes générales sur la gestion des déchets.....	146
IV.2.	La politique environnementale française en matière de déchets.....	147
a)	Les lois de 1975 et 1992 : principe pollueur-payeur, point vert et déchets ultimes.....	147
b)	La TGAP déchets.....	148
c)	Décret de 2000 : rapport annuel sur le prix et la qualité du service public des déchets.....	150
d)	Les lois Grenelle de 2009 et 2010.....	151
IV.3.	Les éléments de décision à la base des évolutions de pratiques dans la gestion des déchets.....	153
IV.4.	Les connaissances disponibles sur le bilan environnemental de la gestion des déchets	155
a)	Les données quantitatives brutes.....	155
b)	Trois outils d'évaluation environnementale.....	155
c)	L'insuffisance de données environnementales monétarisées dans le domaine des déchets	156
V.	Conclusion sur les enjeux environnementaux de la gestion des déchets : une intuition générale, un déficit d'analyse ?.....	157
CHAPITRE 6 BILAN ENVIRONNEMENTAL MONETARISE DE LA GESTION DES DECHETS A PARIS EN 2007		159
I.	Bilan environnemental de la collecte.....	160
I.1.	Emissions non réglementées par les normes Euro : gaz à effet de serre, dioxyde de soufre (SO2) et de métaux lourds.....	162
I.2.	Emissions de polluants atmosphériques réglementés par les normes Euro	162
a)	Données disponibles et stratégie de détermination des données non disponibles	162
b)	Part de collecte/haut-le-pied dans les collectes du STPP	163
c)	Les émissions de polluants en phase collecte.....	164
d)	Conversion des g/kWh en g/km.....	164
e)	Bilan des émissions de polluants atmosphériques des bennes : récapitulatif de la méthode	165
I.3.	Autres impacts.....	167
a)	Consommations d'eau et d'énergie des bâtiments.....	167
b)	Fabrication et fin de vie des bennes.....	167
c)	Fournitures : bacs de collecte, pneumatiques, papier.....	167
I.4.	Récapitulatif et monétarisation du bilan environnemental de la collecte du STPP	168
I.5.	Comparaison des bilans environnementaux monétarisés des collectes régie et privé	170

II.	Bilan environnemental de la valorisation matière : le recyclage	171
III.	Bilan environnemental de la valorisation énergétique : l'incinération.....	172
III.1.	Energie et métaux récupérés lors de l'incinération des déchets à Paris.....	174
III.2.	Bilan environnemental quantitatif de l'incinération de 795 000 t/an	174
III.3.	Bilan monétarisé de l'incinération	175
IV.	Impact environnemental de l'enfouissement.....	177
V.	Bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris : récapitulatif.....	178
V.1.	Bilan des flux quantitatifs de la gestion des déchets à Paris en 2007.....	178
V.2.	Points de repère	179
V.3.	Bilan monétarisé de la gestion des déchets à Paris : coût ou bénéfice ?.....	180
VI.	Comparaison des ratios obtenus aux chiffres de la littérature	180
VI.1.	La Collecte	180
VI.2.	L'incinération	181
VI.3.	Le recyclage	183
VI.4.	Conclusion sur la comparaison avec les valeurs monétarisées de la littérature	184
VII.	Effets des incertitudes sur flux physiques et des variations des FM sur le bilan monétarisé.....	184
VII.1.	Incertitudes sur les flux physiques	184
a)	Données du STPP	184
b)	Emissions de polluants atmosphériques des bennes : NOx et PM	185
c)	Emissions de SO ₂ dues aux consommations d'énergie des locaux	186
d)	Fabrication des bennes	186
e)	Incertitudes sur les flux physiques du recyclage	186
f)	Incertitudes sur les flux physiques de l'incinération.....	186
VII.2.	Fourchette de variation des facteurs de monétarisation	187
a)	Variation des FM de la consommation d'énergie fossile et de l'électricité.....	187
b)	Variation de la valeur du carbone.....	187
c)	Variation des FM des polluants atmosphériques	187
d)	Variation des FM des matériaux recyclés	188
e)	Variation du FM de la nuisance des poids lourds en milieu urbain	189
VII.3.	Effet des incertitudes sur les flux physiques et des fourchettes de variation des FM.....	189
VII.3.1.	Effets séparés des incertitudes par aspect environnemental	191
VII.3.2.	Effets cumulés des incertitudes.....	192
VIII.	La monétarisation comme exercice d'intégration des données	192

CHAPITRE 7 LA MONETARISATION COMME AIDE A LA DECISION PUBLIQUE DANS LE DOMAINE DES DECHETS

.....	197	
I.	Comparaison des performances des motorisations de bennes gasoil et GNV	198
II.	Analyse du bilan de la collecte sélective	200
II.1.	Bilan environnemental net de la collecte sélective bihebdomadaire à Paris.....	200
II.2.	Bilan environnemental sans collecte sélective et comparaison du bilan C1 et C2	201
III.	Comparaison des incinérateurs du SYCTOM aux autres incinérateurs franciliens	202
IV.	Comparaison du bilan environnemental et du bilan financier	205
V.	Un énorme gisement de matières premières secondaires perdues	207
VI.	De la possibilité d'une meilleure cohérence dans les arbitrages.....	210

CHAPITRE 8 UN ESSAI DE CALCUL PROSPECTIF : LA GESTION DES DECHETS A PARIS A 30 ANS

I.	Préambule 1 : prise en compte de l'évolution du parc de bennes	215
I.1.	L'évolution technologique des bennes	215
I.2.	Définition de l'évolution « naturelle » du parc de bennes du STPP	216
II.	Préambule 2 : évolution des éléments porteurs d'irréversibilités et externalités fortes.....	217
II.1.	L'évolution du prix de l'énergie	217
II.1.1.	L'évolution du cours du pétrole	217
II.1.2.	Scénario a-1 : évolution du modèle TIAM	219
II.1.3.	Scénario a-2 : évolution selon le taux d'actualisation.....	219
II.2.	L'évolution du prix du carbone.....	220
II.3.	L'évolution des facteurs de monétarisation de la pollution atmosphérique.....	222
II.4.	L'évolution des facteurs de monétarisation des matières premières secondaires.....	223
II.5.	Récapitulatif des scénarios d'évolution des facteurs de monétarisation.....	224
III.	Projection à 30 ans du bilan environnemental de la gestion des déchets à Paris	226
III.1.	Projection pour la collecte en régie	226
III.1.1.	Evolution du bilan environnemental de la collecte.....	226
III.1.2.	Evolution des parts relatives de chaque catégorie d'impacts.....	228
III.2.	Projection pour l'incinération : évolution du coût environnemental par tonne incinérée	230

III.3.	Projection pour le bilan du recyclage	231
III.3.1.	Projection à 30 ans.....	231
III.3.2.	Effet de la décomposition du FM des matériaux recyclables en 3 sous facteurs : énergie, CO ₂ et matières premières.....	232
IV.	Conclusion sur l'évolution sur 30 ans du bilan environnemental de la gestion des déchets.....	232
V.	Actions pouvant améliorer le bilan environnemental de la collecte des déchets à Paris	234
V.1.	Pistes d'amélioration selon ECO-EMBALLAGES et l'ADEME.....	234
a)	Remplacement des bennes diesel par des bennes électriques.....	235
b)	Remplacement des bennes diesel par des bennes GNV	235
c)	Diminution du kilométrage par diminution de la fréquence de collecte.....	235
d)	Diminution du kilométrage par augmentation des taux de remplissage et de compaction.....	235
V.2.	Pistes d'amélioration au regard du bilan environnemental monétarisé.....	236
V.3.	Présentation des 3 actions retenues : le jeu des échelles d'unités physiques versus l'évaluation monétarisée	236
V.4.	Classement des actions par ordre d'intérêt selon le calcul économique.....	239
VI.	Optimisation d'un gain environnemental sous contrainte budgétaire	240
VI.1.	Mise en équations	240
VI.1.1.	Notations.....	240
a)	Impacts et actions.....	240
b)	Effets croisés	241
c)	Prise en compte du facteur temps.....	241
d)	Dépense ponctuelle / dépenses récurrentes	241
e)	Surcoût ou économie de fonctionnement.....	241
f)	Borne supérieure des gains environnementaux	241
g)	Récapitulatif des notations.....	242
VI.1.2.	Problème de minimisation du budget et de maximisation du gain environnemental	242
VI.2.	Problème d'optimisation à budget fixé.....	243
VI.2.1.	Les contraintes.....	243
VI.2.2.	F _j linéaire.....	243
VI.2.3.	Résolution du problème d'optimisation à l'aide de l'algorithme du simplexe.....	244
VI.3.	Application aux actions d'amélioration de l'impact de la collecte des déchets	244
ÉPILOGUE.....		247
1.	Retour sur les résultats obtenus et leur signification.....	248
1.1.	Une base de facteurs de monétarisations réutilisables dans d'autres études.....	248
1.2.	Leçons de l'étude des panneaux photovoltaïques à Paris, un coût social résultant à expliciter	249
1.3.	Résultats de l'étude de la gestion des déchets à Paris, une multitude d'enseignements utiles pour la décision publique	250
1.4.	Ecueils à éviter et précautions à prendre pour réaliser des études monétarisées.....	252
2.	Les raisons qui conduisent à bouder la monétarisation en France : entre incertitudes, fragilité des résultats et malentendu	253
2.1.	Une image technocratique et rébarbative pour un résultat incertain	254
2.2.	Une fragilité intrinsèque : entre précision et pertinence.....	255
2.3.	Des réticences d'ordre éthique.....	255
3.	La monétarisation, une aide pour sortir de l'arbitraire ?.....	256
3.1.	Assoir la décision politique sur des données vérifiables et support de débat.....	257
3.2.	Un outil pour une allocation raisonnée des budgets disponibles	257
4.	Démocratiser la pratique de la monétarisation, une utopie ?.....	258
4.1.	Pratiquer la monétarisation au plus près du terrain.....	258
4.2.	Une base de référence pour développer la pratique et réduire la fragilité des résultats.....	259
4.3.	Diffuser les données pour ouvrir le calcul, calculer pour ouvrir le débat.....	260
5.	Révéler les valeurs oubliées de l'environnement au travers d'un coût global environnemental	261
TABLES DES ILLUSTRATIONS		263
I.	Table des encarts	264
II.	Table des figures	264
III.	Table des tableaux.....	266
REFERENCES		269
ABREVIATIONS.....		281
TABLE DES MATIERES		282
ANNEXES.....		287

ANNEXES

Sommaire des annexes

Table des illustrations des annexes.....	290
ANNEXE 1 : Les composantes du taux d'actualisation	292
ANNEXE 2 : Incertitudes et risque dans le calcul du Tppp et de l'effet richesse.....	294
ANNEXE 3 : Exemple de scénario d'une enquête contingente.....	297
ANNEXE 4 : Bilan environnemental de la collecte des eaux usées à Paris.....	298
ANNEXE 5 : Bilan environnemental du traitement des eaux usées à la station d'épuration d'Achères.....	299
ANNEXE 6 : Gain environnemental du recyclage de 5 types de matériaux.....	301
ANNEXE 7 : Les normes d'émission des polluants atmosphériques, normes Euro	302
ANNEXE 8 : Les émissions de gaz effet de serre par unité de carburant.....	303
ANNEXE 9 : Les émissions de dioxyde de soufre (SO ₂) des bennes.....	304
ANNEXE 10 : Le cycle BOM de l'ADEME.....	305
ANNEXE 11 : Les essais ESC et ETC	306
ANNEXE 12 : Les émissions de polluants atmosphériques des bennes en haut le pied.....	307
ANNEXE 13 : Rapport entre émissions de polluants atmosphérique en collecte et en haut le pied.....	308
ANNEXE 14 : La conversion des émissions de polluants de g/kWh en g/km.....	309
ANNEXE 15 : Les émissions de polluants atmosphériques des bennes du STPP	311
ANNEXE 16 : bilan des impacts environnementaux quantitatifs de la collecte OM/MM du STPP.....	313
ANNEXE 17 : bilan environnemental quantitatif de l'incinération des déchets au SYCTOM.....	314
ANNEXE 18 : Effets du cumul des incertitudes quantitatives et des fourchettes des FM.....	315
ANNEXE 19 : Comparaison des bilans monétarisés des UIOM d'Ile de France	316
ANNEXE 20 : Détermination des caractéristiques des bennes de référence	317
ANNEXE 21 : Evolution du coût environnemental des impacts de la collecte en € km de 2010 à 2039	320
ANNEXE 22 : Achat anticipé de bennes hybrides dès 2014	321
ANNEXE 23 : Formation des conducteurs à la conduite douce	326
ANNEXE 24 : Construction d'un garage dans le Sud-Ouest parisien	330
ANNEXE 25 : Optimisation par l'algorithme du simplexe : minimisation de budget, maximisation du gain environnemental.....	336

Table des illustrations des annexes

I. Table des figures

Figure 1 – Taux de croissance annuel de la consommation par tête, tiré de [LEBEGUE, 2005].....	293
Figure 2 – Illustration de l'enrichissement génération après génération : projection de la croissance du PIB dans le monde entre 2000 et 2050, tiré de [SELOSSE, ASSOUMOU et MAÏZI, 2009]	293
Figure 3 – Simulation de l'évolution de la décroissance du taux d'actualisation [LEBEGUE, 2005]	295
Figure 4 – Prime de risque en % de l'espérance des bénéficiaires, tiré de [DELATTRE et VERON, 2005]	296
Figure 5 – Extrait d'un questionnaire utilisé par la D4E dans une enquête contingente sur les usages récréatifs du Loir [TERRA, 2005]	297
Figure 6 – Bilan environnemental de l'unité de traitement des eaux et des boues du site Seine aval en 2008, tiré de [SIAAP, 2008].....	299
Figure 7 – Teneur en soufre des carburants entre 1950 et 2009, tiré de [UFIP, 2005].....	304
Figure 8 – Zone de contrôle des régimes moteur pour le cycle ESC [DGMT, 2006].....	306
Figure 9 – Représentation graphique des régimes successifs de l'essai ETC, tiré de l'annexe III de la directive 2005/55/CE	306
Figure 10 – Performances environnementales de la benne de référence 2007.....	318
Figure 11 – Performances environnementales de la benne de référence 2014.....	318
Figure 12 – Performances environnementales de la benne hybride de référence.....	319
Figure 13 – Economies de carburant en volume entre 2010 et 2040 pour le parc de référence et l'action A1 (achat anticipé de bennes hybrides)	321
Figure 14 – Achat anticipé de bennes hybrides : économies budgétaires annuelles de carburant selon scénarios a-1 et a-2,	322
Figure 15 – Achat anticipé de bennes hybrides : cumul des économies budgétaires de carburant selon scénarios a-1 et a-2, valeurs actuelles	322
Figure 16 – Achat anticipé de bennes hybrides : bénéfice environnemental total par rapport au parc de référence, scénarios a1-b1 et a2-b2 (VAN 2010).....	325
Figure 17 – Achat anticipé de bennes hybrides : bénéfices environnementaux par rapport au parc de référence (VAN 2010)	325
Figure 18 – Achat anticipé de bennes hybrides : gain environnemental cumulé, scénarios a1-b1 et a2-b2 (VAN 2010)	325
Figure 19 – Conduite douce : économies budgétaires annuelles (à gauche) et cumul de ces économies (à droite, VAN 2010), scénarios a1 et a2	327
Figure 20 – Conduite douce : bénéfices environnementaux par type d'impact à gauche (scénarios a1, a2, b1 et b2), bénéfice total à droite (scénarios a1-b1 et a2-b2), VAN 2010.....	329
Figure 21 – Conduite douce : cumul des bénéfices environnementaux (VAN 2010).....	329
Figure 22 – Conduite douce : évolution comparée du gain budgétaire et du gain environnemental annuels.....	329
Figure 23 – Nouveau garage : bénéfices environnementaux (VAN 2010)	331
Figure 24 – Nouveau garage : bénéfices environnementaux cumulés (VAN 2010)	332
Figure 25 – Nouveau garage : quantités de carburant diesel et GNV économisées	332
Figure 26 – Nouveau garage : économies budgétaires de carburant, par an à gauche, cumul VAN à droite.....	332
Figure 27 – Nouveau garage : économies budgétaires totales induites (par an à gauche, cumul à droite), VAN 2010	335

II. Table des tableaux

Tableau 1 – Paramètres des scénarios du CGP pour le terme effet de richesse, tiré de [LEBEGUE, , 2005]....	294
Tableau 2 – Prime de risque anticipée (%) sur les principaux marchés d'actions, tiré de [BANSEL et CEDDAHA, 1999].....	295
Tableau 3 – Détermination du FM résultant de la collecte de 1 m ³ d'eaux usées par la Section de l'Assainissement de Paris (SAP) en 2008.....	298
Tableau 4 – Variation agricole des boues – bilan 2000 – Eléments traces métalliques, tiré de [SIAAP, 2002] .	299
Tableau 5 – Concentrations rejetées au milieu naturel par la station Seine aval, tiré de [SIAAP, 2008].....	300
Tableau 6 – Bilan du coût environnemental du traitement d'un mètre cube d'eaux usées à la station d'épuration Seine aval en 2008	300
Tableau 7 – Gain environnemental du recyclage de l'acier, aluminium, plastique, papiers-cartons et verre.....	301
Tableau 8 – Emissions maximales autorisées en g/kwh pour les cycles ETC et ESC, normes Euro 3 à 5	302

Tableau 9 – Valeurs d'émissions à respecter pour prétendre au niveau EEV pour les essais ETC et ESC.....	302
Tableau 10 – Emissions de GES dues à la combustion du carburant des bennes (hors émissions amont).....	303
Tableau 11 – Emissions amont des carburants par unité (litre ou Nm ³)	303
Tableau 12 – Emissions de GES sur un cycle pour des bennes thermiques.....	303
Tableau 13 – Emission de polluants des bennes à ordures ménagères utilisées dans l'étude [ADEME et GDF, 2007]	305
Tableau 14 – Les 13 modes du cycle ESC, adapté de l'annexe III de la directive 2005/55/CE.....	306
Tableau 15 – Comparaison des exigences aux essais ETC et ESC pour les valeurs de référence des normes Euro et EEV.....	307
Tableau 16 – Coefficients de conversion des résultats ESC en résultats ETC.....	307
Tableau 17 – Résultats aux tests ETC des bennes du parc STPP de 2007	307
Tableau 18 – Récapitulatif des émissions obtenues pour le cycle BOM de l'ADEME lors d'essais de 2001 et 2002 sur des bennes Euro 1 et Euro 2, données en roulage et collecte issues de [PLASSAT, 2003]	308
Tableau 19 – Consommations moyennes en kWh/km selon le type de benne	309
Tableau 20 – Emissions des deux types de bennes Euro 2 diesel du parc 2007 du STPP (en g/kwh)	309
Tableau 21 – Variation des seuils Euro 2 par rapport à Euro 1.....	309
Tableau 22 – Détermination des coefficients à appliquer aux données d'émissions ADEME des bennes diesel pour les transposer au cas du STPP.....	310
Tableau 23 – Détermination des coefficients à appliquer aux données d'émissions ADEME des bennes GNV pour les transposer au cas du STPP.....	310
Tableau 24 – Emissions de polluants atmosphériques des bennes STPP en g/km, parc 2007	311
Tableau 25 – Bilan des émissions des bennes du STPP en 2007 en g/an.....	312
Tableau 26 – Récapitulatif des flux quantitatifs et monétarisés des impacts annuels du STPP	313
Tableau 27 – Bilan environnemental quantitatif par tonne incinérée par le SYCTOM	314
Tableau 28 – Récapitulatif des incertitudes quantitatives de la collecte, du recyclage et de l'incinération	315
Tableau 29 – Fourchettes de variation des FM de la collecte, du recyclage et de l'incinération	315
Tableau 30 – Cumul des incertitudes quantitatives et variations des FM pour collecte, recyclage et incinération	315
Tableau 31 – Comparaison des bilans monétarisés de la moyenne des 19 UIOM d'Ile de France, des 3 UIOM du SYCTOM et des 16 UIOM d'Ile de France hors SYCTOM.....	316
Tableau 32 – Bilan environnemental monétarisé des différents types de bennes du parc STPP 2007.....	317
Tableau 33 – Coût environnemental de la benne Gasoil de référence 2007 (€/km).....	317
Tableau 34 – Coût environnemental de la benne GNV de référence 2007 (€/km)	318
Tableau 35 – Coût environnemental de la benne de référence 2007 (€/km)	318
Tableau 36 – Coût environnemental de la benne GNV de référence 2014 (€/km)	318
Tableau 37 – Coût environnemental de la benne hybride de référence (€/km).....	319
Tableau 38 – Coût environnemental des bennes de référence « anciennes » Gasoil (€/km).....	319
Tableau 39 – Coût environnemental des bennes de référence « anciennes » GNV (€/km).....	319
Tableau 40 – Parc de référence : coûts environnementaux NON actualisés en €/ km sur 30 ans	320
Tableau 41 – Surcoûts budgétaires annuels de l'achat anticipé de bennes hybrides en 2014	321
Tableau 42 – Achat anticipé de bennes hybrides : évolution des consommations de carburant	323
Tableau 43 – Achat anticipé de bennes hybrides : gain environnemental (VAN 2010).....	324
Tableau 44 – Conduite douce : économies budgétaires annuelles de carburant.....	327
Tableau 45 – Conduite douce : bénéfices environnementaux monétarisés (VAN 2010).....	328
Tableau 46 – Nouveau garage : bénéfices environnementaux monétarisés (VAN 2010).....	331
Tableau 47 – Nouveau garage : économies budgétaires	333
Tableau 48 – Valeurs des Rij (rendements environnementaux des actions A _i sur les impacts I _j) et valeurs des K _i qui en découlent	339
Tableau 49 – Valeurs des α _i pour 5 actions d'amélioration de l'impact environnemental de la collecte des déchets à Paris.....	339

Le taux d'actualisation ρ est déterminé en fonction d'un terme de préférence pure pour le présent (δ) et d'un terme d'effet de richesse ($g \cdot v$) résultante de la multiplication du taux de croissance de la consommation par habitant (g) par une constante (v) qui reflète l'élasticité (degré de sensibilité) de l'utilité marginale de la consommation par rapport au prix.

$$\rho = \delta + g \cdot v$$

1) La préférence pure pour le présent

La préférence pure pour le présent traduit la propension naturelle des agents économiques à préférer consommer un bien aujourd'hui plutôt que de différer leur consommation du bien convoité ainsi que la « probabilité de mourir » à chaque période [LEBEGUE, 2005]. Plus son désir de satisfaction aujourd'hui est grand, moins il souhaite attendre pour consommer et plus son taux de préférence pure pour le présent est élevé.

L'introduction d'un terme de préférence pure pour le présent dans la formule du taux d'actualisation tutélaire transpose à l'ensemble des consommateurs cette propension à la préférence de la satisfaction immédiate. Par contre, ce taux étant fixé pour l'évaluation des projets publics, il se doit de refléter les aspirations des générations actuelles et des générations futures. C'est la raison pour laquelle, suivant la métaphore du « planificateur bienveillant » [LECOCQ et HOURCADE, 2004], le terme de préférence pure pour le présent doit maximiser la somme des utilités individuelles des agents économiques des générations actuelles et à venir.

Si l'on ne tenait compte que de la satisfaction immédiate des générations actuelles, le taux de préférence pure pour le présent (Tppp) serait très grand de manière à « écraser » les valeurs futures lors de l'actualisation. Mais dans la détermination de la valeur du Tppp il faut tenir compte de l'évolution des technologies qui permettent d'abaisser les prix des biens produits. Si l'on patiente, il sera moins cher d'investir demain dans telle ou telle mesure de préservation de l'environnement que de se lancer dans le projet immédiatement. Différer sa consommation ou un projet peut donc être avantageux. Pour cette raison, le Tppp n'est pas si élevé qu'il pourrait l'être si les agents économiques n'avaient pas connaissance du phénomène du progrès technologique.

Par ailleurs, les citoyens prennent de plus en plus conscience de leur responsabilité vis-à-vis des générations futures sur l'état dans lequel ils leur légueront le patrimoine naturel et les ressources qu'il recèle. Cette prise de conscience collective est consécutive à certains signes qui ont montré que les ressources sont épuisables et que certaines externalités sont maintenant irréversibles (espèces menacées d'extinction, stocks d'énergies fossiles limités, disparition progressive de la mer d'Aral...). Cette prise de conscience est également un argument qui joue en la faveur d'un abaissement de la valeur du Tppp.

D'ailleurs, LECOCQ et HOURCADE [2004] soulignent que l'expression « préférence pure pour le présent » peut être trompeuse puisqu'elle a une certaine connotation négative vis-à-vis de la prise en compte des générations futures, valeur centrale du développement durable. De ce point de vue, le terme « *d'escompte social* » leur paraît être moins impactant et propose sans doute un meilleur reflet du phénomène réellement en jeu aujourd'hui qui devrait plutôt être qualifié de « *préférence pour le non sacrifice du présent* » [ibid.]. Pour une présentation plus détaillée des arguments en faveur de cette vision, on pourra se rapporter au raisonnement détaillé par LECOCQ [2000], chapitre 5.

2) L' « effet richesse »

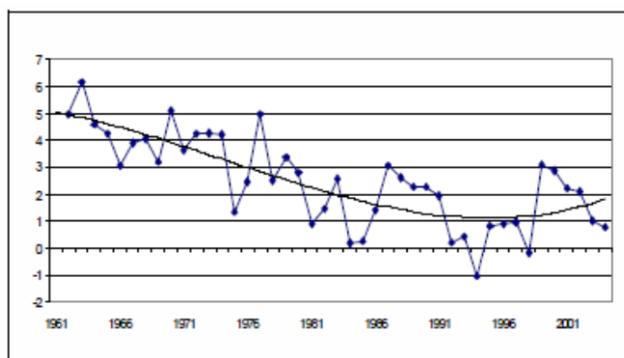
Le second terme à prendre en compte dans le taux d'actualisation est celui lié à l'hypothèse d'une croissance positive de la consommation appelé « effet richesse » [NICOLAS et al., 2002 ; LECOCQ et HOURCADE, 2004]. Si la croissance est positive, le consommateur disposera d'un salaire plus élevé tandis qu'un même bien pourra coûter moins cher demain grâce au progrès technologique. Les paniers de biens que le consommateur pourra s'offrir grâce à son revenu seront donc plus garnis qu'aujourd'hui et l'effet d'1€ supplémentaire dans les mains d'un agent économique de demain aura un intérêt bien moindre pour lui qu'un € supplémentaire pour un consommateur d'aujourd'hui au regard des ressources respectives à leur disposition.

Cet effet de diminution de l'intérêt d'une unité monétaire supplémentaire quand on dispose de revenus plus élevés est appelé en économie « hypothèse de décroissance marginale de l'utilité des agents ». L'effet de richesse introduit donc l'action du temps sur le revenu moyen dans le taux d'actualisation.

LEBEGUE [2005] illustre l'effet richesse avec la projection suivante : « depuis plus de deux siècles, le produit intérieur brut par habitant (PIB/hbt) double environ tous les 35 ans en valeur réelle, ce qui correspond à une croissance de 2 % par an. Si l'on projette cette tendance dans l'avenir, la génération qui vivra dans 200 ans disposerait d'un niveau réel de consommation 52 fois supérieur à celui dont dispose la génération actuelle. »

Ci-contre, est représenté le taux de croissance annuel de la consommation par tête en France entre 1961 et 2001. Ce graphique montre que, même si ce taux de croissance se ralentit entre 1961 et 1985, il se maintient à un niveau supérieur à 1% par an entre 1995 et 2001 pour aboutir à une moyenne de 2% environ sur ces 40 années. Ceci montre qu'il y a effectivement eu un enrichissement des générations successives sur cette période (voir également figure 2).

Figure 1 – Taux de croissance annuel de la consommation par tête, tiré de [LEBEGUE, 2005]



Source : INSEE, décembre 2004, document interne au groupe de travail

La prise en compte de cet effet richesse permet dans certains cas de ne pas s'engager aujourd'hui dans des dépenses pour des projets présentant un faible intérêt environnemental alors que ces projets n'auront qu'une faible valeur pour les générations futures. Il joue donc un rôle important dans la théorie de l'actualisation.

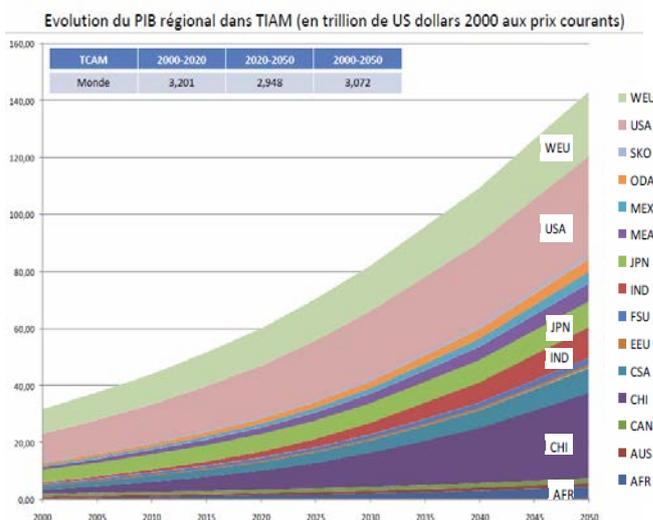


Figure 2 – Illustration de l'enrichissement génération après génération : projection de la croissance du PIB dans le monde entre 2000 et 2050, tiré de [SELOSSE, ASSOUMOU et MAÏZI, 2009]

ANNEXE 2 : Incertitudes et risque dans le calcul du Tppp et de l'effet richesse

La détermination du taux d'actualisation nécessite des réflexions sur les incertitudes et les risques.

1) Incertitude et taux de préférence pure pour le présent (Tppp)

Dans un contexte sans distorsions ni incertitudes, le mécanisme qui devrait conduire à définir la valeur du taux de préférence pure pour le présent selon DELATTRE et VERON [2005] est le suivant : « *En univers certain sans fiscalité distorsive et avec un marché parfait des capitaux, le taux social de préférence pour le présent devrait également coïncider avec la rentabilité de l'épargne investie dans le système productif, c'est-à-dire avec le taux d'intérêt rémunérant l'épargne placée sur ce marché. En effet, à l'équilibre, la perte d'utilité associée au report de la consommation d'une unité de revenu devrait être égale au gain d'utilité tiré des bénéfices futurs d'un placement quelconque de cette unité de revenu.* »

Dans la pratique, les prélèvements obligatoires, le jeu des acteurs sur les marchés financiers et les incertitudes qui pèsent sur l'évolution de la consommation, des technologies, des comportements individuels, du climat etc. font que finalement le Tppp n'est pas égal au taux d'intérêt de l'épargne sans en être très éloigné tout de même (légèrement inférieur pour incorporer le souci des générations futures) [LECOCQ et HOURCADE, 2004].

2) Incertitude et effet richesse

L'incertitude accompagne nécessairement les projections sur l'avenir au travers des différents domaines qui entrent en jeu dans les questions d'actualisation :

- l'évolution de l'économie mondiale,
- l'évolution de la démographie,
- la survenue d'irréversibilités environnementales,
- la vitesse de progression de la technologie,
- l'évolution des comportements...

L'incertitude fait donc partie du terme « effet de richesse » à plusieurs titres. C'est cette incertitude sur l'avenir qui doit conduire à être prudent et à ne pas donner une trop forte importance aux horizons très lointains comparativement aux préoccupations environnementales à court et moyen terme. Ceci n'est pas pour autant contradictoire avec le souci des générations futures. Tenir compte de l'incertitude c'est en quelque sorte une question de gestion en bon père (ou bonne mère !) de famille pourrait-on dire. Plus l'horizon est lointain, plus l'évolution de nos sociétés et de leurs interactions avec l'environnement sont flous. Ceci justifie de prendre un taux d'actualisation décroissant dans le temps.

Dans le rapport [LEBEGUE, 2005] on trouve différents scénarios pour la valeur du terme « effet de richesse » intervenant dans la définition du taux d'actualisation (le Tppp est pris égal à 0 pour ces exemples) en fonction de valeurs différentes des paramètres qui le composent : un encadrement du taux de croissance de l'économie entre un minimum et un maximum, une élasticité de la décroissance de l'utilité marginale de la consommation variant de 1 à 3 et une probabilité d'avoir une croissance minimum variant entre 0,1 et 0,8 (et donc une probabilité d'avoir une croissance maximum variant entre $1-0,8 = 0,2$ et $1-0,1=0,9$). Ces variantes sont présentées dans le tableau 1 avec la représentation graphique correspondante qui suit (figure 3).

Tableau 1 – Paramètres des scénarios du CGP pour le terme effet de richesse, tiré de [LEBEGUE, , 2005]

	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Taux de croissance max	3	2	3	3	2	3
Taux de croissance min	0	1	1,5	0	1	0,5
Elasticité γ	3	2,5	3	1	1	3
Taux de préférence pure pour le présent	0	0	0	0	0	0
Probabilité p_max	0,9	0,9	0,5	0,5	0,2	0,2
Probabilité p_min	0,1	0,1	0,5	0,5	0,8	0,8

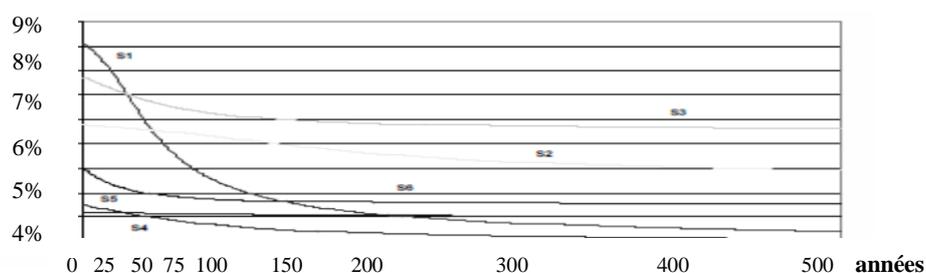


Figure 3 – Simulation de l'évolution de la décroissance du taux d'actualisation [LEBEGUE, 2005]

3) La prise en compte du risque

D'après GOLLIER [2005], lorsque le Commissariat Général du Plan (CGP) avait fixé un taux d'actualisation à 8% en 1985, il l'avait justifié en partie par la nécessité d'intégrer une prime de risque¹ dans le calcul économique public (variation des primes de risques dans quelques pays entre 1985 et 1996 au tableau 2).

En 2005, le raisonnement du CGP pour supprimer le risque du taux d'actualisation a consisté à constater d'une part qu'un taux d'actualisation uniforme pénalise les projets les moins risqués et d'autre part que les projets comportent des risques de nature différente (économique, environnementale, ...) [GOLLIER, 2005].

Le risque a donc été retiré du taux d'actualisation tutélaire en 2005 et doit être pris en compte dans les coûts et bénéfices annuels (financiers et/ou environnementaux) des projets étudiés. Le taux d'actualisation hors risque est qualifié de « taux pur » par BERNARD [2004].

Tableau 2 – Prime de risque anticipée (%) sur les principaux marchés d'actions, tiré de [BANCEL et CEDDAHA, 1999]

	France	Canada	USA	Allemagne	Japon	UK
1985			5,45			
1986			7,2			
1987		3,95	5,99			
1988	5,41	4,11	6,14	5,57	7,70	8,99
1989	5,21	4,44	6,62	5,47	6,80	7,39
1990	5,26	3,98	7,15	3,53	3,22	6,14
1991	5,66	5,64	7,33	4,44	0,38	7,25
1992	7,19	5,29	7,73	4,46	0,66	8,97
1993	8,64	6,27	7,96	5,37	3,20	8,91
1994	8,90	6,32	7,27	6,48	7,73	8,64
1995	9,04	6,80	7,75	9,53	13,9	8,69
1996	10,10	7,81		7,74	7,19	8,44
Moyenne	7,27	5,45	6,96	5,85	5,64	8,70
écart-type	2,15	1,40	0,88	1,90	4,36	1,10

Source : Khorana A., Moyer R. et Patel A., 1997, *An examination of equity risk premium forecasts in the G-6 countries, Working paper.*

DELATTRE et VERON [2005] expliquent qu'il faudrait mettre au point en France une méthode de prise en compte du risque dans les projets publics. Se référant à un ouvrage de référence de Christian Gollier², ils proposent de prendre en compte le risque en intégrant des primes de risque dans les bilans annuels afin de réduire les bénéfices attendus des projets procycliques³ qui, selon leurs termes « accroissent la volatilité de l'économie ». En effet, les projets procycliques agissent comme des amplificateurs des tendances du moment (accélération de la tendance à la hausse ou à la baisse pour des éléments tels que le chômage, la dette public, la consommation des ménages...) et peuvent donc avoir des effets secondaires plus délétères pour la situation actuelle qu'un projet équivalent qui serait soit contra-cyclique soit sans effet distorsif particulier sur le fonctionnement de l'économie. Pour ces

¹ Prime de risque : différence entre la rentabilité exigée par les investisseurs d'un portefeuille diversifié et le rendement des titres sans risque émis par le Trésor

² Gollier, C., 2001, «The Economics of risk and time», MIT Press, Cambridge, MA

³ Procyclique : qui se déplace dans le même sens que la production, le revenu et l'emploi dans le cycle conjoncturel ; qui baisse pendant les récessions et augmente pendant les expansions

auteurs, « les projets dont les bénéfices sont contra-cycliques doivent être survalorisés car ils offrent une assurance contre les fluctuations macroéconomiques. Inversement, les projets dont les bénéfices sont pro-cycliques sont à valoriser en deçà de l'espérance de leurs bénéfices, car ils tendent à accroître la volatilité de la consommation future ». Selon le raisonnement de DELATTRE et VERON, ces primes de risque joueraient en quelque sorte le rôle d'amortisseurs et permettraient, toutes choses égales par ailleurs, de préférer les projets non pas moins risqués mais moins potentiellement impactant structurellement parlant.

Cette approche nécessite une analyse des effets économiques secondaires des projets qui revient en fait à pousser à l'extrême l'étude des externalités. D'un point de vue pratique, cette analyse ne sera possible que pour des projets d'envergure (typiquement les éléments structurants pour notre société comme les infrastructures de transport, les technologies de communication, les réseaux d'énergie) pour lesquels les moyens d'analyse (personnel disponible et formé au calcul économique, budgets d'étude...) et les données économiques nécessaires peuvent être mobilisés. GOLIER dresse dans [2005] l'inventaire des analyses complémentaires à réaliser :

- « estimer les relations statistiques entre le rendement social du projet et le risque macroéconomique »
- et le cas échéant : modéliser la résolution dans le temps de l'incertitude sur ce rendement »

Pour terminer de se convaincre, de la complexité de la tâche pour les administrations s'il en était nécessaire, on pourra lire les pages 7 et 8 de [DELATTRE et VERON, 2005].

Pour les projets d'envergure (projets de l'Etat, transports, zones d'activités, logements...), les administrations et particulièrement les collectivités locales ne pourront s'en sortir face à cette complexité qu'à condition qu'une doctrine générale et un mode opératoire soient définis avec la nécessité d'un mode opératoire simplifié pour les projets plus modestes.

Dans l'attente, pour les projets n'impactant pas les grands facteurs de l'économie (consommation, travail... à grande échelle), on pourra prendre comme prime de risque le pourcentage de l'espérance des bénéfices⁴ défini en fonction du nombre d'années dans lequel ce bénéfice interviendra suivant la courbe fournie par la DGTPE (voir ci-contre). Encore faut-il pour cela connaître les probabilités des bénéfices aux horizons considérés.

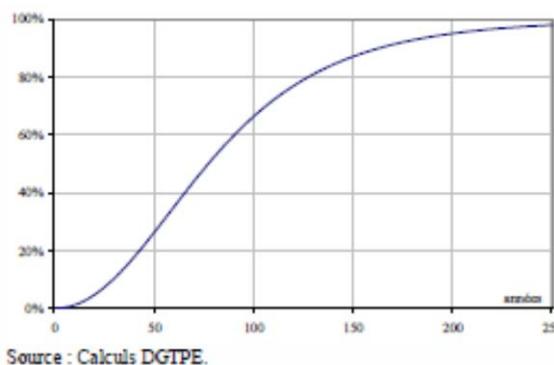


Figure 4 – Prime de risque en % de l'espérance des bénéfices, tiré de [DELATTRE et VERON, 2005]

Pour la grande majorité des projets publics et notamment dans les collectivités territoriales, cette préoccupation du risque au sens de l'amplification potentielle des cycles économiques ne pourra pas s'appliquer à la fois parce que les projets étudiés n'atteignent pas l'envergure de ceux de l'Etat et n'ont donc pas un effet mesurable sur la « marche » de l'économie nationale mais aussi tout simplement parce que les connaissances du calcul économique et les moyens disponibles ne le permettent pas.

Pour autant, un effet des projets des collectivités sur la dynamique locale (emplois, vitalité des quartiers, insertion sociale, désenclavement etc.) à l'échelle de la communauté de communes, voire du quartier n'est pas à négliger. Ce sont simplement les modalités de leur prise en compte qu'il convient d'adapter pour ne pas déployer inutilement des outils démesurés par rapport à l'objet étudié ce qui aurait un effet contreproductif vis-à-vis des décideurs et du grand public en discréditant le calcul économique apparaissant alors comme bien trop complexe. Pour les collectivités et d'une manière générale pour les projets non structurants, la prise en compte du risque pourrait se faire au moyen d'une échelle d'évaluation séparée et simplifiée (sous forme de notes ou de pictogrammes par exemple). Cette échelle, en apportant, une information complémentaire plus qualitative permettrait une prise de décision sur l'ensemble des critères sans avoir à comparer entre elles des grandeurs dont la signification concrète serait perdue de vue.

⁴ notion de probabilité qui s'obtient en sommant les bénéfices pondérés par la probabilité du bénéfice.

ANNEXE 3 : Exemple de scénario d'une enquête contingente

<p>Je vais maintenant vous parler de la politique de l'environnement et de la façon dont elle se déclinerait sur cette rivière. Un des objectifs de la politique de l'environnement en France et en Europe est d'améliorer l'état écologique des cours d'eau.</p> <p>Le Loir, entre La Flèche et La Chartre-sur-le-Loir est actuellement dans un état moyen.</p>	} Présentation générale du bien
<p>Le bon état écologique pourrait être atteint par une meilleure gestion des prélèvements en eau et des rejets de polluants ainsi que par la suppression de certains obstacles sur la rivière, les seuils d'anciens moulins par exemple.</p>	} Présentation du changement valorisé et description des mesures
<p>Pour la pratique de la pêche par exemple, ces mesures auraient pour conséquences :</p> <ul style="list-style-type: none">- un accès à la rivière facilité par la disparition des vases- la disparition de certains plans d'eau et davantage de liberté d'écoulement des eaux- une meilleure qualité de l'eau, moins d'algues- et une plus grande diversité des espèces de poissons.	} Conséquence du changement pour les usagers (ici, pêche)
<p>Globalement, seriez-vous tout à fait favorable, plutôt favorable, plutôt pas favorable ou pas du tout favorable à ces mesures ?</p>	} Question sur la position des personnes interrogées sur ces mesures
<p>Je vais maintenant vous proposer un scénario fictif, pour lequel j'aimerais connaître votre position personnelle.</p>	} Présentation du scénario de valorisation
<p>Pour appliquer ces mesures sur la rivière, une structure intercommunale pourrait être créée afin de réaliser les travaux et l'entretien nécessaire.</p>	} Mode de mise en œuvre des mesures
<p>Cette structure serait financée de manière volontaire par les usagers de la rivière et l'argent ainsi récolté servirait exclusivement à cette rivière.</p>	} Support de paiement : don
<p>Quelle contribution financière seriez-vous prêt(e) à verser, par an en euros, pour le financement de cette structure ?</p>	} Période temporelle : versement annuel

Figure 5 – Extrait d'un questionnaire utilisé par la D4E dans une enquête contingente sur les usages récréatifs du Loir [TERRA, 2005]

ANNEXE 4 : Bilan environnemental de la collecte des eaux usées à Paris

Extrait de DOMERGUE Magali (2009) *L'impact des activités du STPP sur l'environnement - CAHIER 2 : Analyse environnementale*, Mairie de Paris, Direction de la Propreté et de l'Eau, document de travail interne, 231 p. [DOMERGUE, 2009]

A partir des données quantitatives de la section d'assainissement de Paris (SAP) sur les impacts liés à la collecte des eaux usées [MAIRIE DE PARIS, 2009], on peut déduire le facteur de monétarisation composite de la collecte des eaux usées à Paris. Le tableau ci-dessous fournit les flux physiques quantitatifs pour les 336 millions de m³ d'eaux usées collectés en 2008 [MAIRIE DE PARIS, 2009] et monétarise chacun de ces impacts grâce au facteur de monétarisation correspondant. On aboutit à un FM résultant de **0,017 €/m³ d'eau collectée**

Tableau 3 – Détermination du FM résultant de la collecte de 1 m³ d'eaux usées par la Section de l'Assainissement de Paris (SAP) en 2008

eaux transportées		336 000 000 m ³ /an (2008)										
aspect environnemental	données quantitatives	source	impact environnemental	données quantitatives	facteur monétarisation	coût environnemental						
fioul	12 MWh	SAP [240]	épuisement énergies fossiles		0,054 €/kWh	648 €						
gaz naturel	592 MWh			31 958 €								
électricité	4 336 MWh			604 112 €								
fioul	12 MWh			pollution atmosphérique		NOx	0,15 g/kWh	171 €/kg NOx	308 €			
gaz naturel	592 MWh					SO ₂	0,17 g/kWh	348 €/kg SO ₂	710 €			
électricité	4 336 MWh					NOx	0,085 g/kWh	171 €/kg NOx	8 602 €			
fioul	12 MWh					CO	0,07 g/kWh	0,073 €/kg CO	3 €			
électricité	4 336 MWh			impact env global hors effet de serre				0,012 €/kWh final	134 €			
fioul	12 MWh			changement climatique			301 géqCO ₂ / kWh final	50€/tqCO ₂	181 €			
gaz naturel	592 MWh						235 géqCO ₂ / kWh final		6 954 €			
électricité	4 336 MWh		40 géqCO ₂ / kWh final		8 672 €							
fournitures	3,614 M€	SAP [240]	impact global		0,12 € / €	43 368 €						
papier	11 t	SAP [240]	impact global		2,5 €/kg	27 500 €						
déplacements curage + entretien réseau	183 395 km	SAP [240]	pollution atmosphérique INRETS [64]	CO	1 g/L	55	0,073 €/ / kg	4 €				
	54 608 L de carburant			NOx	0,96 g/L	52	171 € / kg	8 964 €				
	soit : 29,8 L / 100 km			HC	1,07 g/L	58	42 € / kg	2 454 €				
	hypothèse : utilitaires urbains moyens gasoil, émissions INRETS			PM	0,025 g/L	1,37	2642 € / kg	3 607 €				
déplacements entretien des réseaux	1 574 042 km	SAP [240]	pollution atmosphérique INRETS [64]	CO ₂	455 g/L	154 tqCO ₂	50 €/tqCO ₂	8 €				
	893 tqCO ₂			énergie fossile	54 608 L	GO : 36 MJ/L	0,015 €/ MJ	29 488 €				
	soit : 1 géqCO ₂ / km			CO	1 g/L	338	0,073 € / kg	25 €				
	hypothèse : utilitaires urbains moyens gasoil, émissions INRETS			NOx	0,96 g/L	325	171 € / kg	55 555 €				
traitement des boues	440 769 kWh	SAP [240]	impact env global	électricité hors effet de serre			0,012 €/kWh final	5 289 €				
				changement climatique	84 géqCO ₂ / kWh final	18 tqCO ₂	50 €/tqCO ₂	882 €				
dégagement de méthane dans les égouts	50 géqCO ₂ / m ³	SAP [240]	effet de serre	16 800 tqCO ₂		50 €/tqCO ₂	840 000 €					
travaux	grands travaux	3 126 tqCO ₂	SAP [240]	effet de serre		50 €/tqCO ₂	156 300 €					
	création réseau ZA	1 149 tqCO ₂				57 450 €						
	réhabilitation :	10 082 mL	SAP [240]	impact env global hors effet de serre par mètre linéaire de réseau	2 179 €/mL	SAP [162]	21 968 678 €	0,12 € / €	2 503 917 €			
	remplace ¹ / pose :	251 mL			796 €/mL		199 796 €	déduire : 50 €/tqCO ₂				
	création en ZA (zone d'aménagement)	conduites : 710 mL			2 145 €/mL travaux entretien	8 148 297 €	0,12 € / €	920 346 €				
		cadres : 1 145 mL	303 kgqCO ₂ /mL entretien									
		ovoides : 136 mL	577 kgqCO ₂ /mL création ZA									
	SAP [162]	total = 1 991 mL	prorata :	4 093 €/mL	déduire : 50 €/tqCO ₂	5 582 376 €						
						TOTAL	5 582 376 €					
							0,017 €/m³					

total gaz à effet de serre : 22 483 tqCO₂

0,067 kéqCO₂/m³

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

1) Les consommations d'énergie

Le diagramme ci-dessous rassemble les consommations d'énergie et émissions de gaz à effet de serre de la station d'épuration Seine aval (Achères) du SIAAP (Syndicat interdépartemental d'assainissement de l'agglomération parisienne) en 2008 [SIAAP, 2008]. Ces données seront utilisées pour établir le tableau 6 page suivante.

Pour les émissions de gaz à effet de serre du poste « énergie » ce n'est pas la valeur 10 273 t_{éqCO₂} de ce diagramme qui sera prise en compte car la source [SIAAP, 2008] n'indique pas à quelles consommations d'énergie cela correspond. On prendra en compte un total de **19 262 t_{éqCO₂}** émises pour 596 millions de m³ traités qui est la valeur figurant au Bilan Carbone 2006 de cette station d'épuration [MAIRIE DE PARIS, 2009]⁵.

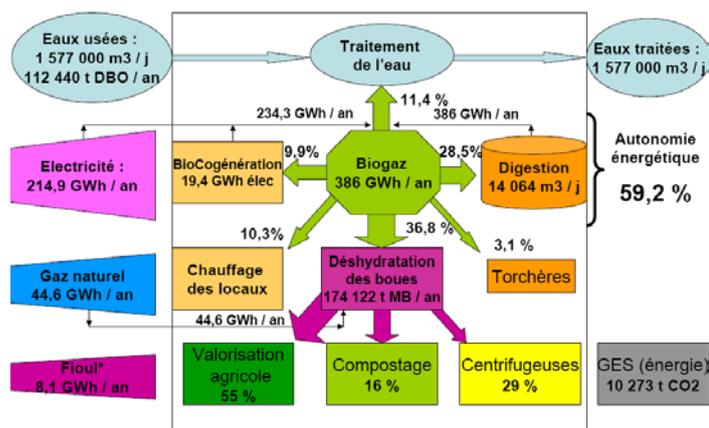


Figure 6 – Bilan environnemental de l'unité de traitement des eaux et des boues du site Seine aval en 2008, tiré de [SIAAP, 2008]

2) Les émissions de méthane dues aux matières organiques rejetées au milieu naturel

Selon le *Bilan carbone de la région Ile de France* réalisé en 2007 [IAURIF], les émissions de méthane provenant de la matière organique résiduelle en sortie de STEP sont de 0,25 kg de méthane par kg de DBO⁶.

3) Les éléments traces métalliques dans les boues épandues

Le tableau ci-dessous fournit les quantités de métaux par kg de matière sèche (boues) pour l'épandage des boues du SIAPP en 2000 (station Seine aval) [SIAAP, 2002]. Ces quantités sont toutes inférieures aux normes autorisées. On considère donc qu'il n'y a pas d'effet négatif sur l'environnement (capacité d'autoépuration du milieu respectée) et que le coût de l'impact environnemental associé est nul.

	Cadmium	Chrome	Cuivre	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc	Cr + Cu + Ni + Zn
Boues	7	113,3	789,4	5,3	39,6	334,2	2031	3004,3
Valeur limite pour épandage (arrêté 08/01/98)	15	1 000	1 000	10	200	800	3 000	4 000

Exprimés en mg /kg MS

Tableau 4 – Variation agricole des boues – bilan 2000 – Eléments traces métalliques, tiré de [SIAAP, 2002]

⁵ 18 603 t_{éqCO₂} pour 575 millions de m³ traités en 2008

⁶ DBO = « quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques contenues dans l'eau, par l'intermédiaire des bactéries. C'est la quantité d'oxygène qui sera prélevée au milieu naturel en cas de déversement. On évalue usuellement la quantité consommée sur 5 jours (DBO5) » [MAIRIE DE PARIS, 2009]

4) Les éléments rejetés au milieu naturel

Le tableau suivant fournit, les concentrations rejetées par la station Seine aval [SIAAP, 2008] ;

	Débit m ³ /j x1000	Concentrations admises						Concentrations rejetées						Rendements					
		MES	DBO	DCO	NTK	NGL	Pt	MES	DBO	DCO	NTK	NGL	Pt	MES	DBO	DCO	NTK	NGL	Pt
		mg/l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mg/l	mg/l	mg/l	%	%	%	%	%	%
Moy.jour 2004	1901	245	195	433	48,6	7,4	33	24	99	42,5	2,5	87	87	77	12,5				65,7
Moy.jour 2005	1822	264	189	449	50,2	6,9	30	22	97	45,1	2,7	89	88	78	10,2				60,9
Moy.jour 2006	1715	250	179	433	48,0	6,8	28	22	94	43,7	2,0	89	88	78	9,1				70,3
Moy.jour 2007	1633	298	185	454	49,2	6,9	22	18	80	19,2	42,4	2,0	93	90	82	60,9	13,8		71,1
Moy.jour 2008	1577	262	195	477	51,7	6,6	16	14	62	11,2	37,1	1,0	94	93	87	78,3	28,3		84,6

- MES = matières en suspension⁷
- DBO = demande biologique en oxygène
- DCO = demande chimique en oxygène⁸
- NTK = azote oxydé
- NGL = azote total
- Pt = Phosphore

Tableau 5 – Concentrations rejetées au milieu naturel par la station Seine aval, tiré de [SIAAP, 2008]

5) Bilan

Le tableau ci-dessous dresse le bilan du coût environnemental du traitement d'un mètre cube d'eaux usées à la station d'épuration Seine aval sur la base des hypothèses rassemblées aux paragraphes précédents. Ce coût environnemental est évalué à **0,068 €/m³**. Les émissions de gaz à effet de serre du process de traitement d'un m³ d'eaux usées à la station d'épuration d'Achères sont de 85 783 téqCO₂ pour 1 577 000 m³ par jour soit 0,149 kgéqCO₂/m³.

eaux traitées :		1 577 000	m ³ /jour	575 605 000	m ³ /an (2008)	
aspect environnemental	données quantitatives	source	impact environnemental	données quantitatives	facteur monétarisation	coût environnemental
fioul	8,1 GWh	SIAAP [239]	épuisement énergies fossiles		0,054 €/kWh	437 400 €
gaz naturel	44,6 GWh				2 408 400 €	
électricité	214,9 GWh				29 939 868 €	
fioul	8,1 GWh				207 765 €	
gaz naturel	44,6 GWh	SIAAP [239]	pollution atmosphérique	NOx 0,15 g/kWh	171 €/kg NOx	479 196 €
				SO ₂ 0,17 g/kWh	348 €/kg SO ₂	648 261 €
				NOx 0,085 g/kWh	171 €/kg NOx	228 €
				CO 0,07 g/kWh	0,073 €/kg CO	6 653 €
électricité	214,9 GWh		impact env global hors effet de serre		0,012 €/kWh primaire	2 575 200 €
biogaz	386 GWh	SIAAP [239]	effet de serre	20 844 téqCO ₂	50 €/téqCO ₂	1 042 200 €
	0,064 kgéqCO ₂ /kWh	facteur d'émission ADEME				
GES énergie	18 603 téqCO ₂	Bilan Carbone du SIAAP 2006 [240]	changement climatique	18 603 téqCO ₂	50 €/téqCO ₂	930 143 €
papier	10,3 t	SIAAP [239]	impact global	dont 1,34 téqCO ₂ / tonne de papier (voir étude STPP) soit un total de 14 téqCO ₂ pour ce poste	2,5 €/kg	25 750 €
DBO (dégagement de méthane dans le milieu naturel)	14mgO ₂ /l	SIAAP [239]	effet de serre	46 336 téqCO ₂	50 €/téqCO ₂	2 316 810 €
	8 058 470 kg de DBO/an					
	0,25 kg CH ₄ / kg de DBO					
	2 014 618 kg CH ₄	RldF [241]				
NGL (azote global)	37,1 mg/L	SIAAP [239]	eutrophisation des eaux	21 354 946 kg NGL	0,023€/kg NOx	149 485 €
					0,007 €/kg N	
P (phosphore)	1 mg/L	SIAAP [239]		575 605 kg P	0,94 €/kg P	541 069 €
				TOTAL		39 133 228 €
				total gaz à effet de serre :		0,068 €/m³
				85 783 téqCO ₂		
				0,149 kgéqCO ₂ /m ³		

Tableau 6 – Bilan du coût environnemental du traitement d'un mètre cube d'eaux usées à la station d'épuration Seine aval en 2008

⁷ MES = particules de toutes tailles, de nature minérale ou organique, en suspension dans les effluents [MAIRIE DE PARIS, 2009]

⁸ DCO = « quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader l'ensemble des matières oxydables contenues dans l'effluent, qu'elles soient biodégradables ou non » [MAIRIE DE PARIS, 2009]

ANNEXE 6 : Gain environnemental du recyclage de 5 types de matériaux

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

Le tableau suivant présente pour 5 types de matériaux recyclés à partir des ordures ménagères (acier, aluminium, plastique, papiers-cartons et verre) les quantités de matières premières primaires et d'énergie économisées ainsi que les émissions de CO₂ évitées (ramenées à la tonne de matériau recyclé). Ceci permet d'évaluer le gain environnemental du recyclage de ces 5 matériaux en utilisant les facteurs de monétarisation du minerai de fer, de la bauxite, du bois, de l'énergie fossile et du CO₂.

Tableau 7 – Gain environnemental du recyclage de l'acier, aluminium, plastique, papiers-cartons et verre

MATERIAU RECYCLE = matière première secondaire	matière première				test sensibilité		CO ₂		test sensibilité		énergie		test sensibilité		TOTAL	
	matières premières économisées [96b]	hypothèses de monétarisation		monétarisation des matières premières par tonne recyclée	-30%	+30%	CO ₂ évité [96b]	FM	monétarisation CO ₂ par tonne recyclée	-50%	+50%	énergie économisée [96b]	FM	monétarisation énergie économisée par tonne recyclée		-35%
ACIER	1,42 t de minerai de fer	[65] : FM = "cotation des métaux dans les bourses des matières premières (London Metal Exchange)" Lme acier 2/12/08 = 290 \$/t avec 1 € = 1,26 \$		290 / 1,26 = 230 €/t 1,42 x 230 = 326,6 €/t	327 €/t	229 €/t	425 €/t	1,8 t	90 €/t	45,0 €/t	135,0 €/t	6,3 MWh	340 €/t	221,1 €/t	459,3 €/t	757 €/t
	0,57 t de coke (charbon)	PCI charbon : 8,5 kWh/kg 0,054 €/kWh		8,5 x 0,054 = 0,46 € 0,57 x 0,46 = 0,26 €												
	1,1 m ³ d'eau	collecte + traitement eaux usées		0,085 €/m ³ 0,09 €												
ALUMINIUM	2,26 t de bauxite	[65] : facteur de monétarisation = "cotation des métaux dans les bourses des matières premières (London Metal Exchange)" LME aluminium le 2/12/08 : 1690 \$/t avec 1 € = 1,26 \$ 4 tonnes de bauxite nécessaires pour donner 1 t d'aluminium		1690 / 4 / 1,26 = 335 €/t 2,26 x 335 = 757 €	758 €/t	531 €/t	985 €/t	0,73 t	37 €/t	18,3 €/t	54,8 €/t	29,6 MWh	1598 €/t	1039,0 €/t	2157,8 €/t	2393 €/t
	9 m ³ d'eau	collecte + traitement eaux usées		0,085 €/m ³ 0,8 €												
PLASTIQUE	0,83 m ³ de pétrole	1 litre = 10 kWh 0,054 €/kWh		10 x 0,054 = 0,54 €/litre 0,83 x 0,54 = 0,45 €	155 €/t	108 €/t	201 €/t	1,2 t	60 €/t	30,0 €/t	90,0 €/t	12 MWh	648 €/t	421,2 €/t	874,8 €/t	863 €/t
	244 m ³ de gaz naturel	1 Nm ³ de gaz = 11,628 kWh 0,054 €/kWh		11,628 x 0,054 = 0,63 €/Nm ³ 244 x 0,63 = 153,7 €												
	8,4 m ³ d'eau	collecte + traitement eaux usées		0,085 €/m ³ 0,7 €												
papier-carton	2,6 t de bois	[65] : 0,36 €/kg de bois		2600 x 0,36 = 936 €	937 €/t	666 €/t	1219 €/t	0,04	2 €/t	1,0 €/t	3,0 €/t	11 MWh	594 €/t	366,1 €/t	801,9 €/t	1533 €/t
	16,9 m ³ d'eau	collecte + traitement eaux usées		0,085 €/m ³ 1,4 €												
VERRE	0,66 t de sable	0 €/t (source : [65])		0 €	0 €/t	0 €/t	0 €/t	0,4 t	20 €/t	10,0 €/t	15,0 €/t	1,1 MWh	59 €/t	38,6 €/t	80,2 €/t	79 €/t
	0,54 m ³ d'eau	collecte + traitement eaux usées		0,085 €/m ³ 0,05 €												

* FM = facteur de monétarisation

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

1) Les types d'essais normalisés

La réglementation européenne sur les émissions de polluants atmosphériques concerne le monoxyde de carbone(CO), les hydrocarbures (HC), les oxydes d'azote (NOx), les particules (PM) et le méthane (CH₄) qui est un gaz à effet de serre plus puissant que le dioxyde de carbone (CO₂).

Les mesures d'émissions de polluants des véhicules légers sont effectuées sur un banc d'essai à rouleau. Les résultats des émissions de polluants obtenus durant le cycle sont exprimés en g/km.

En ce qui concerne les poids lourds, les tests sont effectués directement sur le moteur qui est disposé sur un banc d'essai spécifique. Les émissions de polluants mesurées durant le cycle sont alors exprimées par rapport à la consommation d'énergie du moteur : en g/kWh.

Il existe différents cycles de test normalisés des véhicules [HUGREL et JOURMARD, 2006]. Les cycles ESC et ETC sont décrits à l'annexe 11.

2) Les valeurs des normes d'émissions des polluants atmosphériques

Les normes d'émission des polluants atmosphériques à respecter en Europe par les véhicules légers et par les poids lourds sont fixées par des directives européennes. Ces normes d'émissions sont numérotées de Euro 0 à Euro 6. A partir de la norme Euro 3, ce sont les protocoles d'essai ESC et ETC qui sont utilisés (voir annexe 11). Les valeurs des normes d'émission de polluants atmosphériques pour ces deux cycles ESC et ETC et leur date d'application obligatoire sont résumées dans les tableaux ci-contre.

cycle dynamique ETC, émissions maximales autorisées en g/kWh

	date d'application	CO	HC non méthanique	CH4	NOx	Particules
Euro 3	01/10/2001	5,45	0,78	1,6	5	0,16
Euro 4	01/10/2006	4	0,55	1,1	3,5	0,03
Euro 5	~ 2008/2010	4	0,55	1,1	2	0,03

cycle statique ESC, émissions maximales autorisées en g/kWh

	date d'application	CO en g/kWh	HC non méthaniques	CH4 en g/kWh	NOx en g/kWh	Particules en g/kWh
Euro 3	01/10/2001	2,1	0,66		5	0,1
Euro 4	01/10/2006	1,5	0,46		3,5	0,02
Euro 5	~ 2008/2010	1,5	0,46		2	0,02

Tableau 8 – Emissions maximales autorisées en g/kwh pour les cycles ETC et ESC, normes Euro 3 à 5

3) Les véhicules plus respectueux de l'environnement (EEV)

La directive 2005/55/CE du 28 septembre 2005 concernant le rapprochement des législations des états membres relatives aux mesures à prendre contre les émissions de gaz polluants (...) définit des normes de rejets de polluants atmosphériques d'application volontaire, contrairement aux normes Euro qui sont obligatoire. Ces normes volontaires sont désignées par le signe EEV pour *Enhanced Environmentally Friendly Vehicle* (« véhicule plus respectueux de l'environnement »). Le tableau suivant donne les valeurs à respecter pour pouvoir prétendre au niveau EEV pour les essais ETC et ESC.

	CO g/kWh	HCNM* g/kWh	CH4 g/kWh	NOX g/kWh	Particules g/kWh
cycle dynamique ETC	3	0,4	0,65	2	0,02
cycle statique ESC	1,5	0,25		2	0,02

*HCNM : hydrocarbures non méthaniques

Tableau 9 – Valeurs d'émissions à respecter pour prétendre au niveau EEV pour les essais ETC et ESC

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

1) Emissions en collecte :

Les émissions de gaz à effet de serre sont directement liées aux consommations de carburant. Selon les données de l'INRETS [HUGREL et JOUMARD, 2006], la part de carbone émise sous forme de CO est maintenant négligeable et on peut donc considérer que le carbone contenu dans les carburants est entièrement émis sous forme de CO₂ complété par du méthane (CH₄) pour le GNV.

Comme ces émissions ne sont pas liées aux technologies des véhicules mais à la seule consommation (sauf peut-être pour les émissions de CH₄ du GNV qui peuvent être réduites pour les véhicules les plus récents), les chiffres de l'étude 2001-2002 de l'ADEME sur les bennes [PLASSAT, 2003 ; ADEME et GDF, 2007] peuvent être repris.

Le pouvoir de réchauffement global (PRG) du méthane (CH₄) est 23 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone à poids égal (1 g de CH₄ produit le même effet que 23 g de CO₂). Le tableau ci-contre donne les émissions de gaz à effet de serre des bennes en gramme équivalent CO₂ (géqCO₂).

données d'émissions (en g / km)	diesel	GNV
CO ₂	2193	2479
CH ₄ en géq CO ₂ /km	0	112,7
TOTAL GES en géqCO₂/km	2193	2592
consommation (litre ou Nm ³ / 100 km)	86	120
émissions de GES en géqCO₂/ litre ou par Nm³	2550 géqCO ₂ /L	2160 géqCO ₂ /Nm ³

Tableau 10 – Emissions de GES dues à la combustion du carburant des bennes (hors émissions amont)

2) Emissions amont : Production/transport/distribution d'énergie⁹ :

Contenu carbone des différents carburants :

- gaz naturel : 0,008 kéqC par kWh PCI = 0,028 kéqCO₂ par kWh PCI¹⁰
- essence : 0,013 = 0,048 kéqCO₂ par kWh PCI
- GPL : 0,011 = 0,041 kéqCO₂ par kWh PCI

Faute de données pour le gaz naturel véhicules (GNV), les émissions amont seront prises égales à celle du gaz naturel énergie. Pour le gasoil, les émissions amont seront considérées égales à celles de l'essence. Le tableau suivant détermine, à partir de la teneur énergétique des carburants, les émissions amont correspondantes en kéqCO₂ par unité de carburant (litre ; Nm³ pour le GNV)

	MJ / unité (litre ou Nm ³)	kWh / unité	émissions amont	
			kéqCO ₂ / kWh	kéqCO ₂ / L ou Nm ³
diesel	36	10,0	0,048	0,48
essence	32	8,9		0,43
gaz naturel	38	10,6	0,028	0,30
GPL	24	6,7	0,041	0,27

Tableau 11 – Emissions amont des carburants par unité (litre ou Nm³)

Ces chiffres sont confirmés par un rapport de la Commission Wallonne pour l'Energie [2004] qui indique que les émissions de gaz à effet de serre sur le cycle complet sont de 251 kgCO₂/kWh pour le gaz naturel et 306 pour le gasoil ce qui correspond à 2,7 kgCO₂/kWh pour le gaz naturel et 3,1 kgCO₂/kWh pour le gasoil (tableau 12).

	kWh / U	kgCO ₂ / kWh	kgCO ₂ / U
gasoil	10	0,306	3,1
gaz naturel	10,6	0,251	2,7

Tableau 12 – Emissions de GES sur un cycle pour des bennes thermiques

Au final, les facteurs d'émission à prendre en considération pour les carburants es bennes sont de 2,16+0,3 = **2,46 kéqCO₂ / Nm³ pour le GNV** et de 2,55 + 0,48 = **3,03 kéqCO₂ / L pour le gasoil**

⁹ 1 MJ = 0,278 kWh

¹⁰ Source : facteurs d'émission méthode bilan carbone de l'ADEME

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

Selon l'Union française des Industries Pétrolières [2005], la teneur en soufre des carburants est de 50 ppm¹¹ ou moins, une teneur de 10 ppm généralisée étant attendue à partir du 1^{er} janvier 2009.

La masse volumique du gasoil est de 0,85 kg/L. Les consommations annuelle de gasoil du STPP pour les bennes étant de 462 987 L pour les bennes OM/MM (chiffres 2007), on en déduit que la quantité de soufre contenue dans ces carburants est de :
 $462\,987 \times 0,85 \text{ kg/L} \times 1 \text{ g de S par tonne} / 1000 = 393 \text{ g de soufre}$

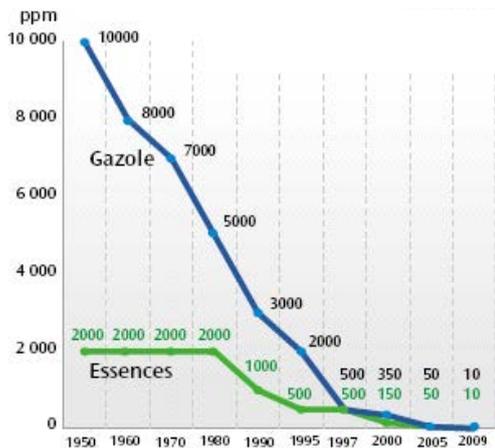


Figure 7 – Teneur en soufre des carburants entre 1950 et 2009, tiré de [UFIP, 2005]

Combiné à l'oxygène de l'air, ce soufre est émis sous forme de SO₂. La masse atomique de l'oxygène est de 8 tandis que celle du soufre est de 16. La masse d'une molécule de SO₂ composée d'un atome de soufre et de 2 atomes d'oxygène est donc égale au double de la masse de soufre qu'elle contient. Les consommations de gasoil par les bennes du STPP en 2007 ont donc entraîné l'émission de :

$$393 \text{ g} \times 2 = \mathbf{786 \text{ g de SO}_2 \text{ en 2007}} \text{ soit } 786 \text{ g} / 862 \text{ 387 km} = \mathbf{0,91 \text{ mg/km}}$$

¹¹ 1 ppm = 1 partie par million = 1 gramme par tonne de carburant

ANNEXE 10 : Le cycle BOM de l'ADEME

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

Pour étudier les émissions des bennes à ordures ménagères (BOM), l'ADEME a mis au point un cycle de test représentatif des conditions d'utilisation d'une BOM. Ce cycle, appelé « cycle BOM », tient compte,

- pour la collecte : de l'alternance des phases de roulage à vitesse très faible (inférieur à 10 km/h), d'arrêt, de levage et compactage et enfin de redémarrage ; ce mode de fonctionnement est caractérisé par des faibles régimes (0 à 1200 tours/min) ponctués de montées en régime lors des levages/compactages
- pour le haut le pied : vitesse moyenne peu élevée en milieu urbain (30 à 40 km/h) avec une répartition en temps homogène sur toutes les charges moteur et des régimes privilégiés entre 1000 et 1600 tours/min [ADEME et GDF, 2007]

Des mesures d'émissions de polluants selon ce « cycle BOM » ont été réalisées en 2001 et 2002 par l'ADEME sur des bennes Euro 1 et Euro 2 de 16 à 26 tonnes [PLASSAT, 2003]. Une analyse du cycle de vie réalisée en 2007 pour le compte de l'ADEME reprend les données de ces essais pour définir les émissions polluantes allouées à la collecte en bennes. Les chiffres utilisés pour cette ACV sont récapitulés dans le tableau ci-contre [ADEME et GDF, 2007].

Tableau 2 : Données d'émissions et consommations des BOM

Données d'émissions (en g/km)	Diesel	Diesel FAP ⁷	GNV/Biogaz
CO ₂	2193		2479
CO	9,3	7,3	7,2
COVNM	2,2	1,4	0,05
CH ₄	0	0	4,9
NO _x	31,4	32,0	6,2
SO _x	0,07	0,07	-
Part	1,3	0,2	0,03
Consommation (litre ou Nm ³ /100 km)	86		120

*FAP : filtre à particules

Tableau 13 – Emission de polluants des bennes à ordures ménagères utilisées dans l'étude [ADEME et GDF, 2007]

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

1) ESC, essai européen en modes stabilisés

L'ESC est un cycle d'essai moteur chaud en 13 modes stabilisés. Il est utilisé pour les moteurs diesel traditionnels et équipés de post-traitement (filtre à particules ou dispositif de DeNOx). Le cycle ESC détermine des valeurs limites sur : CO, NOx, HC, PM et fumées [HUGREL et JOUMARD, 2006]

n° du mode	régime du moteur	taux de charge	durée du mode
1	ralenti	-	4 min
2	A	100	2 min
3	B	50	3 min
4	B	75	4 min
5	A	50	5 min
6	A	75	6 min
7	A	25	7 min
8	B	100	8 min
9	B	25	9 min
10	C	100	10 min
11	C	25	11 min
12	C	75	12 min
13	C	50	13 min

Tableau 14 – Les 13 modes du cycle ESC, adapté de l'annexe III de la directive 2005/55/CE

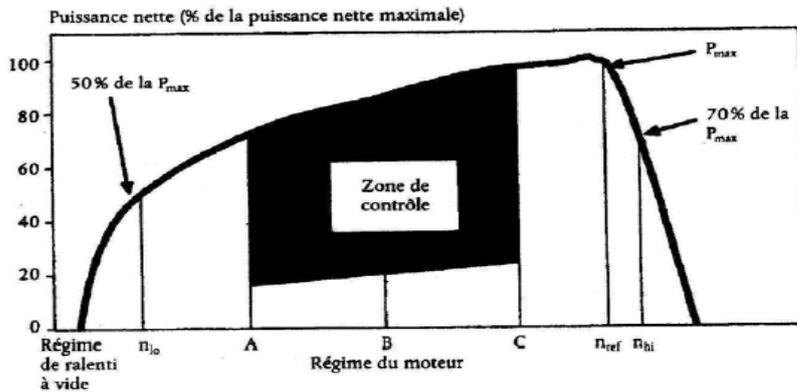


Figure 8 – Zone de contrôle des régimes moteur pour le cycle ESC [DGMT, 2006]

2) ETC, essai européen en cycle transitoire

L'ETC est un cycle d'essai moteur chaud de modes transitoires appliqués seconde par seconde. Il est utilisé pour les moteurs diesel équipés de post-traitement (filtre à particules ou DeNOx), moteurs GPL et moteurs GNV. Le cycle ETC détermine des valeurs limites sur : CO, NOx, HCNM (hydrocarbures non méthaniques), CH₄ (moteurs fonctionnant au GNV uniquement) et PM (sauf pour les moteurs fonctionnant au GNV) [HUGREL et JOUMARD, 2006].

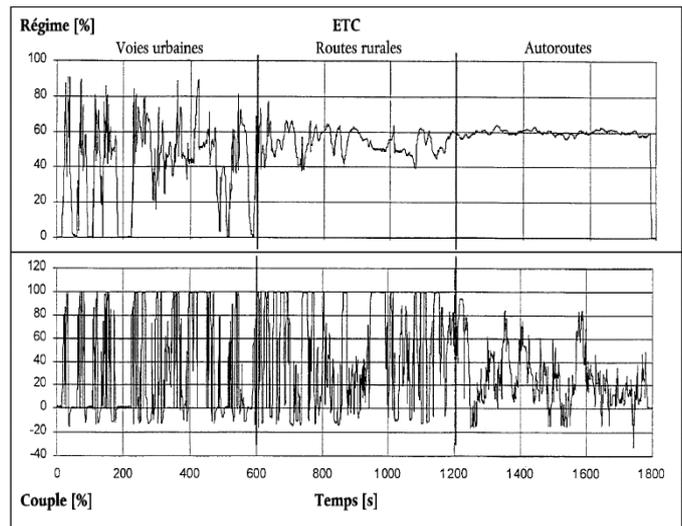


Figure 9 – Représentation graphique des régimes successifs de l'essai ETC, tiré de l'annexe III de la directive 2005/55/CE

ANNEXE 12 : Les émissions de polluants atmosphériques des bennes en haut le pied

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

Pour connaître les émissions de polluants atmosphériques des bennes en phase haut le pied, il convient de connaître leurs résultats d'émissions en cycle ETC (hypothèse posée sur la base des constats de l'ADEME). Or, pour un certain nombre de bennes, seuls les résultats pour le cycle ESC sont connus. Il convient donc d'utiliser ces résultats pour en déduire une valeur approchée des résultats qu'aurait le moteur de la benne s'il était testé suivant le cycle ETC. Pour cela, observons le rapport entre les émissions du test ETC et ceux du test ESC pour les valeurs de référence des normes Euro. Pour les normes Euro antérieures à Euro III (cas de certaines bennes diesel encore utilisées par le STPP qui sont Euro 2), l'essai ETC n'était pas encore utilisé. Les valeurs de référence des normes Euro 0 à II pour cet essai ne sont donc pas connues. Une comparaison des gains d'une norme à la suivante (par exemple Euro IV par rapport à Euro III) pour les 2 essais montre que les gains sont similaires pour les 2 essais (deux dernières lignes dans les tableaux ci-dessous). On considèrera donc que les écarts sont également conservés entre la norme Euro II et la norme Euro III pour l'essai ETC afin de déterminer les valeurs de référence qui auraient été exigées selon le cycle ETC pour la norme Euro II.

Tableau 15 – Comparaison des exigences aux essais ETC et ESC pour les valeurs de référence des normes Euro et EEV

ESC émissions en g / kWh					ETC émissions en g / kWh				
Norme Euro	CO	HC	NOx	PM	Norme Euro	CO	HC	NOx	PM
0	11,2	2,4	14,4	/	0	29,1	2,8	14,4	/
I	4,9	1,23	9	0,36	I	12,7	1,5	9,0	0,4
II	4	1,1	7	0,15	II	10,4	1,3	7,0	0,2
III	2,1	0,66	5	0,13	III	5,45	0,78	5	0,16
IV	1,5	0,46	3,5	0,02	IV	4	0,55	3,5	0,03
V	1,5	0,46	2	0,02	V	4	0,55	2	0,03
EEV	3	0,4	2	0,02	EEV	3	0,4	2	0,02

gain par rapport à la norme Euro précédente					gain par rapport à la norme Euro précédente				
I / 0	-56,3%	-48,8%	-37,5%	/	I / 0	-56,3%	-48,8%	-37,5%	/
II / I	-18,4%	-10,6%	-22,2%	-58,3%	II / I	-18,4%	-10,6%	-22,2%	-58,3%
III / II	-47,5%	-40,0%	-28,6%	-13,3%	III / II	-47,5%	-40,0%	-28,6%	-13,3%
IV / III	-28,6%	-30,3%	-30,0%	-84,6%	IV / III	-26,6%	-29,5%	-30,0%	-81,3%
V / IV	0,0%	0,0%	-42,9%	0,0%	V / IV	0,0%	0,0%	-42,9%	0,0%

NB : les cases jaunes correspondent à des données extrapolées à partir de l'essai ESC en considérant que les gains d'une norme à la suivante sont identiques pour l'essai ESC et l'essai ETC (ce qui se vérifie assez bien pour les normes Euro III à Euro V)

Reste maintenant à définir la manière de convertir les résultats obtenus à un essai ESC en résultats obtenus à un essai ETC. Pour cela, observons les rapports entre émissions obtenus pour ces deux essais. Ces rapports sont indiqués dans le tableau 16. Pour les normes Euro, ces rapports sont pratiquement constants (2,6 pour CO ; 1,2 pour HC ; 1 pour les NOx et 1,23 ou 1,5 pour les particules). Pour la norme EEV, les performances à atteindre sont identiques pour les cycles ESC et ETC.

Pour les bennes pour lesquelles les résultats réels au test ETC ne sont pas connus, ces coefficients de conversion ont été utilisés.

Conversion de ESC en ETC : rapport ETC / ESC

Norme Euro	CO	HC	NOx	PM
0	2,60	1,18	1	/
I	2,60	1,18	1	1,23
II	2,60	1,18	1	1,23
III	2,60	1,18	1	1,23
IV	2,67	1,20	1	1,50
V	2,67	1,20	1	1,50
EEV	1	1	1	1

Tableau 16 – Coefficients de conversion des résultats ESC en résultats ETC

Tableau 17 – Résultats aux tests ETC des bennes du parc STPP de 2007

	gabarit	Essais ETC - PHASE HLP				
		CO	NOx	HC	PM	
GNV	A	VL & VXL	2,90	0,70	0,28	0,01
	B	VM	0,05	4,694	0,315	0,004
	C	VE	0,033	3,676	0,667	0,003
	E	VM	0,05	2,20	0	0
Gazole	G	VL	2,03	6,28	0,63	0,17
	H	VE	2,70	7,09	0,72	0,17
	I	VM	2,21	7,3514	0,47	0,16728
	J	VL	1,456	7,847	0,4	0,13407
	K	VM	1,31	4,83	0,18	0,08
	L	VL	1,31	4,83	0,18	0,08
	M	VM	0,73	2,28	0,006	0,0231

Le tableau 17 présente un état des caractéristiques du parc des bennes de collecte du STPP en 2007 avec les résultats obtenus aux essais ETC (réels ou extrapolés) en g/kWh. Pour les bennes GNV, les chiffres présentés dans ce tableau correspondent aux valeurs maximum obtenus aux essais ETC pour les différents types de GNV utilisables (gaz GR, G20 et G25).

ANNEXE 14 : La conversion des émissions de polluants de g/kWh en g/km

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

1) Utilisation de la consommation en kWh / km

Pour convertir les g/kWh en g/km, un coefficient moyen de conversion va être déterminé pour chaque véhicule en phase collecte et en phase haut le pied à partir des consommations moyennes exprimées en kWh/km.

Pour les bennes du STPP utilisées en 2007, on trouve les coefficients suivants en kWh / km pour la phase collecte et la phase haut le pied (en tenant compte de la part de haut le pied déterminée pour chaque gabarit de véhicule, cf. annexe 13).

Tableau 19 –
Consommations
moyennes en kWh/km
selon le type de benne

				conso moyenne en kWh / km					
		gabarit	nombre bennes STPP	km total 2007	2007 conso carburant (L ou Nm3)	sur cycle BOM STPP	en HLP	en collecte	
GNV	C	EEV	VL-VXL	84	1 009 037	1 095 283	10,9	7,1	21,4
	B	E. III	VM	50	591 348	534 026	9,0	5,9	14,8
	E	E. III	VE	20	262 049	177 006	6,8	5,7	14,1
	A	E. IV	VM	3	19 203	15 823	8,2	5,4	13,5
GASOIL	H	E. II	VL	5	39 724	15 262	4,1	2,4	7,2
	I		VE	17	165 405	71 620	4,6	3,8	9,6
	M		VM	17	237 268	134 654	6,0	3,9	9,8
	K		VL	5	37 005	23 288	6,6	3,9	11,7
	L	E. III	VM	18	244 616	137 754	5,9	3,9	9,7
	G	E. III	VL	5	55 579	31 874	6,1	3,6	10,7
	J	E. IV	VM	6	82 685	48 535	6,2	4,1	10,2
	TOTAL				230	2 743 919			

2) Calage par rapport aux résultats obtenus par l'ADEME sur essais cycle BOM

Pour tenir compte du fait que la variation de puissance du moteur n'est pas constante mais varie sur le cycle (notamment en collecte), il est proposé d'affecter ces coefficients de poids différents suivant les polluants. Ces poids sont déterminés à partir des résultats d'essais de l'ADEME [ADEME et GDF, 2007].

a) Bennes diesel

Pour ce faire, comparons les résultats en g/km des bennes Euro 2 et Euro 1 VL diesel testées par l'ADEME avec les résultats obtenues à partir de la méthode développée dans le présent rapport après multiplication par la consommation moyenne en kWh/km pour le cycle BOM spécifique des bennes VL STPP (65% HLP et 35% collecte). Pour les bennes STPP diesel Euro 2, les résultats théoriques sont indiqués ci-dessous.

Tableau 20 – Emissions des deux types de bennes
Euro 2 diesel du parc 2007 du STPP (en g/kwh)

	gabarit	CO	NOx	HC	PM
G	VL	26,4	89,5	11,5	1,92
J	VL	28,8	171,2	11,4	2,21
moyenne		27,6	130,4	11,4	2,07

Pour tenir compte du fait que les résultats de l'ADEME sont une moyenne sur des bennes Euro 1 et Euro 2, les valeurs obtenues pour les bennes VL du STPP sont majorées de la moitié du taux de gain des valeurs de référence de la norme Euro II par rapport à la norme Euro I (deuxième ligne du tableau ci-contre).

	CO	HC	NOx	PM
Euro II / Euro I	-18,4%	-10,6%	-22,2%	-58,3%
taux de variation divisé par 2	-9,2%	-5,3%	-11,1%	-29,2%

Tableau 21 – Variation des seuils Euro 2
par rapport à Euro 1

Le tableau suivant explicite les calculs réalisés pour la détermination des coefficients par lesquels diviser les résultats obtenus en g/km après multiplication par la consommation en kWh/km.

	CO	NOx	HC	PM
valeurs théoriques bennes STPP Euro 2 gasoil VL	27,6	130,4	11,4	2,1
valeurs STPP majorées à l'aide de la moitié du taux d'écart entre les seuils Euro I et Euro II	$27,6 \times 1,092 =$ 30,1	$130,4 \times 1,053 =$ 137,3	$11,4 \times 1,111 =$ 12,7	$2,1 \times 1,292 =$ 2,7
résultats essais ADEME diesel Euro 2 et Euro 1 VL	9,3	31,4	2,2	1,3
rapport STPP / ADEME	$14,5 / 9,3 =$ 3,2	$64,7 / 31,4 =$ 4,4	$5,1 / 2,2 =$ 5,8	$1,8 / 1,8 =$ 2,1

Tableau 22 – Détermination des coefficients à appliquer aux données d'émissions ADEME des bennes diesel pour les transposer au cas du STPP

b) Bennes GNV

Le même raisonnement est appliqué aux bennes GNV. Il convient alors de comparer des résultats pour des bennes Euro 2 VXL (ADEME, essais sur cycle BOM) et pour des bennes VL et VXL EEV (STPP, calculs théoriques). Les calculs et résultats sont présentés dans les tableaux suivants.

	CO	NOx	HC	PM
GNV VXL ADEME Euro 2	7,20	6,20	0,05	0,03
GNV VL et VXL après multiplication par coeff kWh/km	37,9	10,3	1,5	0,22
écart entre EEV et Euro 2 (pour seuils cycle ETC)	-71,1%	-69,2%	-71,4%	-89,2%
émissions théoriques GNV ramenées à l'Euro 2	$37,9 \times 1,711 =$ 64,9	$10,3 \times 1,692 =$ 17,5	$1,5 \times 1,714 =$ 2,6	$0,22 \times 1,892 =$ 0,4
rapport : données STPP en g/km ramenées à Euro 2 / ADEME Euro 2	$89,8 / 7,2 =$ 9,0	$22,7 / 6,2 =$ 2,8	$10,3 / 0,05 =$ 52,3	$0,4 / 0,03 =$ 13,9

Tableau 23 – Détermination des coefficients à appliquer aux données d'émissions ADEME des bennes GNV pour les transposer au cas du STPP

Les émissions obtenues à partir de la méthode développée dans le présent rapport doivent donc être divisés par 5,8 pour les HC, 4,4 pour les NOx, 3,2 pour le CO et 2,1 pour les PM pour retrouver les mêmes résultats que les essais ADEME pour les bennes Euro 1 et Euro 2 diesel. Pour les bennes GNV, ces coefficients sont de 52,3 pour les HC, 13,9 pour les PM, 9 pour le CO et 2,8 pour les NOx.

ANNEXE 15 : Les émissions de polluants atmosphériques des bennes du STPP

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

1) Emissions de polluants atmosphériques en g/km pour les bennes du STPP en 2007

Les résultats obtenus en appliquant les étapes 1 à 4 bis de la méthode de détermination des émissions de polluants atmosphériques des bennes (voir page 167) sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 24 – Emissions de polluants atmosphériques des bennes STPP en g/km, parc 2007

		gabarit	g / kWh								g / km										
			Essais ETC - PHASE HLP				PHASE COLLECTE				conso moyenne en kWh / km			résultats en g/km avant correction				résultats en g/km après correction			
			CO	NOx	HC	PM	CO	NOx	HC	PM	sur cycle BOM	en HLP	en collecte	CO	NOx	HC	PM	CO	NOx	HC	PM
GNV	A	VL & VXL	2,90	0,70	0,28	0,01	4,06	1,19	0,90	0,03	10,9	7,1	21,4	37,9	10,3	6,5	0,22	4,2	3,7	0,12	0,02
	B	VM	0,05	4,694	0,315	0,004	0,07	7,98	1,01	0,012	9,0	5,9	14,8	0,56	59,4	6,4	0,08	0,06	21,2	0,12	0,01
	C	VE	0,033	3,676	0,667	0,003	0,05	6,25	2,13	0,009	6,8	5,7	14,1	0,25	29,6	7,2	0,031	0,03	10,6	0,14	0,002
	E	VM	0,05	2,20	0	0	0,07	3,74	0	0	8,2	5,4	13,5	0,51	25,4	0	0	0,06	9,1	0	0
Gasoil	G	VL	2,03	6,28	0,63	0,17	8,52	29,50	3,97	0,59	4,1	2,4	7,2	24,5	83,6	10,9	1,76	7,6	19,0	1,9	0,84
	H	VE	2,70	7,09	0,72	0,17	11,36	33,33	4,54	0,58	4,6	3,8	9,6	23,1	65,0	8,0	1,29	7,2	14,8	1,4	0,61
	I	VM	2,21	7,3514	0,47	0,16728	9,28	34,55	2,96	0,57	6,0	3,9	9,8	37,5	137,5	11,4	2,38	11,7	31,3	2,0	1,13
	J	VL	1,456	7,847	0,4	0,13407	6,12	36,88	2,52	0,46	6,6	3,9	11,7	28,8	171,3	11,4	2,21	9,0	38,9	2,0	1,05
	K	VM	1,31	4,83	0,18	0,08	5,50	22,68	1,14	0,28	5,9	3,9	9,7	22,1	89,6	4,3	1,16	6,9	20,4	0,7	0,55
	L	VL	1,31	4,83	0,18	0,08	5,50	22,68	1,14	0,28	6,1	3,6	10,7	23,6	96,0	4,7	1,24	7,4	21,8	0,8	0,59
	M	VM	0,73	2,28	0,006	0,0231	3,066	10,716	0,0378	0,079	6,2	4,1	10,2	12,8	44,1	0,2	0,340	4,0	10,0	0,03	0,16
coefficients utilisés :		rapport ETC / ESC				rapport collecte / HLP				part HLP cycle BOM STPP			conso carburant collecte/HL P = 2,5 pour VE et VM ; 3 pour VL et VXL				correctif des résultats en g/km				
		Norme Euro	CO	HC	NOx	PM	CO	NOx	HC	PM	VE	VM	VL	VXL	CO	NOx	HC	PM			
		0 à III	2,6	1,18	1	1,23	GO	4,2	4,7	6,3	3,4	87%	65%	65%	83%	GO	3,2	4,4	5,8	2,1	
		IV	2,67	1,2	1	1,5	GNV	1,4	1,7	3,2	3,0					GNV	9	2,8	52,3	13,9	
		V	2,67	1,2	1	1,5															
EEV	1	1	1	1																	

A partir de ces chiffres on peut en déduire les émissions totales de polluants au STPP en utilisant soit le kilométrage parcouru par les véhicules soit la consommation totale de carburant connaissant la consommation aux 100 km. Les résultats totaux sont récapitulés dans le tableau page suivante.

ANNEXE 16 : bilan des impacts environnementaux quantitatifs de la collecte OM/MM du STPP

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

Le tableau ci-dessous récapitule les éléments quantitatifs des impacts sur l'environnement de la collecte des ordures ménagères et des multimatériaux par le STPP.

Tableau 26 – Récapitulatif des flux quantitatifs et monétarisés des impacts annuels du STPP

	type d'impact	quantités par an		TOTAL	monétarisation			
		quantité	unité		FM	total		
consommation de carburant	bennes régie	gasoil (OM, MM)	488 914	litres	17 601	103 299	0,015 €/MJ primaire	1 549 486 €
		GNV (OM, MM)	1 924 178	Nm ³	73 119			
		électricité	1 566 274	kWh primaire	5 639			
		gasoil OE	57 776	litres	2 080			
		GNV OE	127 918	Nm ³	4 861			
conso. énergie primaire locaux (39,3% alloués à la collecte)	locaux alloués à la collecte	électricité	moy. 2005/06	11 545 922	41 565	49 740	0,015 €/MJ primaire fossile vapeur CPCU : 0 €/MJ	709 491 €
		gaz	2005	1 533 927	5 522			
		vapeur	2005	677 925	2 441			
	fuel	2005	58 871	212				
conso. eau locaux	39,3% alloués à la collecte	conso. eau	moy. 2005/06	43 748	m ³	43 748	0 €/m ³	0 €
émissions de polluants atmosphériques des véhicules	bennes Gasoil (OM, MM)	CO	7 412	CO	12 478	41 296	0,073 €/kg	911 €
		NOx	20 060	NOx				
		HCNM	1 129	HCNM				
	bennes GNV (OM, MM)	PM	658	PM				
		CO	4 539	CO				
		NOx	20 286	NOx				
	bennes OE Gasoil	HCNM	247	HCNM				
		PM	21	PM				
		CO	172	CO				
	bennes OE GNV	NOx	675	NOx				
		HCNM	26	HCNM				
		PM	24	PM				
	bennes électriques	CO	354	CO				
		NOx	275	NOx				
		HCNM	6	HCNM				
	PM	0,8	PM					
	SO ₂	97	SO ₂	97		348 €/kg	33 756 €	
émissions de polluants atmosphériques des consommations d'énergie des locaux (hors électricité) (39,3% alloués à la collecte)	gaz	CO	107	CO	107	366	0,073 €/kg	8 €
		NOx	130	NOx				
		SO ₂	0	SO ₂				
	vapeur	METOXair	0,7	METOXair				
		NOx	227	NOx				
	fioul	SO ₂	528	SO ₂				
		METOXair	9	METOXair				
	SO ₂	25	SO ₂					
	METOXair	2,5	METOXair	3,3		63 €/kg	206 €	
dommages PM aux bâtiments	bennes	dommages infrastructures			PM : 704 kg/an	0,83 €/kg PM	584 €	
acidification de l'air	locaux	impacts sur l'environnement			553	kg de SO ₂		
	engins				97	kg de SO ₂	0,63 €/kg SOx	349 €
émissions GES des bennes	bennes Gasoil (OM, MM)	basé sur les consommations 2007 et le parc 2007	1 481	t.éqCO ₂	6 705	46 €/t.éqCO ₂	308 413 €	
bennes GNV	4 733							
bennes OE Gasoil	175							
bennes OE GNV	315							
émissions GES des consommations d'énergie des locaux	électricité	basé sur consos : moyenne 05/06 pour électricité et conso 2005 pour gaz, vapeur et fioul	974	t.éqCO ₂	1 456		66 972 €	
	gaz		360					
	vapeur		104					
	fuel		18					
GES eau potable	89 géqCO ₂ / m ³ (Eau de Paris)		4	t.éqCO ₂	4		179 €	
impact env. électricité des locaux	impact global hors GES	39,3% alloués à la collecte	4 475 164	kWh final		0,0128 €/kWh	57 282 €	
eutrophisation des eaux	bennes	impact sur la biodiversité, le paysage	41 296	kg NOx		0,023 €/kg NOx	950 €	
	locaux		366	kg NOx			8 €	
consommation de produits et production de déchets	pneumatiques des bennes	impact environnemental global	23,6	tonnes/an		1,4 €/kg	51 920 €	
	bacs		934 521	kg / an		0,24 €/kg	224 285 €	
	papiers		15 667	kg / an		3,15 €/kg	49 313 €	
	fournitures diverses		5 330	€ / an		0,12 €/€ investit	39 838 €	
	achat des bennes		5	M€ / an		0,12 €/€ investit	600 000 €	
	fin de vie des bennes		446	tonnes/an		5,6 €/t	2 498 €	
Nuisances des bennes		bruit, congestion urbaine, impact visuel...	3 016 899	km / an		0,64 € / véh.km	1 930 816 €	
TOTAL :					14 862 574 €			

Rappel : Les chiffres pour les émissions de polluants atmosphériques ne correspondent pas aux valeurs réelles (pas de mesures sur les bennes en tournées) mais il s'agit d'une approche donnant des ordres de grandeurs en tenant compte des résultats des châssis aux essais des constructeurs.

ANNEXE 17 : bilan environnemental quantitatif de l'incinération des déchets au SYCTOM

Extrait de [DOMERGUE, 2009]

Tableau 27 – Bilan environnemental quantitatif par tonne incinérée par le SYCTOM

	"produit" sortant après incinération d'une tonne de déchets		impact environnemental				
			description / calculs		chiffres /tonne incinérée		
valorisation énergétique : chauffage urbain et cogénération d'électricité	1 528,5 kWh de vapeur	chauffage urbain	économie énergie fossile grâce à la vapeur : 2 180 687 MWh en 2007 pour 1 418 318 t incinérées au SYCTOM soit 2 180 687 MWh/1 418 318 = 1,54 MWh/t 1,54 * 3600 MJ/MWh= 5544 MJ/t		5544 MJ/t		
			réduction des émissions de polluants atmosphériques	CO	70 mg/kWh	CO	107 g/t
				Metox	0,00017 g / kWh	Metox	0,26 g/t
			Nox	85 mg/kWh			
		eutrophisation des eaux évitée acidification de l'air évitée		NOx	129,9 g/t		
	90,8 kWh d'électricité	électricité	réduction des émissions de CO ₂ économie de 900 000 tCO2/an pour 1 426 694 t incinérées au SYCTOM = 0,63 téqCO ₂ / t		0,63 téqCO ₂ / t		
			économie énergie fossile : 129 611 MWh en 2007 (solde net après auto-consommation des UIOM) pour 1 426 694 t incinérées au SYCTOM soit : 129 611/1 426 694 t = 0,09 MWh/t 0,09 x 2,58 = 0,2322 MWh primaire/t		232,2 kWh/t		
			réduction des émissions de polluants atmosphériques eutrophisation des eaux évitée acidification de l'air évitée		impact environnemental évité de l'électricité (facteur de monétarisation en €/kWh)		
résidus solides d'incinération	195,3 kg de mâchefers	matière 1ère secondaire : sous-couche routière (évite extrac ^o de graves)		- économie matière première : 195,3 kg - économie d'énergie : NC			
	23,4 kg de métaux ferreux	recyclage		économie matière première : 23,4 kg			
	1,44 kg d'aluminium	recyclage		économie matière première : 1,44 kg			
	23,7 kg de REFIOM (CET classe 1)	21,7 kg de cendres volantes (métaux lourds : mercure, cadmium, plomb, zinc) : stabilisation pour mise en décharge par adjonction de ciment et d'additifs de stabilisation (poids x 2 = 43 kg)		transport vers enfouissement : 4,8 km/t [236] soit 4,8/100x23,7 = 0,1138 km par tonne incinérée : impact environnemental négligeable		23,7 kg	
		2 kg de gâteau (résidu solide)		emprise foncière et nuisances pour enfouissement		45 kg	
émissions atmosphériques	polluants atmosphériques	poussières		effets sur la santé		0,024 kg	
		métaux lourds				0,0019 kg	
		gaz acides (acides chlorhydrique et fluorhydrique) pouvoir acidifiant = 0,88		acidification de l'air		0,013 kg	
		NOx		- effets sur la santé - acidification de l'air - eutrophisation des eaux		0,30 kg	
		Sox		- effets sur la santé - acidification de l'air		0,10 kg	
		CO		- effets sur la santé		0,12 kg	
		dioxines et furanes		- effets sur la santé		0,00012 mg	
	CO ₂	incinération des déchets du bac vert (pas d'émission de CO ₂ comptabilisée pour les inertes et les déchets renouvelables)		changement climatique [157] : 69% de 1109 = 765 kgéqCO ₂ /t (contexte francilien)		765 kgéqCO ₂	
fonctionnement de l'usine	nuisances urbaines des incinérateurs		nuisances urbaines (bruit, paysage, odeurs...)		facteur de monétarisation en € / tonne en transit		
	conso eau pour lavage des fumées	traitement interne au SYCTOM avant rejet à l'égout		impact environnemental du procédé de traitement des eaux : ratio ORDIF [236] = 1,23 m ³ /t			
	consommation d'électricité de l'UIOM		ratio ORDIF [236] : 113,4 kWh/t		113,4 kWh		
	autres impacts de fonctionnement de l'UIOM		- fonctionnement des locaux sociaux - fonctionnement des installations industrielles		électricité autoconsommée déduite de la production d'électricité		

ANNEXE 18 : Effets du cumul des incertitudes quantitatives et des fourchettes des FM

Les tableaux suivants regroupent les effets du cumul des incertitudes quantitatives et des fourchettes des facteurs de monétarisation (FM) suivant 5 catégories d'impacts : énergie, polluants atmosphériques, CO₂, matières premières et nuisances qui sont les catégories clés dans le bilan environnemental de la gestion des déchets. La résultante sur le bilan général de la gestion des déchets est indiquée à chaque fois.

Au premier tableau on trouve les incertitudes quantitatives seules, au deuxième les fourchettes de variation des FM tandis que le troisième présente le cumul de ces deux sortes d'incertitudes.

Tableau 28 – Récapitulatif des incertitudes quantitatives de la collecte, du recyclage et de l'incinération

	COLLECTE			RECYCLAGE			INCINERATION			BILAN GENERAL		
	impact annuel	min	max	impact annuel	min	max	impact annuel	min	max	impact annuel	min	max
énergie	5,0 M€	4,7 M€	5,4 M€	-13,7 M€	-13,7 M€	-13,7 M€	-67,2 M€	-66,7 M€	-67,6 M€	-75,87 €	-75,8 M€	-76,0 M€
polluants atmo	16,3 M€	13,6 M€	19,2 M€				58,6 M€	58,4 M€	58,9 M€	74,98 €	72,0 M€	78,1 M€
CO2	1,0 M€	0,9 M€	1,0 M€	-0,4 M€	-0,4 M€	-0,4 M€	5,4 M€	4,3 M€	6,4 M€	5,91 €	4,8 M€	7,0 M€
matières 1ères	1,4 M€	1,1 M€	1,6 M€	-18,1 M€	-18,1 M€	-18,1 M€	-16,6 M€	-16,4 M€	-16,8 M€	-33,34 €	-33,5 M€	-33,2 M€
nuisances	4,4 M€	4,1 M€	4,6 M€				3,5 M€	3,0 M€	4,0 M€	7,89 €	7,1 M€	8,7 M€
	28 M€	24,4 M€	31,9 M€	-32 M€	-32,2 M€	-32,2 M€	-16 M€	-17,5 M€	-15,0 M€	-20 M€	-25,4 M€	-15,3 M€

Rappel : Pas d'incertitudes quantitatives sur les matériaux recyclés (pesée systématique)

Tableau 29 – Fourchettes de variation des FM de la collecte, du recyclage et de l'incinération

	COLLECTE			RECYCLAGE			INCINERATION			BILAN GENERAL		
	impact annuel	min	max	impact annuel	min	max	impact annuel	min	max	impact annuel	min	max
énergie	5,0 M€	3,3 M€	6,8 M€	-13,7 M€	-8,9 M€	-18,6 M€	-67,2 M€	-43,7 M€	-90,7 M€	-75,9 M€	-49,3 M€	-102,4 M€
polluants atmo	16,3 M€	11,7 M€	20,9 M€				58,6 M€	46,2 M€	71,0 M€	75,0 M€	58,0 M€	92,0 M€
CO2	1,0 M€	0,6 M€	1,3 M€	-0,4 M€	-0,2 M€	-0,6 M€	5,4 M€	3,2 M€	7,5 M€	5,9 M€	3,5 M€	8,3 M€
matières 1ères	1,4 M€	0,9 M€	1,8 M€	-18,1 M€	-11,8 M€	-24,4 M€	-16,6 M€	-10,8 M€	-22,4 M€	-33,3 M€	-21,7 M€	-45,0 M€
nuisances	4,4 M€	2,8 M€	5,9 M€				3,5 M€	2,3 M€	4,7 M€	7,9 M€	5,1 M€	10,6 M€
	28 M€	19,3 M€	36,8 M€	-32 M€	-20,9 M€	-43,5 M€	-16 M€	-2,7 M€	-29,8 M€	-20 M€	-4,3 M€	-36,5 M€

Tableau 30 – Cumul des incertitudes quantitatives et variations des FM pour collecte, recyclage et incinération

	COLLECTE			RECYCLAGE			INCINERATION			BILAN GENERAL		
	impact annuel	min	max	impact annuel	min	max	impact annuel	min	max	impact annuel	min	max
énergie	5,0 M€	3,0 M€	7,1 M€	-13,7 M€	-8,9 M€	-18,6 M€	-67,2 M€	-43,2 M€	-91,1 M€	-75,9 M€	-49,2 M€	-102,5 M€
polluants atmo	16,3 M€	9,0 M€	23,8 M€	0,0 M€	0,0 M€	0,0 M€	58,6 M€	46,0 M€	71,3 M€	75,0 M€	55,0 M€	95,1 M€
CO2	1,0 M€	0,5 M€	1,4 M€	-0,4 M€	-0,2 M€	-0,6 M€	5,4 M€	2,1 M€	8,6 M€	5,9 M€	2,4 M€	9,4 M€
matières 1ères	1,4 M€	0,6 M€	2,1 M€	-18,1 M€	-11,8 M€	-24,4 M€	-16,6 M€	-10,6 M€	-22,6 M€	-33,3 M€	-21,8 M€	-44,9 M€
nuisances	4,4 M€	2,6 M€	6,2 M€	0,0 M€	0,0 M€	0,0 M€	3,5 M€	1,7 M€	5,3 M€	7,9 M€	4,3 M€	11,4 M€
	28 M€	15,6 M€	40,7 M€	-32 M€	-20,9 M€	-43,5 M€	-16 M€	-4,0 M€	-28,6 M€	-20 M€	-9,3 M€	-31,4 M€

ANNEXE 19 : Comparaison des bilans monétarisés des UIOM d'Ile de France

Tableau 31 – Comparaison des bilans monétarisés de la moyenne des 19 UIOM d'Ile de France, des 3 UIOM du SYCTOM et des 16 UIOM d'Ile de France hors SYCTOM

	19 UIOM Ile de France						3 UIOM SYCTOM		16 UIOM hors SYCTOM		
	chiffres ORDIF 2007 [236]	% sur tonnage total (19 UIOM)	chiffres ramenés à 100% des tonnages	ratios 2007 figurant dans le rapport ORDIF	tonnage total 2007 calculé à partir des ratios ORDIF	ratios par rapport au tonnage moyen calculé	coûts et gains env. monétarisés (pour 3 353 833 t incinérées)	ratios UIOM 3 centres SYCTOM (surligné en jaune : ratios ORDIF si ils sont utilisés)	coûts et gains env. monétarisés (pour 1 426 694 t incinérées)	ratios hors 3 UIOM SYCTOM	coûts et gains env. monétarisés (pour 1 927 139 t incinérées)
consommation d'électricité	331 000 MWh	87%	380460 MWh			113,4 kWh/t	-1,6 €/t	113,4 kWh/t	-1,6 €/t	113,4 kWh/t	-1,6 €/t
chaleur vendue	2 783 000 MWh	100%	2783000 MWh			829,8 kWh/t	60,2 €/t	1540 kWh/t	111,7 €/t	304,0 kWh/t	22,1 €/t
électricité vendue	584 000 MWh	100%	584000 MWh			174,1 kWh/t	15,3 €/t	90,8 kWh/t	8,0 €/t	235,8 kWh/t	20,8 €/t
consommation d'eau	3 956 000 m ³	95%	4164211 m ³	1,23m ³ /t	3 385 537	1,24 m ³ /t	-1,0 €/t	1,24 m ³ /t	-1,0 €/t	1,24 m ³ /t	-1,0 €/t
mâchefers valorisés	635 000 t	100%	635000 t	0,20 t/t	3 175 000	189 kg/t	0,0 €/t	195,3 kg/t	0,0 €/t	185 kg/t	0,0 €/t
métaux ferreux récupérés	60 500 t	100%	60500 t			18,0 kg/t	13,7 €/t	23,4 kg/t	17,7 €/t	14,1 kg/t	10,7 €/t
métaux non ferreux récupérés	3 300 t	100%	3300 t			984 g/t	2,2 €/t	1440 g/t	3,2 €/t	646 g/t	1,4 €/t
CO ₂	1 029 800 t	79%	1303544 t			388,7 kg/t	-19,4 €/t	765 kg/t	-38,3 €/t	110,1 kg/t	-5,5 €/t
NO ₂	1 650 t	97%	1701 t	0,51 kg/t	3 335 355	507,2 g/t	-22,8 €/t	300 g/t	-25,7 €/t	660,6 g/t	-2,8 €/t
PM	38,4 t	90%	43 t	0,013 kg/t	3 282 051	12,7 g/t	-9,0 €/t	24 g/t	-32,2 €/t	4,4 g/t	-0,3 €/t
HCNM	17,6 t	84%	21 t	0,006 kg/t	3 492 063	6,2 g/t	-0,1 €/t	NC g/t	NC	6,2 g/t	0,0 €/t
SOx	NC					NC	-9,0 €/t	0,1 kg/t	-17,1 €/t	0,1 kg/t	-0,9 €/t
dioxines et furanes	0,48 g	99%	0,485 g	0,14 µg/t	3 463 203	145 µg/t	-8,0 €/t	0,12 µg/t	0,0 €/t	252 µg/t	-1,3 €/t
métaux dans l'air	3 575 kg	99%	3611 kg	1,08 g/t	3 343 621	1 g/t	-0,4 €/t	1,9 g/t	-1,2 €/t	0 g/t	0,0 €/t
nuisance urbaine UIOM	NC						-3,4 €/t		-3,4 €/t	-	-3,4 €/t
				moyenne	3 353 833						
						total gains	91,2 €/t	total gains	140,6 €/t	total gains	54,9 €/t
						total coûts	-74,5 €/t	total coûts	-120,5 €/t	total coûts	-16,8 €/t
						BILAN	16,7 €/t	BILAN	20,1 €/t	BILAN	38,1 €/t
							19 UIOM IDF		3 UIOM SYCTOM		16 UIOM IDF hors SYCTOM

bilan environnemental des 19 incinérateurs d'Ile de France (y compris incinérateurs SYCTOM)

bilan environnemental des 3 incinérateurs SYCTOM

bilan environnemental des 16 incinérateurs d'Ile de France hors SYCTOM

ANNEXE 20 : Détermination des caractéristiques des bennes de référence

1) « Benne de référence 2007 »

Pour déterminer la benne type de 2007 en motorisation gasoil et en motorisation GNV reprenons le bilan environnemental de chacun des modèles du parc de 2007 et observons quels sont les modèles les plus récents (et donc les plus performants).

Tableau 32 – Bilan environnemental monétarisé des différents types de bennes du parc STPP 2007

		gabarit	nombre bennes STPP	km total 2007 (+5,6%)	carburant		conso moyenne/100 km	émissions de polluants en g / km				GES en kgéqCO ₂ / km	€/ km				
					L ou Nm ³	en GJ		CO	NOx	HC NM	PM		polluants	CO ₂	énergie fossile	TOTAL	
GNV	C	EURO III	VE	20	276 724	177 006	6 726	64,0	0,03	10,6	0,1	0,00	1,7	1,8	0,08	0,36	2,3 €/km
	B	EURO III	VM	50	624 463	534 026	20 293	85,5	0,06	21,2	0,1	0,01	2,2	3,6	0,10	0,49	4,2 €/km
	E	EURO IV	VM	3	20 278	15 823	601	78,0	0,06	9,1	0,00	0,00	2,0	1,6	0,09	0,44	2,1 €/km
	A	EEV	VL-VXL	84	1 065 543	1 095 283	41 621	102,8	4,2	3,7	0,1	0,0	2,7	0,7	0,12	0,59	1,4 €/km
	TOTAL GNV			157	1 987 009	1 822 138	69 241	228	2,3	10,2	0,1	0,0	2,4	1,8 €/km	0,11 €/km	0,52 €/km	2,4 €/km
MOYENNES																	
GASOIL	H	EURO II	VE	17	174 668	71 620	2 578	41,0	7,2	14,8	1,4	0,6	1,3	4,2	0,06	0,22	4,5 €/km
	I	EURO II	VM	17	250 555	134 654	4 848	53,7	11,7	31,3	2,0	1,1	1,7	8,4	0,08	0,29	8,8 €/km
	M	EURO IV	VM	6	87 315	48 535	1 747	55,6	4,0	10,0	0,03	0,16	1,8	2,1	0,08	0,30	2,5 €/km
	K	EURO III	VM	18	258 314	137 754	4 959	53,3	6,9	20,4	0,7	0,6	1,7	5,0	0,08	0,29	5,3 €/km
	L	EURO III	VL	5	58 691	31 874	1 147	54,3					1,7		0,08	0,29	5,4 €/km
	G	EURO II	VL	5	41 949	15 262	549	36,4	7,6	19,0	1,9	0,8	1,2	5,5	0,05	0,20	5,8 €/km
	J	EURO II	VL	5	39 077	23 288	838	59,6	9,0	38,9	2,0	1,1	1,9	9,5	0,09	0,32	9,9 €/km
TOTAL GASOIL			73	910 570	462 987	16 668		8,1	22,0	1,2	0,7	1,6	5,7 €/km	0,07 €/km	0,27 €/km	6,1 €/km	
MOYENNES																	
TOTAL			230	2 897 578	2 285 124	85 909											

Pour le gasoil, ce sont les bennes de type M (bilan environnemental : 2,5 €/km) qui sont les plus récentes (Euro 4). Elles serviront de référence. Pour le GNV, ce sont les bennes E et A qui serviront pour définir une benne moyenne de référence¹².

Benne gasoil de référence 2007 :	• CO :	4 g/km
	• NOx :	10 g/km
	• HC :	0,03 g/km
	• PM :	0,16 g/km
	• Carburant :	55,6 L/km soit 2 GJ/100km
	• CO ₂ :	1,8 kgéqCO ₂ / km

Le coût environnemental de la benne Gasoil de référence 2007 ainsi définie est de 2,52 €/km dont 2,13 €/km imputables aux polluants atmosphériques (voir tableau 33).

Tableau 33 – Coût environnemental de la benne Gasoil de référence 2007 (€/km)

	Benne de référence Gasoil 2007	facteur monétarisation	coût / km
CO	4 g/km	0,073 €/kg	0,0003 €
Nox	10 g/km	171 €/kg	1,71 €
HC	0,03 g/km	42 €/kg	0,001 €
PM	0,16 g/km	2642 €/kg	0,42 €
Carburant	2 GJ/100 km	0,015 €/MJ	0,30 €
CO ₂	1,8 kgéqCO ₂ / km	46 €/t	0,08 €
coût environnemental total par km :			2,52 €
dont coût pour les polluants atmosphériques :			2,13 €

Benne GNV de référence 2007 :	• CO :	2,1 g/km
	• NOx :	6,4 g/km
	• HC :	0,06 g/km
	• PM :	0,008 g/km
	• Carburant :	90,4 Nm ³ /km soit 3,4 GJ/100 km
	• CO ₂ :	2,3 kgéqCO ₂ / km

¹² on choisit 2 bennes pour en faire la moyenne car les bennes les plus performantes sont des bennes de gros gabarit, en prenant en compte les bennes E de gabarit moyen pour faire une moyenne, on obtient une benne de référence de gabarit moyen à gros qui convient mieux qu'une benne VL/VXL

Le coût environnemental de la benne GNV de référence 2007 ainsi définie est de 1,73 €/km dont 1,12 €/km imputables aux polluants atmosphériques (voir tableau 34).

	Benne de référence GNV 2007	facteur monétarisation	coût / km
CO	2,1 g/km	0,073 €/kg	0,0002 €
Nox	6,4 g/km	171 €/kg	1,09 €
HC	0,06 g/km	42 €/kg	0,003 €
PM	0,008 g/km	2642 €/kg	0,02 €
Carburant	3,4 GJ/100 km	0,015 €/MJ	0,51 €
CO ₂	2,3 kgéqCO ₂ / km	46 €/t	0,11 €
coût environnemental total par km :			1,73 €
dont coût pour les polluants atmosphériques :			1,12 €

Tableau 34 – Coût environnemental de la benne GNV de référence 2007 (€/km)

C'est à partir de la moyenne des chiffres de ces deux bennes de motorisation différente que l'on définit la « benne de référence 2007 » :

Benne de référence 2007 :	• CO :	3 g/km
	• NO _x :	8,2 g/km
	• HC :	0,04 g/km
	• PM :	0,08 g/km
	• Carburant :	2,7 GJ/100 km
	• CO ₂ :	2 kgéqCO ₂ / km

Figure 10 – Performances environnementales de la benne de référence 2007

Le coût environnemental de la benne de référence 2007 ainsi définie est de 2,11 € par km dont 1,62 €/km imputables aux polluants atmosphériques (tableau 35).

	Benne de référence 2007	facteur monétarisation	coût / km
CO	3 g/km	0,073 €/kg	0,0002 €
Nox	8,2 g/km	171 €/kg	1,40 €
HC	0,04 g/km	42 €/kg	0,002 €
PM	0,08 g/km	2642 €/kg	0,21 €
Carburant	2,7 GJ/100 km	0,015 €/MJ	0,41 €
CO ₂	2 kgéqCO ₂ / km	46 €/t	0,09 €
coût environnemental total par km :			2,11 €
dont coût pour les polluants atmosphériques :			1,62 €

Tableau 35 – Coût environnemental de la benne de référence 2007 (€/km)

2) « Benne de référence 2014 »

La « benne de référence 2014 » émet deux fois moins de NO_x que la benne de référence 2007 (avec les mêmes consommations de carburant et émissions de GES que la benne gazoil de référence de 2007 hypothèse posée dans la définition de la « benne de référence 2014 »). Elle a donc les caractéristiques environnementales suivantes :

Benne de référence 2014 :	• CO :	3 g/km
	• NO _x :	4,1 g/km
	• HC :	0,04 g/km
	• PM :	0,08 g/km
	• Carburant :	2 GJ/100 km
	• CO ₂ :	1,8 kgéqCO ₂ / km

Figure 11 – Performances environnementales de la benne de référence 2014

Le coût environnemental de la benne de référence 2013 ainsi définie est de 1,41€/km dont 0,91 €/km pour les polluants atmosphériques (tableau 36).

	Benne Gazoil de référence 2014	facteur monétarisation	coût / km
CO	3 g/km	0,073 €/kg	0,0002 €
Nox	4,1 g/km	171 €/kg	0,70 €
HC	0,04 g/km	42 €/kg	0,002 €
PM	0,08 g/km	2642 €/kg	0,21 €
Carburant	2 GJ/100 km	0,015 €/MJ	0,30 €
CO ₂	1,8 kgéqCO ₂ / km	46 €/t	0,08 €
coût environnemental total par km :			1,30 €
dont coût pour les polluants atmosphériques :			0,91 €

Tableau 36 – Coût environnemental de la benne GNV de référence 2014 (€/km)

3) « Benne hybride de référence »

Définissons maintenant la « benne hybride de référence » à partir de la benne de référence de 2014 avec 20% de consommation de carburant en moins. On considèrera grossièrement que les émissions de polluants et de CO₂ seront également diminuées de 20%. En fait, la réduction sera moindre car la collecte, moment le plus émetteur de polluants, continuera à être effectuée en mode thermique. Néanmoins, on peut envisager que cette surévaluation du gain en polluants soit compensée par la poursuite de l'amélioration à la marge des performances des moteurs au-delà de l'Euro 6. Le coût environnemental de cette benne hybride de référence est présenté au tableau 37.

Benne hybride de référence	• CO :	2,4 g/km
	• NO _x :	3,3 g/km
	• HC :	0,03 g/km
	• PM :	0,064 g/km
	• Carburant :	1,6 GJ/100 km
	• CO ₂ :	1,44 kgéqCO ₂ / km

Figure 12 – Performances environnementales de la benne hybride de référence

	benne hybride de référence 2020	facteur monétarisation	coût / km
CO	2,4 g/km	0,073 €/kg	0,0002 €
Nox	3,3 g/km	171 €/kg	0,56 €
HC	0,03 g/km	42 €/kg	0,001 €
PM	0,064 g/km	2642 €/kg	0,17 €
Carburant	1,6 GJ/100 km	0,015 €/MJ	0,24 €
CO ₂	1,44 kgéqCO ₂ / km	46 €/t	0,07 €
coût environnemental total par km :			1,04 €
dont coût pour les polluants atmosphériques :			0,73 €

Tableau 37 – Coût environnemental de la benne hybride de référence (€/km)

4) « Benne de référence “ancienne” »

Reste enfin à définir les bennes de référence “anciennes” qui ont les caractéristiques environnementales moyennes des bennes les plus anciennes du parc (gasoil : toutes sauf M qui est Euro 4, pour le GNV : B et C). En réalisant des moyennes pondérées en fonction du nombre de bennes par type, on obtient les résultats suivants :

	Benne de référence Gasoil ancienne	facteur monétarisation	coût / km
CO	8,4 g/km	0,073 €/kg	0,0006 €
Nox	23 g/km	171 €/kg	3,93 €
HC	1,4 g/km	42 €/kg	0,059 €
PM	0,78 g/km	2642 €/kg	2,06 €
Carburant	1,8 GJ/100 km	0,015 €/MJ	0,27 €
CO ₂	1,6 kgéqCO ₂ / km	46 €/t	0,07 €
coût environnemental total par km :			6,40 €
dont coût pour les polluants atmosphériques :			6,05 €

Tableau 38 – Coût environnemental des bennes de référence « anciennes » Gasoil (€/km)

	Benne de référence GNV ancienne	facteur monétarisation	coût / km
CO	0,05 g/km	0,073 €/kg	0,0000 €
Nox	18,2 g/km	171 €/kg	3,11 €
HC	0,1 g/km	42 €/kg	0,004 €
PM	0,007 g/km	2642 €/kg	0,02 €
Carburant	2,8 GJ/100 km	0,015 €/MJ	0,42 €
CO ₂	2,1 kgéqCO ₂ / km	46 €/t	0,10 €
coût environnemental total par km :			3,65 €
dont coût pour les polluants atmosphériques :			3,13 €

Tableau 39 – Coût environnemental des bennes de référence « anciennes » GNV (€/km)

ANNEXE 21 : Evolution du coût environnemental des impacts de la collecte en €/ km de 2010 à 2039

Tableau 40 – Parc de référence : coûts environnementaux NON actualisés en €/ km sur 30 ans

				FM bennes de références pour polluants atmosphériques, carburant (énergie fossile) et CO ₂ .				en € / km																						
				benne de réf. anciennes		benne de référence 2007		benne de réf. 2014	benne hybride de réf. 2020	coût environnemental par km en valeur 2010								scénario a-1 et b-1				scénario a-2 et b-2								
				Gasoil	GNV	Gasoil	GNV			CO	Nox	HC	PM	polluants atmo	carburant	CO ₂	TOTAL	polluants atmo	polluants atmo avec scénario d'évolution	carburant	CO ₂	TOTAL avec scénarios pollu atmo + carbone + énergie	polluants atmo	polluants atmo avec scénario d'évolution	carburant	CO ₂	TOTAL avec scénarios pollu atmo + carbone + énergie			
parc de référence				6,05 €	3,13 €	2,13 €	1,12 €	0,91 €	0,73 €																					
répartition des				0,27 €	0,42 €	0,30 €	0,51 €	0,30 €	0,24 €																					
Gasoil GNV hybrid.				0,07 €	0,10 €	0,08 €	0,11 €	0,08 €	0,07 €																					
Année				répartition par modèle de référence (2007,2014)																										
				anciennes		2007		2014	2020																					
				Gasoil	GNV	Gasoil	GNV	Gasoil	Gasoil/H																					
32%	68%		2009	67	70	6	87			0,00 €	2,55 €	0,02 €	0,62 €	3,20 €	0,41 €	0,09 €	3,70 €	3,20 €		0,41 €	0,09 €	3,70 €	3,20 €		0,41 €	0,09 €	3,70 €			
32%	68%		2010	44	70	29	87			0,00 €	2,33 €	0,01 €	0,46 €	2,80 €	0,41 €	0,09 €	3,31 €	2,80 €	2,80 €	0,42 €	0,09 €	3,31 €	2,80 €	2,80 €	0,41 €	0,09 €	3,31 €			
32%	68%		2011	21	70	52	87			0,00 €	2,11 €	0,01 €	0,30 €	2,41 €	0,41 €	0,09 €	2,92 €	2,41 €	2,76 €	0,42 €	0,10 €	3,29 €	2,41 €	2,76 €	0,43 €	0,10 €	3,29 €			
33%	67%		2012		68	75	87			0,00 €	1,89 €	0,00 €	0,15 €	2,05 €	0,41 €	0,10 €	2,56 €	2,05 €	2,41 €	0,43 €	0,10 €	2,94 €	2,05 €	2,41 €	0,45 €	0,10 €	2,96 €			
43%	57%		2013		45	98	87			0,00 €	1,75 €	0,00 €	0,19 €	1,95 €	0,40 €	0,09 €	2,44 €	1,95 €	2,34 €	0,43 €	0,11 €	2,87 €	1,95 €	2,34 €	0,45 €	0,11 €	2,90 €			
53%	47%		2014		22	98	87	23		0,00 €	1,51 €	0,00 €	0,21 €	1,72 €	0,39 €	0,09 €	2,21 €	1,72 €	2,12 €	0,42 €	0,11 €	2,65 €	1,72 €	2,12 €	0,46 €	0,11 €	2,69 €			
63%	37%		2015			98	86	46		0,00 €	1,28 €	0,00 €	0,23 €	1,51 €	0,38 €	0,09 €	1,98 €	1,51 €	1,90 €	0,41 €	0,11 €	2,42 €	1,51 €	1,90 €	0,46 €	0,11 €	2,47 €			
73%	27%		2016			98	63	69		0,00 €	1,24 €	0,00 €	0,25 €	1,49 €	0,36 €	0,09 €	1,94 €	1,49 €	1,91 €	0,39 €	0,11 €	2,41 €	1,49 €	1,91 €	0,45 €	0,11 €	2,47 €			
83%	17%		2017			98	40	92		0,00 €	1,20 €	0,00 €	0,27 €	1,47 €	0,34 €	0,09 €	1,89 €	1,47 €	1,91 €	0,38 €	0,11 €	2,40 €	1,47 €	1,91 €	0,44 €	0,11 €	2,47 €			
93%	7%		2018			98	17	115		0,00 €	1,16 €	0,00 €	0,29 €	1,45 €	0,32 €	0,08 €	1,85 €	1,45 €	1,92 €	0,36 €	0,11 €	2,39 €	1,45 €	1,92 €	0,43 €	0,11 €	2,46 €			
100%			2019			92		138		0,00 €	1,10 €	0,00 €	0,30 €	1,40 €	0,30 €	0,08 €	1,79 €	1,40 €	1,88 €	0,34 €	0,11 €	2,34 €	1,40 €	1,88 €	0,43 €	0,11 €	2,42 €			
90%		10%	2020			69		138	23	0,00 €	0,99 €	0,00 €	0,27 €	1,26 €	0,29 €	0,08 €	1,64 €	1,26 €	1,72 €	0,34 €	0,11 €	2,17 €	1,26 €	1,72 €	0,44 €	0,11 €	2,27 €			
80%		20%	2021			46		138	46	0,00 €	0,88 €	0,00 €	0,25 €	1,12 €	0,29 €	0,08 €	1,49 €	1,12 €	1,55 €	0,34 €	0,12 €	2,01 €	1,12 €	1,55 €	0,44 €	0,12 €	2,11 €			
70%		30%	2022			23		138	69	0,00 €	0,76 €	0,00 €	0,22 €	0,98 €	0,28 €	0,08 €	1,34 €	0,98 €	1,37 €	0,34 €	0,12 €	1,83 €	0,98 €	1,37 €	0,45 €	0,12 €	1,95 €			
60%		40%	2023					138	92	0,00 €	0,65 €	0,00 €	0,19 €	0,84 €	0,28 €	0,08 €	1,19 €	0,84 €	1,19 €	0,33 €	0,13 €	1,65 €	0,84 €	1,19 €	0,46 €	0,13 €	1,78 €			
50%		50%	2024					115	115	0,00 €	0,63 €	0,00 €	0,19 €	0,82 €	0,27 €	0,07 €	1,17 €	0,82 €	1,18 €	0,33 €	0,13 €	1,64 €	0,82 €	1,18 €	0,47 €	0,13 €	1,78 €			
40%		60%	2025					92	138	0,00 €	0,62 €	0,00 €	0,19 €	0,81 €	0,26 €	0,07 €	1,14 €	0,81 €	1,17 €	0,33 €	0,13 €	1,62 €	0,81 €	1,17 €	0,48 €	0,13 €	1,77 €			
30%		70%	2026					69	161	0,00 €	0,61 €	0,00 €	0,18 €	0,79 €	0,26 €	0,07 €	1,12 €	0,79 €	1,15 €	0,32 €	0,13 €	1,61 €	0,79 €	1,15 €	0,48 €	0,13 €	1,77 €			
20%		80%	2027					46	184	0,00 €	0,59 €	0,00 €	0,18 €	0,77 €	0,25 €	0,07 €	1,09 €	0,77 €	1,14 €	0,32 €	0,14 €	1,59 €	0,77 €	1,14 €	0,49 €	0,14 €	1,76 €			
10%		90%	2028					23	207	0,00 €	0,58 €	0,00 €	0,17 €	0,75 €	0,25 €	0,07 €	1,07 €	0,75 €	1,12 €	0,31 €	0,14 €	1,57 €	0,75 €	1,12 €	0,50 €	0,14 €	1,76 €			
		100%	2029						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,11 €	0,31 €	0,14 €	1,56 €	0,73 €	1,11 €	0,51 €	0,14 €	1,75 €			
		100%	2030						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,12 €	0,31 €	0,14 €	1,57 €	0,73 €	1,12 €	0,53 €	0,14 €	1,79 €			
		100%	2031						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,13 €	0,32 €	0,15 €	1,59 €	0,73 €	1,13 €	0,54 €	0,16 €	1,83 €			
		100%	2032						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,13 €	0,32 €	0,15 €	1,61 €	0,73 €	1,13 €	0,55 €	0,18 €	1,87 €			
		100%	2033						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,14 €	0,32 €	0,15 €	1,62 €	0,73 €	1,14 €	0,57 €	0,20 €	1,91 €			
		100%	2034						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,15 €	0,33 €	0,16 €	1,64 €	0,73 €	1,15 €	0,58 €	0,22 €	1,95 €			
		100%	2035						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,16 €	0,33 €	0,16 €	1,65 €	0,73 €	1,16 €	0,60 €	0,23 €	1,99 €			
		100%	2036						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,17 €	0,33 €	0,17 €	1,67 €	0,73 €	1,17 €	0,61 €	0,25 €	2,03 €			
		100%	2037						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,18 €	0,34 €	0,17 €	1,68 €	0,73 €	1,18 €	0,63 €	0,27 €	2,07 €			
		100%	2038						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,19 €	0,34 €	0,17 €	1,70 €	0,73 €	1,19 €	0,64 €	0,29 €	2,11 €			
		100%	2039						230	0,00 €	0,56 €	0,00 €	0,17 €	0,73 €	0,24 €	0,07 €	1,04 €	0,73 €	1,19 €	0,35 €	0,18 €	1,71 €	0,73 €	1,19 €	0,66 €	0,31 €	2,16 €			

Les paragraphes qui suivent passent en revue les différents aspects de la mise en œuvre d'un achat anticipé de bennes hybrides dès 2014 : surcoûts d'investissement, économies de carburant quantitatives et budgétaires, bénéfices environnementaux.

1) Surcoût d'investissement

Le parc de bennes de collecte (OM et MM) du STPP comporte 230 bennes en 2007. Le STPP renouvelle ses bennes en moyenne tous les 8 à 10 ans. En partant sur l'hypothèse d'une durée de vie de 10 ans, il convient d'acheter en moyenne 23 nouvelles bennes chaque année.

Dans le scénario de référence d'évolution « naturelle » du parc de bennes du STPP, on a considéré que l'achat de bennes hybrides intervenait à partir de 2020. L'achat anticipé de telles bennes dès 2014 plutôt que d'acheter des « benne de référence 2014 », permettrait d'équiper le parc de bennes plus performantes plus tôt. Le surcoût d'une benne hybride par rapport à une benne purement thermique a été estimé dans une étude pour le ministère canadien des transports à 18 000 € par benne [2005]. On supposera que ce surcoût est toujours de 18 000 € en 2014 puis qu'il s'amenuisera peu à peu au fur et à mesure de l'augmentation de la production par les fabricants pour finir par disparaître en 2020 (année de début de l'achat « naturel » de bennes hybrides par le STPP dans le scénario de référence défini dans le préambule n°2 au chapitre 8).

Le tableau 41 fournit les surcoûts annuels de cette action d'achat de bennes hybrides dès 2014, surcoût non actualisés et actualisés (4% par an, année de référence 2010). Le **surcoût total d'investissement est de 1,16 M€ en valeur actuelle** pour cette action.

	surcoût bennes hybrides	surcoût achat 23 bennes / an	valeur actualisée (ramenée à 2010)
2014	18 000 €	414 000 €	353 889 €
2015	15 000 €	345 000 €	283 565 €
2016	12 000 €	276 000 €	218 127 €
2017	9 000 €	207 000 €	157 303 €
2018	6 000 €	138 000 €	100 835 €
2019	3 000 €	69 000 €	48 478 €
2020	- €		
total action 1		1 449 000 €	1 162 197 €
		non actualisé	actualisé (référence 2010)

Tableau 41 – Surcoûts budgétaires annuels de l'achat anticipé de bennes hybrides en 2014

(i) Economies quantitatives de carburant :

Le graphique ci-contre représente les économies de carburant (GNV et gasoil) en volume entre 2010 et 2040 pour le parc de référence et le scénario d'achat de bennes hybrides anticipées. A partir de 2018, il n'y a plus de bennes GNV dans le parc, celles-ci étant progressivement remplacées par des bennes gasoil nouvelle génération.

En pointillés on trouve les économies de consommation totale de gasoil (delta négatif sur le graphique) entre le parc avec des bennes hybrides achetées dès 2014 et le parc de référence (pas d'influence sur les consommations de GNV).

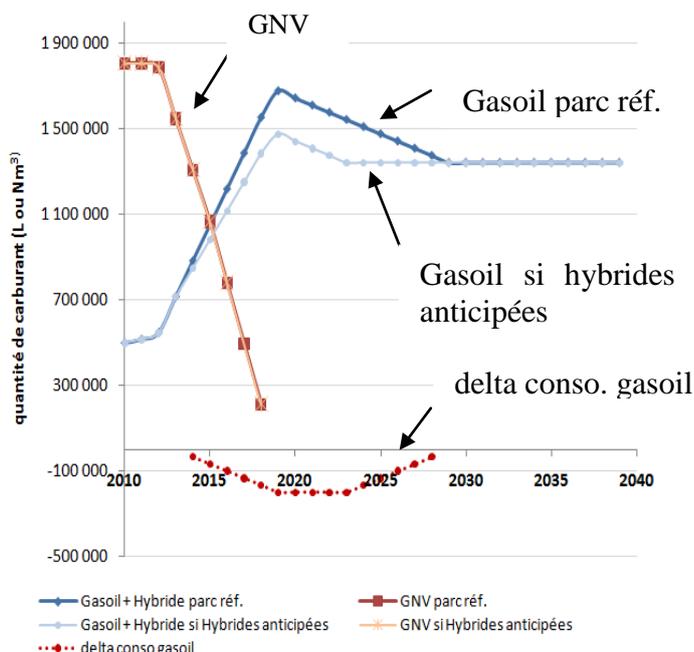


Figure 13 – Economies de carburant en volume entre 2010 et 2040 pour le parc de référence et l'action A1 (achat anticipé de bennes hybrides)

(i) Economies budgétaires de carburant :

L'achat anticipé de bennes hybrides conduit à des économies budgétaires sur le poste carburant. Les sommes annuelles économisées sont représentées sur le graphique de gauche ci-dessous en tenant compte des mêmes scénarios d'évolution du prix du carburant à la pompe que les scénarios d'évolution du facteur de monétarisation de l'énergie présentés au chapitre 8 (scénario bas : a-1 et haut : a-2). Le graphique de droite représente le cumul année après année des économies budgétaires de carburant sur le budget de fonctionnement de la collectivité.

Figure 14 – Achat anticipé de bennes hybrides : économies budgétaires annuelles de carburant selon scénarios a-1 et a-2,

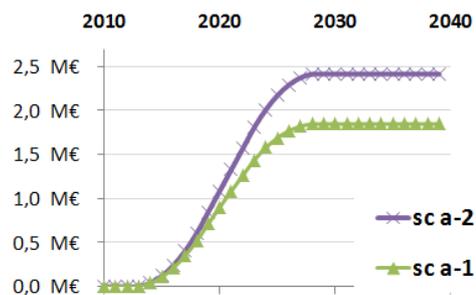
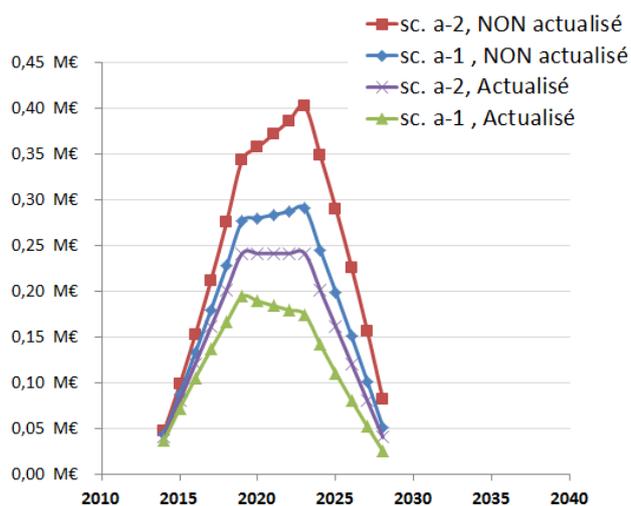


Figure 15 – Achat anticipé de bennes hybrides : cumul des économies budgétaires de carburant selon scénarios a-1 et a-2, valeurs actuelles

Les chiffres à l'origine de ces graphiques sont détaillés dans le tableau 42 page suivante.

		Parc de bennes de références (hybrides à partir de 2020)										Si achat anticipé de bennes hybrides							
Année	Evolution du prix du carburant				Evolution des consommations de carburant			évolution du budget carburant (en € constant) NON actualisé		évolution du budget carburant (en € constant) Actualisé		Evolution des consommations de carburant			évolution du budget carburant (en € constant)				
	Gasoil		GNV		Gasoil	GNV	Hybride	sc a-1	sc a-2	sc a-1	sc a-2	Gasoil	GNV	Hybride	NON actualisé		Actualisé		
	sc a-1	sc a-2	sc a-1	sc a-2											sc a-1	sc a-2	sc a-1	sc a-2	
	sc a-1	sc a-2	sc a-1	sc a-2											sc a-1	sc a-2	sc a-1	sc a-2	
2010	1,20 €	1,20 €	0,75 €	0,75 €	497 946 L	1 806 817 Nm3		1,95 M€	1,95 M€	1,95 M€	1,95 M€	497 946 L	1 806 817 Nm3		1,95 M€	1,95 M€	1,95 M€	1,95 M€	
2011	1,23 €	1,25 €	0,77 €	0,78 €	515 729 L	1 806 817 Nm3		2,03 M€	2,05 M€	1,95 M€	1,97 M€	515 729 L	1 806 817 Nm3		2,03 M€	2,05 M€	1,95 M€	1,97 M€	
2012	1,25 €	1,30 €	0,78 €	0,81 €	546 540 L	1 785 987 Nm3		2,08 M€	2,16 M€	1,92 M€	2,00 M€	546 540 L	1 785 987 Nm3		2,08 M€	2,16 M€	1,92 M€	2,00 M€	
2013	1,27 €	1,35 €	0,79 €	0,84 €	714 145 L	1 546 445 Nm3		2,13 M€	2,27 M€	1,90 M€	2,02 M€	714 145 L	1 546 445 Nm3		2,13 M€	2,27 M€	1,90 M€	2,02 M€	
2014	1,29 €	1,40 €	0,80 €	0,88 €	881 751 L	1 306 903 Nm3		2,19 M€	2,38 M€	1,87 M€	2,04 M€	714 145 L	1 306 903 Nm3	134 084 L	2,14 M€	2,34 M€	1,83 M€	2,00 M€	
2015	1,30 €	1,46 €	0,81 €	0,91 €	1 049 356 L	1 065 388 Nm3		2,24 M€	2,50 M€	1,84 M€	2,06 M€	714 145 L	1 065 388 Nm3	268 169 L	2,15 M€	2,41 M€	1,77 M€	1,98 M€	
2016	1,32 €	1,52 €	0,83 €	0,95 €	1 216 962 L	780 459 Nm3		2,25 M€	2,59 M€	1,78 M€	2,05 M€	714 145 L	780 459 Nm3	402 253 L	2,12 M€	2,44 M€	1,68 M€	1,93 M€	
2017	1,34 €	1,58 €	0,84 €	0,99 €	1 384 567 L	495 529 Nm3		2,27 M€	2,68 M€	1,72 M€	2,03 M€	714 145 L	495 529 Nm3	536 338 L	2,09 M€	2,46 M€	1,59 M€	1,87 M€	
2018	1,36 €	1,64 €	0,85 €	1,03 €	1 552 173 L	210 600 Nm3		2,28 M€	2,77 M€	1,67 M€	2,02 M€	714 145 L	210 600 Nm3	670 422 L	2,06 M€	2,49 M€	1,50 M€	1,82 M€	
2019	1,37 €	1,71 €	0,86 €	1,07 €	1 676 055 L			2,30 M€	2,86 M€	1,62 M€	2,01 M€	670 422 L		804 507 L	2,03 M€	2,52 M€	1,42 M€	1,77 M€	
2020	1,39 €	1,78 €	0,87 €	1,11 €	1 508 450 L		134 084 L	2,29 M€	2,92 M€	1,54 M€	1,97 M€	502 817 L		938 591 L	2,01 M€	2,56 M€	1,36 M€	1,73 M€	
2021	1,41 €	1,85 €	0,88 €	1,15 €	1 340 844 L		268 169 L	2,27 M€	2,97 M€	1,47 M€	1,93 M€	335 211 L		1 072 675 L	1,98 M€	2,60 M€	1,29 M€	1,69 M€	
2022	1,43 €	1,92 €	0,89 €	1,20 €	1 173 239 L		402 253 L	2,25 M€	3,03 M€	1,40 M€	1,89 M€	167 606 L		1 206 760 L	1,96 M€	2,64 M€	1,23 M€	1,65 M€	
2023	1,44 €	2,00 €	0,90 €	1,25 €	1 005 633 L		536 338 L	2,23 M€	3,08 M€	1,34 M€	1,85 M€			1 340 844 L	1,94 M€	2,68 M€	1,16 M€	1,61 M€	
2024	1,46 €	2,08 €	0,91 €	1,30 €	838 028 L		670 422 L	2,21 M€	3,13 M€	1,27 M€	1,81 M€			1 340 844 L	1,96 M€	2,79 M€	1,13 M€	1,61 M€	
2025	1,48 €	2,16 €	0,92 €	1,35 €	670 422 L		804 507 L	2,18 M€	3,19 M€	1,21 M€	1,77 M€			1 340 844 L	1,98 M€	2,90 M€	1,10 M€	1,61 M€	
2026	1,50 €	2,25 €	0,94 €	1,40 €	502 817 L		938 591 L	2,16 M€	3,24 M€	1,15 M€	1,73 M€			1 340 844 L	2,01 M€	3,01 M€	1,07 M€	1,61 M€	
2027	1,52 €	2,34 €	0,95 €	1,46 €	335 211 L		1 072 675 L	2,13 M€	3,29 M€	1,10 M€	1,69 M€			1 340 844 L	2,03 M€	3,13 M€	1,04 M€	1,61 M€	
2028	1,53 €	2,43 €	0,96 €	1,52 €	167 606 L		1 206 760 L	2,11 M€	3,34 M€	1,04 M€	1,65 M€			1 340 844 L	2,06 M€	3,26 M€	1,01 M€	1,61 M€	
2029	1,55 €	2,53 €	0,97 €	1,58 €			1 340 844 L	2,08 M€	3,39 M€	0,99 M€	1,61 M€			1 340 844 L	2,08 M€	3,39 M€	0,99 M€	1,61 M€	
2030	1,57 €	2,63 €	0,98 €	1,64 €			1 340 844 L	2,10 M€	3,53 M€	0,96 M€	1,61 M€			1 340 844 L	2,10 M€	3,53 M€	0,96 M€	1,61 M€	
2031	1,59 €	2,70 €	0,99 €	1,69 €			1 340 844 L	2,13 M€	3,62 M€	0,93 M€	1,59 M€			1 340 844 L	2,13 M€	3,62 M€	0,93 M€	1,59 M€	
2032	1,60 €	2,77 €	1,00 €	1,73 €			1 340 844 L	2,15 M€	3,71 M€	0,91 M€	1,57 M€			1 340 844 L	2,15 M€	3,71 M€	0,91 M€	1,57 M€	
2033	1,62 €	2,84 €	1,01 €	1,77 €			1 340 844 L	2,17 M€	3,81 M€	0,88 M€	1,54 M€			1 340 844 L	2,17 M€	3,81 M€	0,88 M€	1,54 M€	
2034	1,64 €	2,91 €	1,02 €	1,82 €			1 340 844 L	2,20 M€	3,90 M€	0,86 M€	1,52 M€			1 340 844 L	2,20 M€	3,90 M€	0,86 M€	1,52 M€	
2035	1,66 €	2,98 €	1,04 €	1,87 €			1 340 844 L	2,22 M€	4,00 M€	0,83 M€	1,50 M€			1 340 844 L	2,22 M€	4,00 M€	0,83 M€	1,50 M€	
2036	1,67 €	3,06 €	1,05 €	1,91 €			1 340 844 L	2,24 M€	4,10 M€	0,81 M€	1,48 M€			1 340 844 L	2,24 M€	4,10 M€	0,81 M€	1,48 M€	
2037	1,69 €	3,13 €	1,06 €	1,96 €			1 340 844 L	2,27 M€	4,20 M€	0,79 M€	1,46 M€			1 340 844 L	2,27 M€	4,20 M€	0,79 M€	1,46 M€	
2038	1,71 €	3,21 €	1,07 €	2,01 €			1 340 844 L	2,29 M€	4,30 M€	0,76 M€	1,43 M€			1 340 844 L	2,29 M€	4,30 M€	0,76 M€	1,43 M€	
2039	1,73 €	3,29 €	1,08 €	2,05 €			1 340 844 L	2,31 M€	4,41 M€	0,74 M€	1,41 M€			1 340 844 L	2,31 M€	4,41 M€	0,74 M€	1,41 M€	

Tableau 42 – Achat anticipé de bennes hybrides : évolution des consommations de carburant

2) Facteurs limitant

Le facteur limitant pour cette action est le rythme de renouvellement des bennes soit 23 par an en moyenne. En 10 ans, la totalité du parc pourrait être composé de bennes hybrides.

3) Gain environnemental

Le gain environnemental de ces nouvelles bennes à prendre en compte ne doit porter que sur la part du roulage qui se fait en mode électrique. En effet, les améliorations technologiques sur le moteur thermique des bennes hybrides par rapport au moteur des anciennes bennes gazoil du STPP qu'elles viennent remplacer seraient faites de toute manière puisque ces bennes étaient destinées à être remplacées. On considère donc que les performances environnementale de la partie motorisation thermique des bennes hybrides sont les mêmes que les bennes diesel sur le marché au même moment.

Le tableau suivant donne les gains environnementaux par an de cette action par rapport à la situation de référence (décrite au préambule n°2 du chapitre 8) pour 3 cas :

1. prise en compte de l'évolution naturelle du parc du STPP (amélioration technologique des motorisations des bennes)
2. prise en compte de l'évolution naturelle du parc et des scénarios d'évolution basse du prix du carburant (scénario a-1) et de la valeur du carbone (scénario b-1)
3. prise en compte de l'évolution naturelle du parc et des scénarios d'évolution haute du prix du carburant (scénario a-2) et de la valeur du carbone (scénario b-2)

delta hybride dès 2014/référence													
coût environnemental en €/an - ACTUALISE													
Année	CO	Nox	HC	PM	énergie fossile		CO2		TOTAL polluants atmo	TOTAL TOUS IMPACTS		CUMUL TOUS IMPACTS	
	facteur monétarisation				sc a-1	sc a-2	sc b-1	sc b-2		sc. a-1 et b-1	sc. a-2 et b-2	sc. a-1 et b-1	sc. a-2 et b-2
	0,073	171	42	2642									
2010													
2011													
2012													
2013													
2014	11 €	35 279 €	108 €	10 901 €	16 587 €	18 101 €	4 976 €	4 976 €	46 299 €	67 863 €	69 377 €	67 863 €	69 377 €
2015	21 €	67 844 €	208 €	20 964 €	32 335 €	36 203 €	9 909 €	9 909 €	89 037 €	131 281 €	135 148 €	199 143 €	204 525 €
2016	30 €	97 852 €	300 €	30 237 €	47 266 €	54 304 €	14 781 €	14 781 €	128 419 €	190 466 €	197 504 €	389 609 €	402 029 €
2017	38 €	125 451 €	385 €	38 765 €	61 405 €	72 406 €	19 577 €	19 577 €	164 639 €	245 621 €	256 622 €	635 230 €	658 650 €
2018	46 €	150 782 €	463 €	46 593 €	74 774 €	90 507 €	24 284 €	24 284 €	197 884 €	296 941 €	312 675 €	932 171 €	971 325 €
2019	53 €	173 980 €	534 €	53 761 €	87 397 €	108 608 €	28 890 €	28 890 €	228 327 €	344 614 €	365 825 €	1 276 785 €	1 337 150 €
2020	51 €	167 288 €	514 €	51 693 €	85 111 €	108 608 €	28 615 €	28 615 €	219 545 €	333 272 €	356 769 €	1 610 057 €	1 693 919 €
2021	49 €	160 854 €	494 €	49 705 €	82 873 €	108 608 €	28 996 €	28 319 €	211 101 €	322 970 €	348 029 €	1 933 027 €	2 041 948 €
2022	47 €	154 667 €	475 €	47 793 €	80 680 €	108 608 €	29 305 €	28 003 €	202 982 €	312 968 €	339 593 €	2 245 995 €	2 381 541 €
2023	45 €	148 718 €	457 €	45 955 €	78 534 €	108 608 €	29 548 €	27 669 €	195 175 €	303 257 €	331 453 €	2 549 252 €	2 712 994 €
2024	36 €	119 165 €	366 €	36 823 €	63 694 €	90 507 €	24 774 €	22 767 €	156 390 €	244 858 €	269 664 €	2 794 110 €	2 982 658 €
2025	28 €	91 666 €	281 €	28 325 €	49 585 €	72 406 €	19 901 €	17 971 €	120 300 €	189 787 €	210 677 €	2 983 897 €	3 193 335 €
2026	20 €	66 105 €	203 €	20 427 €	36 184 €	54 304 €	14 961 €	13 291 €	86 755 €	137 899 €	154 350 €	3 121 796 €	3 347 685 €
2027	13 €	42 375 €	130 €	13 094 €	23 467 €	36 203 €	9 980 €	8 731 €	55 612 €	89 060 €	100 546 €	3 210 856 €	3 448 232 €
2028	6 €	20 373 €	63 €	6 295 €	11 413 €	18 101 €	4 986 €	4 300 €	26 737 €	43 136 €	49 138 €	3 253 992 €	3 497 369 €
2029												3 253 992 €	3 497 369 €
2030												3 253 992 €	3 497 369 €
2031												3 253 992 €	3 497 369 €
2032												3 253 992 €	3 497 369 €
2033												3 253 992 €	3 497 369 €
2034												3 253 992 €	3 497 369 €
2035												3 253 992 €	3 497 369 €
2036												3 253 992 €	3 497 369 €
2037												3 253 992 €	3 497 369 €
2038												3 253 992 €	3 497 369 €
2039												3 253 992 €	3 497 369 €

Tableau 43 – Achat anticipé de bennes hybrides : gain environnemental (VAN 2010)

Les gains environnementaux de l'action de l'achat de bennes hybrides dès 2014 proviennent en majorité des émissions de polluants atmosphériques évitées comme le montre le graphique détaillé par type d'impact ci-contre (bénéfice environnemental annuel de cette action par rapport au parc de bennes de référence dans lequel les bennes hybrides sont supposées achetées à partir de 2020)

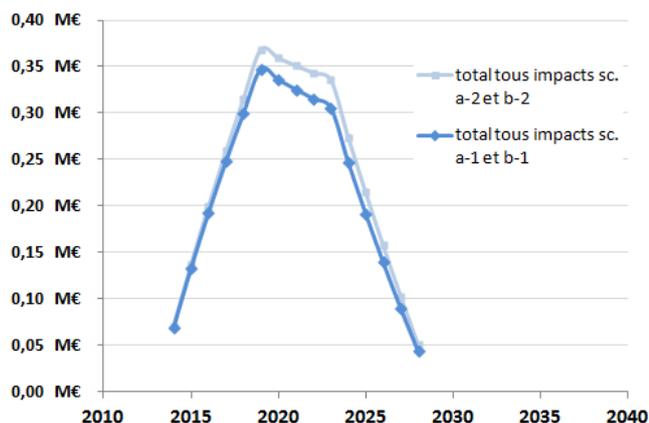


Figure 16 – Achat anticipé de bennes hybrides : bénéfice environnemental total par rapport au parc de référence, scénarios a1-b1 et a2-b2 (VAN 2010)

En valeur actuelle (VAN 2010), le gain environnemental cumulé à l'horizon 2025/2030 se situe **entre 3,3 et 3,5 M€** si on tient compte de l'évolution du facteur de monétarisation de la rareté des carburants et de la valeur du carbone (scénario a-1 et b-1 d'une part et scénarios a-2 et b-2 d'autre part).

Ces résultats sont présentés à la figure 18 tandis que le détail des chiffres de ces gains de l'action n°1 par rapport à la situation de référence sont présentés dans le tableau 43 page précédente.

Achat bennes hybrides anticipé par rapport au parc de référence - bénéfices environnementaux (monétarisation actualisée)

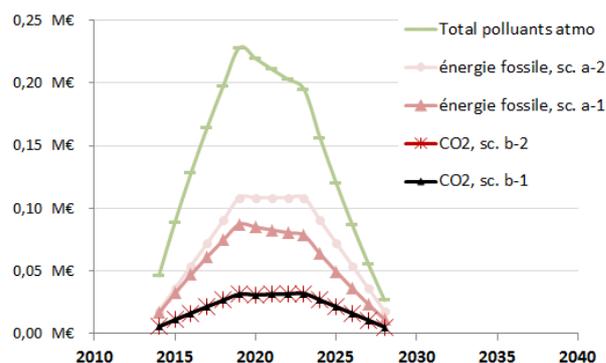


Figure 17 – Achat anticipé de bennes hybrides : bénéfices environnementaux par rapport au parc de référence (VAN 2010)

Les bénéfices environnementaux totaux (tous impacts confondus) pour l'achat anticipé de bennes hybrides sont représentés à la figure 17 ci-dessus (en valeur annuelle actualisée).

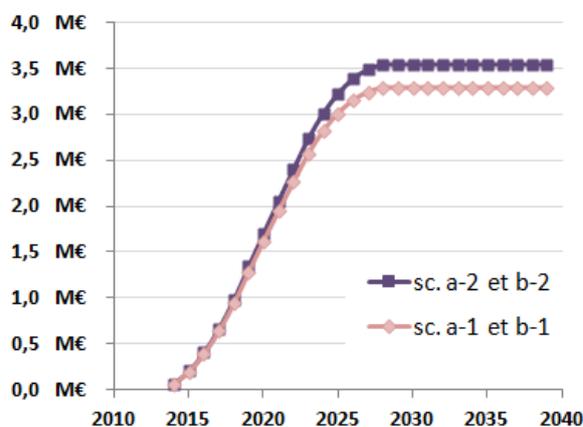


Figure 18 – Achat anticipé de bennes hybrides : gain environnemental cumulé, scénarios a1-b1 et a2-b2 (VAN 2010)

Les paragraphes qui suivent passent en revue les différents aspects de la mise en œuvre d'une formation des conducteurs de bennes à la conduite douce : aspect budgétaire, facteurs limitants, bénéfices environnementaux.

1) Aspect budgétaire

En réalisant une formation des 720 conducteurs à la conduite douce accompagnée d'une campagne de communication sur le sujet, on peut espérer une réduction des consommations de carburant et par suite une réduction des émissions de polluants atmosphériques et de CO₂. La conduite d'une benne étant bien différente de celle d'un poids lourd classique, on ne peut espérer un gain aussi important qu'une telle mesure apporterait pour du fret. En effet, pour la partie collecte, le mode de conduite est dicté par les arrêts à chaque point de collecte qui sont très rapprochés à Paris. Il ne sera donc pas possible de réaliser des gains sur cette part de la collecte. Par contre, sur le haut le pied, on peut espérer un gain que l'on chiffrera à **2%** sur la consommation globale.

D'un point de vue pratique, on supposera que cette action est organisée au moyen de sessions de formation par un consultant à 1000 € par jour assurant 2 sessions par jour, chacune de ces sessions accueillant 15 personnes (le faible nombre de participant supposé est dû au fait qu'il est nécessaire d'assurer la continuité du service de collecte). Le STPP compte 720 conducteurs. Le coût budgétaire de cette action est donc au maximum de : $720 / 15 / 2 \times 1000 \text{ €} = \mathbf{24\ 000 \text{ €}}$ Si on n'investit qu'une partie de ces 24 000 €, on supposera que le gain environnemental obtenu (économies de carburant etc.) est réduit d'autant.

On ne tiendra pas compte du fait que la formation peut s'étaler sur 1, 2 ou 3 ans car on supposera que la perte d'économie d'énergie les premières années où la formation du personnel n'est que partielle est compensée par le fait que les consignes sont plus suivies juste après la formation (les efforts ont tendance à se relâcher dans le temps). Au global, un gain de 2% de carburant est envisagé.

Par ailleurs, on suppose que la campagne de communication qui accompagne la formation a un coût de **10 000 €** (conception et impression) et qu'il est nécessaire ensuite de dépenser **1000 €/an** pour maintenir cette communication chaque année.

Enfin, il est nécessaire de former les nouveaux conducteurs et d'assurer une formation continue pour faire des rappels à ceux qui ont déjà été formés. Pour cela on s'appuie sur les hypothèses suivantes :

- turn-over : 5% par an
- formation continue : 10% de l'effectif à reformer par an (1 rappel tous les 10 ans)

Pour cette formation continue, on prendra les mêmes hypothèses que précédemment ce qui conduit à un coût de : $(5\% + 10\% \text{ par an}) / 15 / 2 \times 1000 \text{ €} = \mathbf{3600 \text{ €/an}}$

L'économie de carburant représente une économie budgétaire égale à 2% du budget carburant de la collecte. Les quantités de carburant (en litres et Nm³) ainsi que les économies budgétaires que cela représente (actualisées et non actualisées) sont présentés dans le tableau 44 page suivante.

économies conduite douce : 2%														
Année	Evolution du prix du carburant				économie de carburant conduite douce								cumul économies carburant si conduite douce - Actualisées	
	Gasoil		GNV		Gasoil	GNV	Hybride	NON actualisé		Actualisé		sc a-1	sc a-2	
	Gasoil sc a-1	Gasoil sc a-2	GNV sc a-1	GNV sc a-2				sc a-1	sc a-2	sc a-1	sc a-2			
2010	1,20 €	1,20 €	0,75 €	0,75 €	9 959 L	36 136 Nm3		39 053 €	39 053 €	39 053 €	39 053 €	39 053 €	39 053 €	
2011	1,23 €	1,25 €	0,77 €	0,78 €	10 315 L	36 136 Nm3		40 585 €	41 059 €	39 024 €	39 480 €	39 024 €	39 480 €	
2012	1,25 €	1,30 €	0,78 €	0,81 €	10 931 L	35 720 Nm3		41 609 €	43 163 €	38 470 €	39 907 €	38 470 €	39 907 €	
2013	1,27 €	1,35 €	0,79 €	0,84 €	14 283 L	30 929 Nm3		42 649 €	45 373 €	37 915 €	40 336 €	37 915 €	40 336 €	
2014	1,29 €	1,40 €	0,80 €	0,88 €	17 635 L	26 138 Nm3		43 701 €	47 690 €	37 356 €	40 766 €	37 356 €	40 766 €	
2015	1,30 €	1,46 €	0,81 €	0,91 €	20 987 L	21 308 Nm3		44 733 €	50 084 €	36 767 €	41 165 €	74 123 €	81 931 €	
2016	1,32 €	1,52 €	0,83 €	0,95 €	24 339 L	15 609 Nm3		45 060 €	51 769 €	35 612 €	40 914 €	109 734 €	122 845 €	
2017	1,34 €	1,58 €	0,84 €	0,99 €	27 691 L	9 911 Nm3		45 379 €	53 509 €	34 485 €	40 663 €	144 219 €	163 507 €	
2018	1,36 €	1,64 €	0,85 €	1,03 €	31 043 L	4 212 Nm3		45 692 €	55 305 €	33 386 €	40 411 €	177 605 €	203 919 €	
2019	1,37 €	1,71 €	0,86 €	1,07 €	33 521 L			46 071 €	57 253 €	32 369 €	40 225 €	209 974 €	244 144 €	
2020	1,39 €	1,78 €	0,87 €	1,11 €	30 169 L		2 682 L	45 728 €	58 352 €	30 892 €	39 421 €	240 867 €	283 565 €	
2021	1,41 €	1,85 €	0,88 €	1,15 €	26 817 L		5 363 L	45 361 €	59 448 €	29 466 €	38 616 €	270 333 €	322 181 €	
2022	1,43 €	1,92 €	0,89 €	1,20 €	23 465 L		8 045 L	44 971 €	60 538 €	28 089 €	37 812 €	298 421 €	359 993 €	
2023	1,44 €	2,00 €	0,90 €	1,25 €	20 113 L		10 727 L	44 557 €	61 620 €	26 760 €	37 007 €	325 181 €	397 000 €	
2024	1,46 €	2,08 €	0,91 €	1,30 €	16 761 L		13 408 L	44 119 €	62 692 €	25 478 €	36 203 €	350 659 €	433 203 €	
2025	1,48 €	2,16 €	0,92 €	1,35 €	13 408 L		16 090 L	43 658 €	63 750 €	24 242 €	35 398 €	374 900 €	468 601 €	
2026	1,50 €	2,25 €	0,94 €	1,40 €	10 056 L		18 772 L	43 173 €	64 794 €	23 050 €	34 594 €	397 951 €	503 195 €	
2027	1,52 €	2,34 €	0,95 €	1,46 €	6 704 L		21 454 L	42 665 €	65 818 €	21 903 €	33 789 €	419 854 €	536 984 €	
2028	1,53 €	2,43 €	0,96 €	1,52 €	3 352 L		24 135 L	42 133 €	66 821 €	20 798 €	32 985 €	440 651 €	569 969 €	
2029	1,55 €	2,53 €	0,97 €	1,58 €			26 817 L	41 577 €	67 799 €	19 734 €	32 180 €	460 386 €	602 149 €	
2030	1,57 €	2,63 €	0,98 €	1,64 €			26 817 L	42 049 €	70 511 €	19 191 €	32 180 €	479 576 €	634 330 €	
2031	1,59 €	2,70 €	0,99 €	1,69 €			26 817 L	42 521 €	72 373 €	18 660 €	31 760 €	498 236 €	666 089 €	
2032	1,60 €	2,77 €	1,00 €	1,73 €			26 817 L	42 993 €	74 255 €	18 141 €	31 332 €	516 377 €	697 422 €	
2033	1,62 €	2,84 €	1,01 €	1,77 €			26 817 L	43 465 €	76 159 €	17 635 €	30 900 €	534 012 €	728 322 €	
2034	1,64 €	2,91 €	1,02 €	1,82 €			26 817 L	43 937 €	78 087 €	17 141 €	30 463 €	551 152 €	758 785 €	
2035	1,66 €	2,98 €	1,04 €	1,87 €			26 817 L	44 409 €	80 040 €	16 658 €	30 024 €	567 811 €	788 809 €	
2036	1,67 €	3,06 €	1,05 €	1,91 €			26 817 L	44 881 €	82 019 €	16 188 €	29 583 €	583 999 €	818 392 €	
2037	1,69 €	3,13 €	1,06 €	1,96 €			26 817 L	45 353 €	84 026 €	15 729 €	29 142 €	599 728 €	847 534 €	
2038	1,71 €	3,21 €	1,07 €	2,01 €			26 817 L	45 825 €	86 062 €	15 282 €	28 700 €	615 009 €	876 234 €	
2039	1,73 €	3,29 €	1,08 €	2,05 €			26 817 L	46 297 €	88 129 €	14 845 €	28 259 €	629 854 €	904 492 €	

Tableau 44 – Conduite douce : économies budgétaires annuelles de carburant

Les deux graphiques qui suivent représentent les économies annuelles pour les 2 scénarios d'évolution du prix des carburants ainsi que le cumul de ces économies.

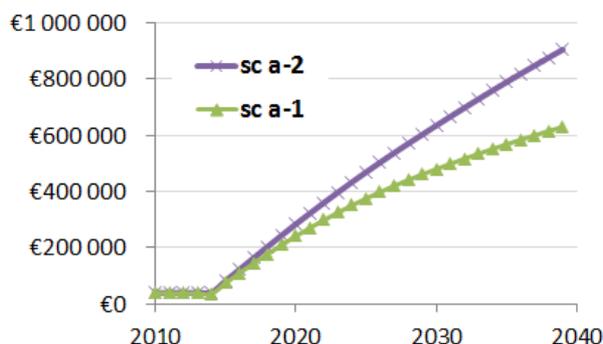
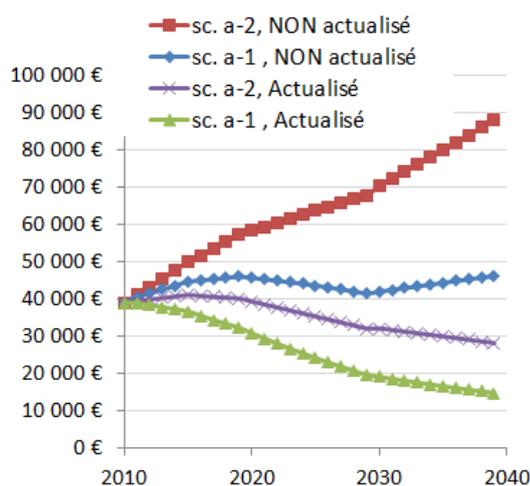


Figure 19 – Conduite douce : économies budgétaires annuelles (à gauche) et cumuls de ces économies (à droite, VAN 2010), scénarios a1 et a2

2) Facteurs limitants

Le facteur limitant pour cette action est le nombre de conducteurs. Une fois qu'ils sont tous formés, on a atteint le plafond des économies potentielles de la mesure. L'autre plafond est celui du gain maximum estimé ici à 2% mais qui pourra augmenter ou diminuer dans le temps en fonction de l'implication du personnel et de la communication au long cours mise en place.

3) Gain environnemental

Le tableau 44 à la page précédente fournit les quantités de carburant économisé (gasoil et GNV) pour chaque année. La première année, cela représente 9 959 L de gasoil et 36 136 Nm³ de GNV.

Ne connaissant pas le lien entre conduite plus souple et incidence sur les émissions de polluants, on suppose que la relation est linéaire et que 2% de carburant consommés en moins induisent 2% d'émissions de polluants atmosphériques en moins.

Le tableau 45 présente les bénéfices environnementaux monétarisés de l'action de formation à la conduite douce. Les graphiques tirés de ces chiffres sont présentés à la page suivante.

gains environnementaux									
	énergie fossile		carbone		polluants atmo	TOTA gain env min (sc. a- 1 et b-1)	TOTA gain env max (sc. a-2 et b-2)	Cumul gain env MIN	Cumul gain env MAX
	scénario a-1	scénario a-2	scénario b-1	scénario b-2					
2010	24 571 €	24 571 €	5 613 €	5 613 €	192 844 €	223 028 €	223 028 €	0,22 M€	0,22 M€
2011	24 466 €	24 752 €	5 675 €	5 675 €	162 691 €	192 832 €	193 118 €	0,42 M€	0,42 M€
2012	24 035 €	24 933 €	5 729 €	5 729 €	134 571 €	164 336 €	165 233 €	0,58 M€	0,58 M€
2013	23 532 €	25 035 €	5 762 €	5 762 €	109 736 €	139 030 €	140 533 €	0,72 M€	0,72 M€
2014	22 277 €	24 311 €	5 661 €	5 661 €	100 354 €	128 293 €	130 326 €	0,85 M€	0,85 M€
2015	21 067 €	23 587 €	5 554 €	5 554 €	85 482 €	112 103 €	114 623 €	0,96 M€	0,97 M€
2016	19 879 €	22 839 €	5 439 €	5 439 €	72 024 €	97 341 €	100 301 €	1,06 M€	1,07 M€
2017	18 295 €	21 572 €	5 267 €	5 267 €	68 319 €	91 880 €	95 157 €	1,15 M€	1,16 M€
2018	16 775 €	20 305 €	5 091 €	5 091 €	64 792 €	86 659 €	90 189 €	1,24 M€	1,25 M€
2019	15 320 €	19 038 €	4 914 €	4 914 €	61 436 €	81 670 €	85 388 €	1,32 M€	1,34 M€
2020	14 185 €	18 101 €	4 769 €	4 769 €	57 162 €	76 116 €	80 032 €	1,39 M€	1,42 M€
2021	13 536 €	17 739 €	4 736 €	4 625 €	49 478 €	67 750 €	71 843 €	1,46 M€	1,49 M€
2022	12 909 €	17 377 €	4 689 €	4 480 €	42 301 €	59 899 €	64 159 €	1,52 M€	1,55 M€
2023	12 304 €	17 015 €	4 629 €	4 335 €	35 603 €	52 536 €	56 953 €	1,57 M€	1,61 M€
2024	11 720 €	16 653 €	4 558 €	4 189 €	29 357 €	45 636 €	50 200 €	1,62 M€	1,66 M€
2025	11 157 €	16 291 €	4 478 €	4 044 €	27 627 €	43 261 €	47 962 €	1,66 M€	1,71 M€
2026	10 614 €	15 929 €	4 388 €	3 899 €	25 986 €	40 988 €	45 814 €	1,70 M€	1,75 M€
2027	10 091 €	15 567 €	4 292 €	3 755 €	24 430 €	38 813 €	43 752 €	1,74 M€	1,80 M€
2028	9 587 €	15 205 €	4 188 €	3 612 €	22 956 €	36 731 €	41 773 €	1,78 M€	1,84 M€
2029	9 102 €	14 843 €	4 079 €	3 470 €	21 559 €	34 740 €	39 872 €	1,81 M€	1,88 M€
2030	8 636 €	14 481 €	3 965 €	3 331 €	20 235 €	32 836 €	38 047 €	1,85 M€	1,92 M€
2031	8 397 €	14 292 €	3 908 €	4 289 €	19 457 €	31 762 €	38 038 €	1,88 M€	1,96 M€
2032	8 163 €	14 100 €	3 850 €	4 583 €	18 709 €	30 722 €	37 391 €	1,91 M€	1,99 M€
2033	7 936 €	13 905 €	3 790 €	4 847 €	17 989 €	29 714 €	36 741 €	1,94 M€	2,03 M€
2034	7 713 €	13 709 €	3 729 €	5 084 €	17 297 €	28 739 €	36 090 €	1,97 M€	2,07 M€
2035	7 496 €	13 511 €	3 667 €	5 296 €	16 632 €	27 795 €	35 439 €	2,00 M€	2,10 M€
2036	7 285 €	13 312 €	3 604 €	5 484 €	15 992 €	26 881 €	34 789 €	2,02 M€	2,14 M€
2037	7 078 €	13 114 €	3 541 €	5 650 €	15 377 €	25 996 €	34 141 €	2,05 M€	2,17 M€
2038	6 877 €	12 915 €	3 477 €	5 795 €	14 786 €	25 139 €	33 496 €	2,07 M€	2,20 M€
2039	6 680 €	12 716 €	3 413 €	5 920 €	14 217 €	24 310 €	32 854 €	2,10 M€	2,24 M€
VAN sur 30 ans	401 683 €	531 719 €	136 454 €	150 427 €	1 559 399 €	2 097 536 €	2 237 282 €		

Tableau 45 – Conduite douce : bénéfices environnementaux monétarisés (VAN 2010)

Les deux graphiques ci-dessous représentent l'évolution annuelle des bénéfices environnementaux de ces impacts évités. Le bénéfice pour les polluants atmosphériques est très rapidement décroissant car les émissions du parc de bennes de référence diminuent naturellement rapidement au fur et à mesure du remplacement des anciennes par des bennes de nouvelle génération (hybrides à partir de 2020).

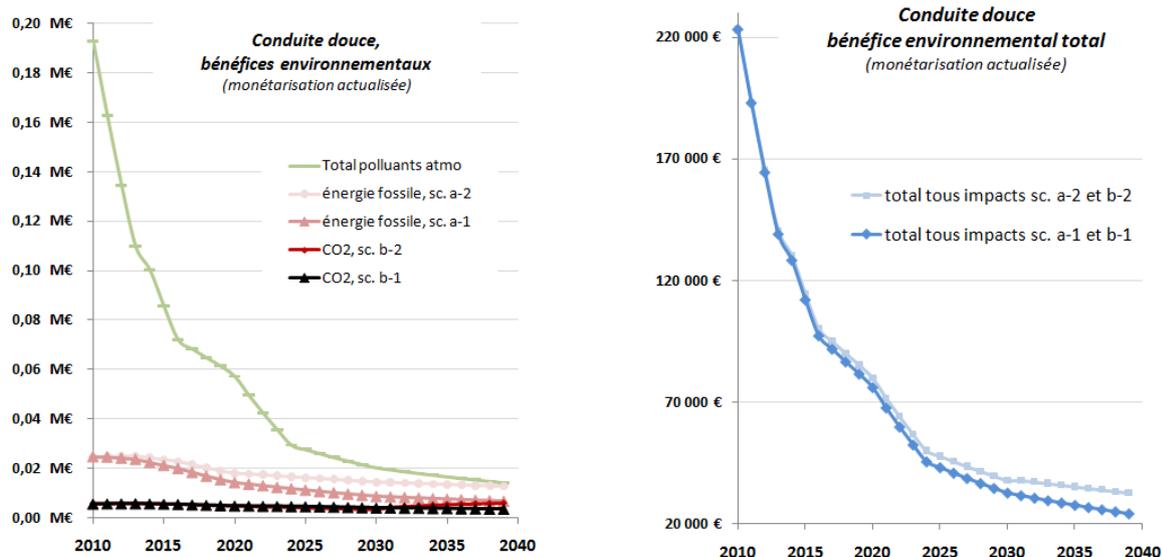
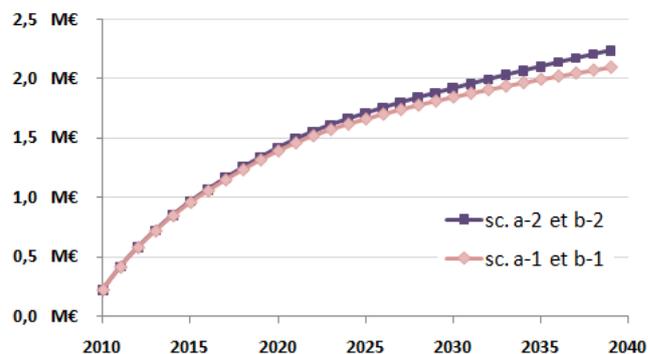


Figure 20 – Conduite douce : bénéfices environnementaux par type d'impact à gauche (scénarios a1, a2, b1 et b2), bénéfice total à droite (scénarios a1-b1 et a2-b2), VAN 2010

La figure 21 représente l'évolution du cumul des réductions d'impacts environnementaux monétarisés.

Figure 21 – Conduite douce : cumul des bénéfices environnementaux (VAN 2010)

cumul des réductions d'impacts environnementaux
action n°2 : conduite douce



La figure 22 montre l'évolution des gains budgétaires et environnementaux au fil des ans en tenant compte des scénarios a et b d'évolution des valeurs du carbone et de l'énergie.

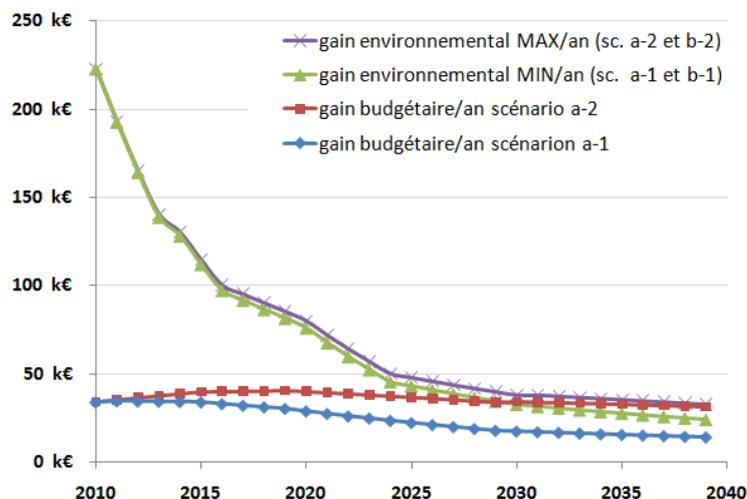


Figure 22 – Conduite douce : évolution comparée du gain budgétaire et du gain environnemental annuels

Les paragraphes qui suivent passent en revue les différents aspects de la construction d'un garage à bennes dans le Sud-Ouest parisien : aspect budgétaire, gain environnemental, économies budgétaires.

1) Aspect budgétaire

Un garage comporte une aire de stationnement des véhicules, une aire de lavage, des ateliers de maintenance (mécanique, peinture...), des locaux sociaux (vestiaires, douches, réfectoire) et des bureaux. La surface du garage de Romainville est d'environ 4000 m². La construction d'un nouveau garage sans contrainte technique trop forte (sans intégration dans un bâtiment, construction en étage, fondations spéciales, ...) est de l'ordre de 20 M€ hors foncier. Il est très difficile de trouver des zones libres d'une telle surface en petite couronne et dans Paris. Le prix du foncier pour une zone industrielle de 4000 m² (si elle existe), serait de plusieurs millions d'Euros. Partons sur une hypothèse de 5 M€ ce qui porte le coût de construction d'un nouveau garage à 25 M€ auxquels il convient d'ajouter les frais de maîtrise d'œuvre et d'assistance à maîtrise d'ouvrage diverses que l'on estimera à 10% du budget total soit un surcoût de 2,5 M€; finalement, l'investissement de l'action « Nouveau garage » est estimée à **27,5 M€** en 2015 (pour une mise en service en 2016). Ce coût n'est qu'une simple estimation destinée à pouvoir mener un raisonnement d'analyse de gain environnemental.

2) Gain environnemental

La construction d'un garage dans le Sud-ouest parisien permettrait une desserte de proximité du 16^{ème} et du 8^{ème} arrondissement qui n'est pas possible à partir du garage d'Issy sous périphérique qui est très petit. Posons l'hypothèse simplificatrice que le nouveau garage permet de desservir totalement les 8^{ème} et 16^{ème} arrondissements. Le kilométrage moyen des bennes pour ce nouveau garage est pris égal au kilométrage moyen du garage le mieux positionné par rapport à son bassin versant à savoir le garage de Clichy. Ce kilométrage moyen est de 31 km/jour, il vient en remplacement des kilométrages parcourus par les bennes actuellement au départ des différents garages :

- Pour le 8^{ème} : 53 km au départ d'Aubervilliers (4316 services en 2007), 63 km au départ de Romainville (908 services en 2007) soit une moyenne pondérée de : $\frac{53 \times 4316 + 63 \times 908}{4316 + 908} = \mathbf{54,7}$
km/service sur 5224 services
- Pour le 16^{ème} : 57 km au départ d'Aubervilliers (4366 services en 2007), 40 km au départ d'Issy sous-périphérique (2487 services en 2007) et 54 km au départ d'Ivry Victor Hugo (3560 services en 2007) soit une moyenne pondérée de : $\frac{57 \times 4366 + 40 \times 2487 + 54 \times 3560}{4366 + 2487 + 3560} = \mathbf{51,9}$
km/service sur 10 413 services

Le gain serait donc de $54,7 \times 5224 + 51,9 \times 10413 - 31 \times (5224 + 10413) = \mathbf{341\ 440\ km/an}$.

Sur les 3 016 899 km parcourus par les bennes en 2007, cela correspond à une **diminution de 11,3% des kilométrages**.

Pour déterminer les gains environnementaux liés à cette nouvelle situation, on prend en compte les caractéristiques d'un parc de bennes réduit de 16 (voir calcul du nombre de bennes en moins au paragraphe 3) dédié aux économies budgétaires) à partir de l'année de mise en service du nouveau garage. Pour ce faire, on considère que cette année là, seulement 7 bennes sont achetées au lieu des 23 habituellement en moyenne.

Pour les besoins de la modélisation économique, on fixe l'année d'acquisition du nouveau garage à 2015 et l'année de sa mise en service à 2016. C'est donc en 2016 qu'il y aura seulement 7 bennes à renouveler (économie de 2,4 M€ cette année là). Ensuite, la moyenne des renouvellements annuels passera de 23 à 21,4 soit sur 5 ans (renouvellement de 21 ou 22 bennes un an sur deux).

Le paragraphe sur les gains budgétaires qui suit montre que cette action entraîne une réduction du parc de bennes de 16 véhicules. En 2016, ce sont donc 16 bennes qui ne sont pas achetées et ensuite chaque années, ce sont 1 ou 2 bennes qui ne sont pas achetées dans le cadre des renouvellement. Ces bennes en moins représentant un impact environnemental évité comptabilisé pour 0,12 €€(FM de l'activité économique moyenne) soit : 0,12 x 150 000 € = **18 000 € par benne** en valeur 2007.

On notera que la tendance à l'érosion du bénéfice environnemental lié à l'évolution naturelle du parc de bennes de référence s'accroîtra encore si des bennes hybrides sont achetées par anticipation dès 2014. Le bénéfice du nouveau garage serait donc réduit si ces actions étaient toutes deux réalisées.

Les bénéfices environnementaux annuels de l'option « Nouveau garage » à partir de 2016 par rapport au parc de référence sont représentés à la figure 23.

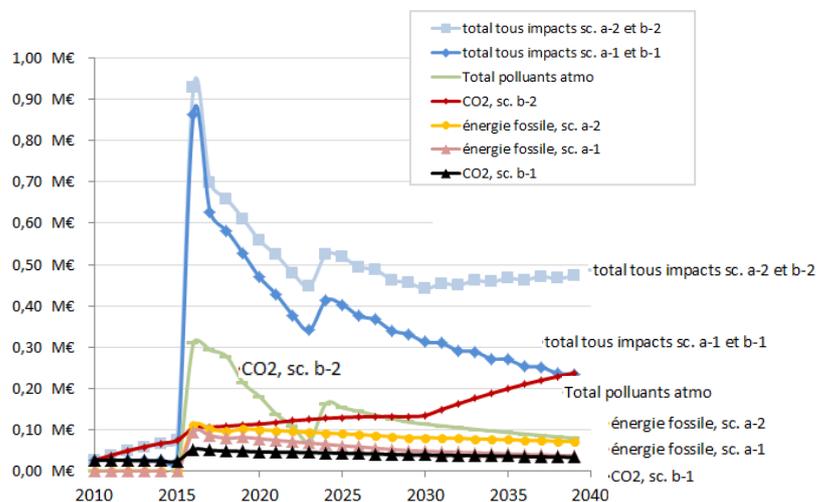


Figure 23 – Nouveau garage : bénéfices environnementaux (VAN 2010)

Les chiffres à l'origine de ces graphiques sont présentés dans le tableau 46.

			gains environnementaux					TOTAL gain min (sc. a-1 et b-1)	TOTAL gain max (sc. A-2 et b-2)	Cumul gain env MIN	Cumul gain env MAX
			énergie fossile		carbone		autre				
			scénario a-1	scénario a-2	scénario b-1	scénario b-2					
actualisation + évolution du prix énergie et carbone	année 1	2010	- €	- €	- €	- €	- €	- €	0 €	0,0 M€	0,0 M€
	année 2	2011	- €	- €	- €	- €	- €	- €	0 €	0,0 M€	0,0 M€
	année 3	2012	- €	- €	- €	- €	- €	- €	0 €	0,0 M€	0,0 M€
	année 4	2013	- €	- €	- €	- €	- €	- €	0 €	0,0 M€	0,0 M€
	année 5	2014	- €	- €	- €	- €	- €	- €	0 €	0,0 M€	0,0 M€
	année 6	2015	- €	- €	- €	- €	- €	- €	0 €	0,0 M€	0,0 M€
	année 7	2016	96 237 €	110 566 €	28 759 €	28 759 €	714 074 €	839 070 €	853 399 €	0,8 M€	0,9 M€
	année 8	2017	86 796 €	102 345 €	27 686 €	27 686 €	489 047 €	603 529 €	619 078 €	1,4 M€	1,5 M€
	année 9	2018	79 932 €	96 751 €	26 879 €	26 879 €	453 116 €	559 927 €	576 745 €	2,0 M€	2,0 M€
	année 10	2019	82 427 €	102 432 €	27 247 €	27 247 €	395 471 €	505 144 €	525 150 €	2,5 M€	2,6 M€
	année 11	2020	79 019 €	100 833 €	26 567 €	26 567 €	342 912 €	448 497 €	470 312 €	3,0 M€	3,0 M€
	année 12	2021	75 148 €	98 485 €	26 293 €	25 679 €	305 830 €	406 657 €	430 608 €	3,4 M€	3,5 M€
	année 13	2022	71 972 €	96 886 €	26 142 €	24 981 €	259 537 €	356 490 €	382 565 €	3,7 M€	3,9 M€
	année 14	2023	68 359 €	94 537 €	25 720 €	24 085 €	227 465 €	319 909 €	347 722 €	4,0 M€	4,2 M€
	année 15	2024	65 406 €	92 939 €	25 440 €	23 379 €	302 441 €	391 225 €	420 819 €	4,4 M€	4,6 M€
	année 16	2025	62 039 €	90 590 €	24 899 €	22 485 €	296 901 €	381 424 €	412 390 €	4,8 M€	5,0 M€
	année 17	2026	59 297 €	88 992 €	24 517 €	21 780 €	273 317 €	354 394 €	386 826 €	5,2 M€	5,4 M€
	année 18	2027	56 164 €	86 643 €	23 886 €	20 897 €	268 438 €	345 498 €	378 967 €	5,5 M€	5,8 M€
	année 19	2028	53 150 €	84 294 €	23 218 €	20 023 €	245 759 €	318 932 €	353 272 €	5,8 M€	6,2 M€
	année 20	2029	50 252 €	81 946 €	22 520 €	19 160 €	241 515 €	310 926 €	345 980 €	6,1 M€	6,5 M€
	année 21	2030	48 868 €	81 946 €	22 439 €	18 849 €	224 011 €	291 728 €	328 396 €	6,4 M€	6,8 M€
	année 22	2031	47 516 €	80 875 €	22 116 €	18 273 €	223 294 €	292 925 €	328 442 €	6,7 M€	7,2 M€
	année 23	2032	46 195 €	79 787 €	21 784 €	17 933 €	207 110 €	275 090 €	312 830 €	7,0 M€	7,5 M€
	année 24	2033	44 906 €	78 685 €	21 445 €	17 429 €	206 448 €	272 799 €	312 562 €	7,3 M€	7,8 M€
	année 25	2034	43 648 €	77 574 €	21 099 €	16 772 €	191 485 €	256 233 €	297 831 €	7,5 M€	8,1 M€
	année 26	2035	42 420 €	76 455 €	20 749 €	16 297 €	180 872 €	254 041 €	297 298 €	7,8 M€	8,4 M€
	année 27	2036	41 222 €	75 332 €	20 394 €	15 935 €	177 039 €	238 655 €	283 406 €	8,0 M€	8,7 M€
	année 28	2037	40 053 €	74 208 €	20 036 €	15 573 €	176 472 €	236 562 €	282 652 €	8,3 M€	8,9 M€
	année 29	2038	38 914 €	73 083 €	19 675 €	15 219 €	163 682 €	222 271 €	269 557 €	8,5 M€	9,2 M€
	année 30	2039	37 802 €	71 960 €	19 313 €	14 866 €	163 159 €	220 274 €	268 620 €	8,7 M€	9,5 M€

Tableau 46 – Nouveau garage : bénéfices environnementaux monétarisés (VAN 2010)

Pour le parc de la solution « nouveau garage », 2024 correspond à l'année où les 11 dernières bennes « gasoil de référence 2007 » arrivent en fin de vie et sont remplacées par des bennes hybrides avec en parallèle le remplacement de 11 « bennes gasoil de référence 2014 » également par des bennes hybrides.

Pour le parc de référence, 2024 correspond à l'année où 23 bennes « de référence 2014 » sont remplacées par 23 bennes hybrides.

Le cumul de ces bénéfices environnementaux pour l'action « Nouveau garage » est figuré ci-contre.

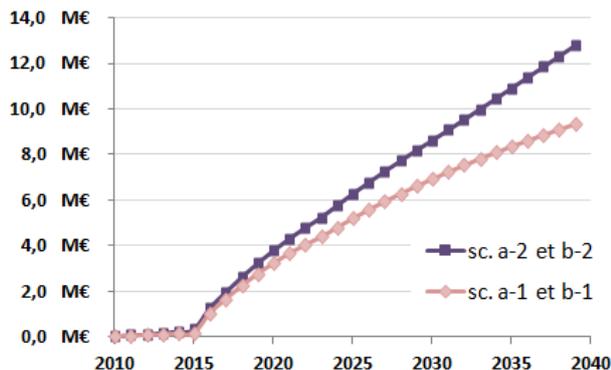


Figure 24 – Nouveau garage : bénéfices environnementaux cumulés (VAN 2010)

3) Economies budgétaires

(i) Economies de carburant

La figure 25 montre les quantités de carburant économisées (déduites des réductions de kilométrages parcourus) en cas de création d'un nouveau garage dans le sud-ouest parisien.

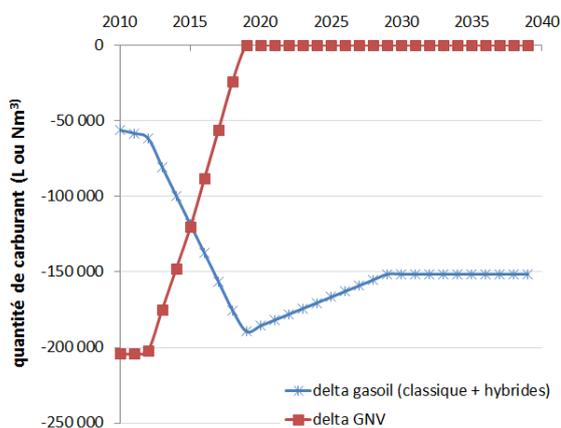


Figure 25 – Nouveau garage : quantités de carburant diesel et GNV économisées

Les deux graphiques ci-dessous montrent l'évolution des économies budgétaires de carburant par an (à gauche) et cumulées année après année (à droite).

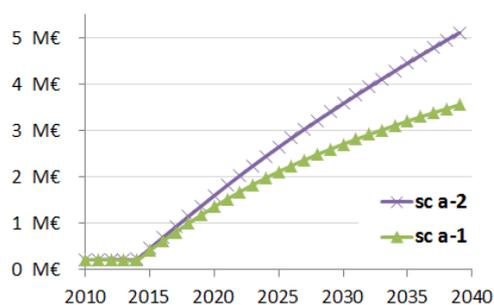
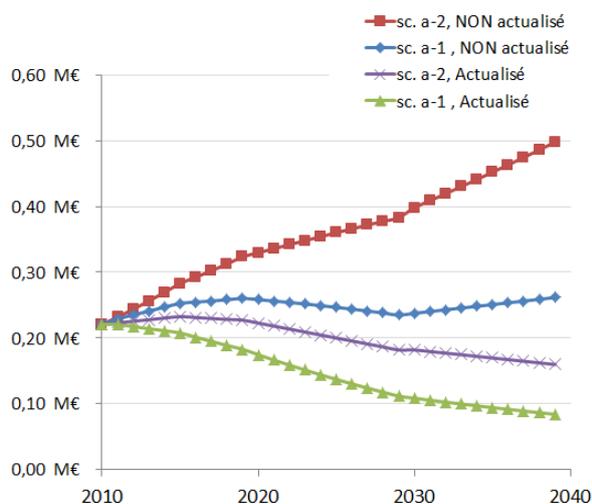


Figure 26 – Nouveau garage : économies budgétaires de carburant, par an à gauche, cumul VAN à droite

Les chiffres à l'origine de ces graphiques sont présentés dans le tableau 47.

réductions budgétaires "Nouveau garage" (hors coût d'opportunité des fonds publics)														
Année	NON Actualisé					ACTUALISE					cumul économies budgétaires actualisées			
	économies de carburant		réduction du parc de bennes	économies de personnel	TOTAL économies budgétaires NON actualisées	économies de carburant		réduction du parc de bennes	économies de personnel	TOTAL économies budgétaires ACTUALISEES				
	sc a-1	sc a-2				sc a-1	sc a-2			sc a-1	sc a-2			
2010														
2011														
2012														
2013														
2014														
2015														
2016	0,25 M€	0,29 M€	2 400 000 €	1,98 M€	4,63 M€	4,67 M€	0,20 M€	0,23 M€	1 896 755 €	1,56 M€	3,66 M€	3,69 M€	3,66 M€	3,69 M€
2017	0,26 M€	0,30 M€	300 000 €	1,98 M€	2,54 M€	2,58 M€	0,19 M€	0,23 M€	227 975 €	1,50 M€	1,93 M€	1,96 M€	5,59 M€	5,66 M€
2018	0,26 M€	0,31 M€	150 000 €	1,98 M€	2,39 M€	2,44 M€	0,19 M€	0,23 M€	109 604 €	1,45 M€	1,75 M€	1,78 M€	7,34 M€	7,44 M€
2019	0,26 M€	0,32 M€	300 000 €	1,98 M€	2,54 M€	2,60 M€	0,18 M€	0,23 M€	210 776 €	1,39 M€	1,78 M€	1,83 M€	9,12 M€	9,27 M€
2020	0,26 M€	0,33 M€	150 000 €	1,98 M€	2,39 M€	2,46 M€	0,17 M€	0,22 M€	101 335 €	1,34 M€	1,61 M€	1,66 M€	10,73 M€	10,93 M€
2021	0,26 M€	0,34 M€	300 000 €	1,98 M€	2,54 M€	2,62 M€	0,17 M€	0,22 M€	194 874 €	1,29 M€	1,65 M€	1,70 M€	12,38 M€	12,63 M€
2022	0,25 M€	0,34 M€	150 000 €	1,98 M€	2,38 M€	2,47 M€	0,16 M€	0,21 M€	93 690 €	1,24 M€	1,49 M€	1,54 M€	13,87 M€	14,17 M€
2023	0,25 M€	0,35 M€	300 000 €	1,98 M€	2,53 M€	2,63 M€	0,15 M€	0,21 M€	180 172 €	1,19 M€	1,52 M€	1,58 M€	15,39 M€	15,75 M€
2024	0,25 M€	0,35 M€	150 000 €	1,98 M€	2,38 M€	2,48 M€	0,14 M€	0,20 M€	86 621 €	1,14 M€	1,37 M€	1,43 M€	16,76 M€	17,19 M€
2025	0,25 M€	0,36 M€	300 000 €	1,98 M€	2,53 M€	2,64 M€	0,14 M€	0,20 M€	166 579 €	1,10 M€	1,40 M€	1,47 M€	18,17 M€	18,65 M€
2026	0,24 M€	0,37 M€	150 000 €	1,98 M€	2,37 M€	2,50 M€	0,13 M€	0,20 M€	80 086 €	1,06 M€	1,27 M€	1,33 M€	19,44 M€	19,99 M€
2027	0,24 M€	0,37 M€	300 000 €	1,98 M€	2,52 M€	2,65 M€	0,12 M€	0,19 M€	154 012 €	1,02 M€	1,29 M€	1,36 M€	20,73 M€	21,35 M€
2028	0,24 M€	0,38 M€	150 000 €	1,98 M€	2,37 M€	2,51 M€	0,12 M€	0,19 M€	74 044 €	0,98 M€	1,17 M€	1,24 M€	21,90 M€	22,58 M€
2029	0,23 M€	0,38 M€	300 000 €	1,98 M€	2,51 M€	2,66 M€	0,11 M€	0,18 M€	142 393 €	0,94 M€	1,19 M€	1,26 M€	23,09 M€	23,85 M€
2030	0,24 M€	0,40 M€	150 000 €	1,98 M€	2,37 M€	2,53 M€	0,11 M€	0,18 M€	68 458 €	0,90 M€	1,08 M€	1,15 M€	24,17 M€	25,00 M€
2031	0,24 M€	0,41 M€	300 000 €	1,98 M€	2,52 M€	2,69 M€	0,11 M€	0,18 M€	131 650 €	0,87 M€	1,11 M€	1,18 M€	25,28 M€	26,18 M€
2032	0,24 M€	0,42 M€	150 000 €	1,98 M€	2,37 M€	2,55 M€	0,10 M€	0,18 M€	63 293 €	0,84 M€	1,00 M€	1,08 M€	26,28 M€	27,26 M€
2033	0,25 M€	0,43 M€	300 000 €	1,98 M€	2,53 M€	2,71 M€	0,10 M€	0,17 M€	121 718 €	0,80 M€	1,02 M€	1,10 M€	27,30 M€	28,36 M€
2034	0,25 M€	0,44 M€	150 000 €	1,98 M€	2,38 M€	2,57 M€	0,10 M€	0,17 M€	58 518 €	0,77 M€	0,93 M€	1,00 M€	28,23 M€	29,36 M€
2035	0,25 M€	0,45 M€	300 000 €	1,98 M€	2,53 M€	2,73 M€	0,09 M€	0,17 M€	112 535 €	0,74 M€	0,95 M€	1,02 M€	29,18 M€	30,39 M€
2036	0,25 M€	0,46 M€	150 000 €	1,98 M€	2,38 M€	2,59 M€	0,09 M€	0,17 M€	54 103 €	0,71 M€	0,86 M€	0,94 M€	30,04 M€	31,32 M€
2037	0,26 M€	0,47 M€	300 000 €	1,98 M€	2,54 M€	2,75 M€	0,09 M€	0,16 M€	104 045 €	0,69 M€	0,88 M€	0,96 M€	30,92 M€	32,28 M€
2038	0,26 M€	0,49 M€	150 000 €	1,98 M€	2,39 M€	2,62 M€	0,09 M€	0,16 M€	50 022 €	0,66 M€	0,80 M€	0,87 M€	31,72 M€	33,15 M€
2039	0,26 M€	0,50 M€	300 000 €	1,98 M€	2,54 M€	2,78 M€	0,08 M€	0,16 M€	96 195 €	0,63 M€	0,81 M€	0,89 M€	32,53 M€	34,04 M€

Tableau 47 – Nouveau garage : économies budgétaires

(ii) Économies par réduction du parc de bennes

Aux économies de carburant il convient d'ajouter celles liées à la réduction du parc de bennes induite par la possibilité d'allonger les itinéraires de collecte de chaque benne. En effet, pour parcourir le même territoire, comme il y a moins de haut le pied, les bennes peuvent collecter plus longtemps ce qui permet de réduire la taille du parc.

Actuellement, les bennes parcourent chaque jour 2 itinéraires (2 tours). Le premier tour est dimensionné pour atteindre la charge complète de la benne. Le second tour est dimensionné en fonction des horaires de travail des conducteurs puisque c'est le même conducteur qui assure les 2 tours. En pratique, le second tour permet de remplir la benne à moitié. La réduction des haut-le-pied permettrait donc d'effectuer un second tour avec chargement de la benne à son maximum. Là où on effectue actuellement 1,5 charge en 2 tours, on pourrait donc en faire 2 ce qui revient à allonger de 1/3 le kilométrage en collecte¹³ parcouru par chaque benne chaque jour.

La part moyenne de la collecte est de 25 % du kilométrage parcouru par jour tous gabarits confondus et tous garages confondus avec un kilométrage total moyen par jour de 48 km (collecte + haut le pied). La part collecte correspond donc actuellement à : $25\% \times 48 \text{ km/j} = 12 \text{ km}$ de collecte par jour. Allonger de 1/3 le kilométrage de la part collecte revient donc à porter cela à $12 \text{ km/j} \times 1,33 = 16 \text{ km}$ de collecte par jour. Si on utilise actuellement N bennes pour parcourir un territoire donné en collecte, il faut donc $1/1,33 \text{ N} = 0,75 \text{ N}$ bennes pour parcourir le même territoire à partir du nouveau garage.

¹³ somme du kilométrage du premier tour et du second tour

L'essentiel des tournées parcourant le 8^{ème} et le 16^{ème} arrondissement, correspond à 54,7 km/service x 5224 services + 51,9 km/service x 10 413 services = 826 187 km par an. Pour assurer la collecte sur ce territoire, il faut mobiliser actuellement environ : 826 187 km/an / 12 600 km/an= 65,5 bennes. Le nouveau garage permettrait donc de réduire ce nombre de bennes mobilisées¹⁴ de 65,5 x 0,25 = 16,4 bennes arrondi à **16 bennes**.

Le coût moyen d'une benne est d'environ 150 000 € Avec une durée d'utilisation de 10 ans, l'économie budgétaire annuelle induite par la réduction du parc de 16 bennes serait donc de : 150 000 x 16 / 10 = **240 000 €/an à partir de l'année suivant la mise en service du nouveau garage.**

A cela il convient d'ajouter l'économie de l'achat de 16 bennes non renouvelées l'année de mise en service du nouveau garage. En effet, pour assurer une durée de vie moyenne de 10 ans à ces engins, il faut acheter en moyenne 23 bennes par an. La mise en service d'un nouveau garage avec réduction du parc de 16 bennes se ferait donc en pratique en redéployant le parc existant et en n'achetant que 7 bennes nouvelles l'année de la mise en service du nouveau garage (ou l'année précédente) au lieu de 23. L'économie cette année là serait donc de 16 x 150 000 € = **2,4 M€**

(ii) Economies de maintenance

En l'absence de données disponibles, on considèrera pour simplifier que les économies de maintenance sur 16 bennes en moins dans le parc est compensé par les dépenses additionnelles liées à la mise en service d'un nouveau site (fonctionnement des locaux du personnel, des bureaux, maintenance des locaux...).

(iii) Economies de personnel

A ces économies sur le matériel s'ajouteraient des économies de personnel. Le nombre de service de collecte déplacées vers le nouveau garage serait de 5224 pour le 8^{ème} arrondissement et 10 413 pour le 16^{ème} soit : 5224 + 10 413 = 15 637 services. Passer de 12km en collecte par jour à 16 km en collecte par jour permettrait donc réduire le nombre de service à : $15\,637 \times \frac{12}{16} = 11\,728$ services par an soit une économie de 15 637 – 11 728 = **3 909 services par an.**

Les éboueurs et les conducteurs travaillent en moyenne 200 jours par an et il faut 1 conducteur et 2 éboueurs pour assurer un service. Economiser 3 909 services permet donc d'« économiser » $\frac{3\,909}{200} \times 3 = 58,6$ personnes arrondi à **58 personnes parmi le personnel ouvrier** auquel il convient d'ajouter environ 10% d'encadrement soit **6 chefs d'équipe et/ou agent de maîtrise.**

Si l'on considère qu'en moyenne pour les éboueurs et conducteurs, la charge salariale (salaire + primes + charges patronales) est d'environ 30 000 €/an et qu'elle est de 40 000 €/an pour l'encadrement, l'économie budgétaire induite est de :

- 58 x 30 000 €/an = 1,74 M€/an
- 6 x 40 000 €/an = 0,24 M€/an

L'économie salariale totale serait donc de **1,98 M€/an.**

¹⁴ bennes en service + bennes immobilisées pour maintenance, contrôle technique et pannes

(iv) Récapitulatif des économies budgétaires :

- Economie budgétaire l'année de mise en service du garage : **2,4 M€**
- Economie budgétaire récurrente ensuite (en €constant) :
 - Carburant : évolution selon année (voir tableau plus haut)
 - Bennes : **0,24 M€/an**
 - personnel : **1,98 M€/an**

Graphiquement, les économies budgétaires en valeurs actuelles sont représentées ci-dessous. L'aspect en « dent de scie » pour la réduction du parc de bennes vient du fait qu'au lieu de renouveler 23 bennes chaque année comme dans la situation de référence, on renouvelle 21 ou 22 bennes un an sur deux pour le cas de l'action « Nouveau garage ».

Le cumul des économies budgétaires est représenté à droite.

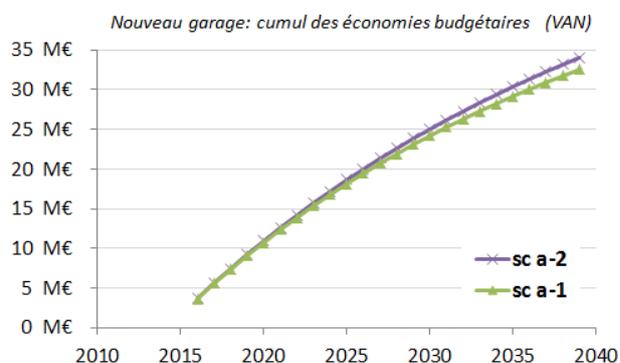
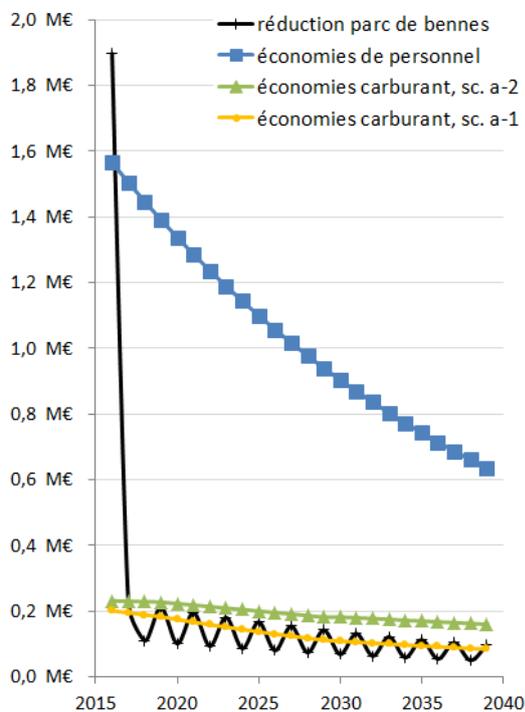


Figure 27 – Nouveau garage : économies budgétaires totales induites (par an à gauche, cumul à droite), VAN 2010

ANNEXE 25 : Optimisation par l'algorithme du simplexe : minimisation de budget, maximisation du gain environnemental

Le problème d'optimisation à résoudre est (OPT) :

$$(OPT) \left\{ \begin{array}{l} \max_{x_1, \dots, x_m} \left(\sum_{j=1}^m -K_j \cdot x_j \right) \\ \forall i \in [1; m] \quad 0 \leq x_i \leq M_i \\ \sum_{i=1}^m x_i \leq B \\ \sum_{i=1}^m -(K_i + P) \cdot x_i \geq 0 \\ -\sum_{i=1}^m \alpha_i \cdot x_i > 0 \\ \sum_{i=1}^m -(N \cdot \alpha_i + 1) \cdot x_i \geq 0 \end{array} \right.$$

Les notations utilisées dans cette annexe sont celles introduites au chapitre 8. L'algorithme du simplexe permet de trouver une solution à ce type de problème d'optimisation par itérations successives en introduisant des variables d'écart pour les contraintes qui sont des inégalités.

Notons e_i les variables d'écart : $\forall i \in [1; m] \quad x_i + e_i = M_i$ et notons e_0 la variable d'écart pour la contrainte budgétaire : $\sum_{i=1}^m x_i + e_0 = B$. Notons enfin e_{m+1} , e_{m+2} et e_{m+3} les variables d'écart sur les contraintes complémentaires :

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^m -(K_i + P) \cdot x_i + e_{m+1} &= 0 \\ \sum_{i=1}^m -\alpha_i \cdot x_i + e_{m+2} &= 0 \\ \sum_{i=1}^m -(N \cdot \alpha_i + 1) \cdot x_i + e_{m+3} &= 0 \end{aligned}$$

Le problème d'optimisation s'écrit alors (OPT)* :

$$(OPT)^* \left\{ \begin{array}{l} \max_{x_1, \dots, x_m} \left(\sum_{j=1}^m -K_j \cdot x_j \right) \\ \sum_{i=1}^m x_i + e_0 = B \Leftrightarrow e_0 = B - \sum_{i=1}^m (1 + \alpha_i) \cdot x_i \\ \forall i \in [1; m] \quad x_i + e_i = M_i \\ \sum_{i=1}^m -(K_i + P) \cdot x_i + e_{m+1} = 0 \\ \sum_{i=1}^m -\alpha_i \cdot x_i + e_{m+2} = 0 \\ \sum_{i=1}^m -(N \cdot \alpha_i + 1) \cdot x_i + e_{m+3} = 0 \\ \forall i \in [1; m] \quad x_i \text{ et } e_i \geq 0 \text{ et } e_0, e_{m+1}, e_{m+2} \geq 0 \end{array} \right.$$

Ce problème comporte $m+4$ contraintes et $2m+4$ variables ($m x_i$ et $m+4 e_i$).

1) Matrice principale

L'algorithme du simplexe consiste à partir d'une solution de base qui satisfasse aux conditions du problème d'optimisation et à rechercher par itération des solutions toujours plus proches de la maximisation recherchée.

Le système standard général de l'algorithme du simplexe adapté au problème étudié ici comporte $2m+4$ variables et $m+4$ contraintes. Il consiste à maximiser z sous les $m+4$ contraintes et il s'écrit comme suit :

$$\left\{ \begin{array}{l} z = -K_1 x_1 - K_2 x_2 - \dots - K_m x_m \quad \text{à maximiser} \\ \sum_{i=1}^m x_i + e_0 = B \\ a_{11} x_1 + a_{12} x_2 + \dots + a_{1m} x_m + e_1 = b_1 \\ a_{21} x_1 + a_{22} x_2 + \dots + a_{2m} x_m + e_2 = b_2 \\ \dots \\ a_{m+3,1} x_1 + a_{m+3,2} x_2 + \dots + a_{m+3,m} x_m + e_{m+3} = b_{m+3} \\ \text{et } \forall i \in [1; m] \quad x_i \text{ et } e_i \geq 0 \text{ et } e_0, e_{m+1}, e_{m+2} \geq 0 \end{array} \right.$$

Ce système définit la matrice A appelée matrice principale : $A = [a_{ij}]$, $i \in [1, m+4]$ et $j \in [1, 2m+4]$. A est une matrice à m+4 lignes et 2m+4 colonnes.

Le programme linéaire du système standard s'écrit alors sous la forme matricielle suivante :

$$\begin{cases} \max(-\vec{K} \cdot \vec{X}) \\ A \cdot \vec{X} = \vec{b} \\ \vec{X} \geq 0 \end{cases} \quad \vec{X} = \begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_m \\ e_0 \\ e_1 \\ \vdots \\ e_m \\ e_{m+1} \\ e_{m+2} \\ e_{m+3} \end{pmatrix} \quad \vec{K} = \begin{pmatrix} K_1 \\ \vdots \\ K_m \\ 0 \\ 0 \\ \vdots \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix} \quad \vec{b} = \begin{pmatrix} B \\ M_1 \\ \vdots \\ M_m \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix}$$

$$A = \begin{bmatrix} 1 & \dots & 1 & 1 & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 & 0 \\ \left(\begin{array}{ccc} & & \\ & Id_m & \\ & & \end{array} \right) & 0 & \left(\begin{array}{ccc} & & \\ & Id_m & \\ & & \end{array} \right) & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ -K_1 - P & \dots & -K_m - P & 0 & 0 & \dots & 0 & 1 & 0 & 0 \\ -\alpha_1 & \dots & -\alpha_m & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 & 1 & 0 \\ -(N \cdot \alpha_1 + 1) & \dots & -(N \cdot \alpha_m + 1) & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix}$$

2) Variables de base, variables hors base

Pour dérouler l'algorithme, on choisit successivement m+4 variables parmi les x_i et les e_i de manière à ce que la matrice extraite de A correspondante soit régulière (de rang m+4 et donc inversible). On annule les m autres variables et on résout le problème pour les m+3 variables de base (ce qui revient à inverser la matrice extraite). Seules les matrices extraites inversibles fournissent des solutions de base admissibles. Une base est dite réalisable si la solution associée est positive c'est-à-dire si $\forall i \in [1; m] \quad x_i \geq 0$ et $e_i \geq 0$ et $e_0 \geq 0$, $e_{m+1} \geq 0$, $e_{m+2} \geq 0$, $e_{m+3} \geq 0$

Deux solutions de base réalisables sont dites adjacentes si elles ne diffèrent que pour une variable (elles ont m variables en commun). D'un point de vue géométrique, deux solutions de base réalisables adjacentes se situent sur une même arête sur le polyèdre réalisable [TALBOT, 2008]. Ce polyèdre réalisable est formé par les arêtes d'intersection des hyperplans définis par les contraintes budgétaires et le volume des valeurs maximales de x_i (les M_i).

Le nombre total de bases à explorer est égal à $C_{2m+4}^{m+4} = (2m+4)! / (m+4)!(m)!$ mais, d'après le cours de Hugues Talbot (laboratoire A2SI de l'ESIEE) [2008], la solution optimale est trouvée en moyenne en moins de 3m opérations grâce au principe de « navigation » d'une base adjacente à une autre de l'algorithme du simplexe.

3) Pivot

L'idée de l'algorithme du simplexe consiste à partir d'un sommet quelconque du polyèdre réalisable et, à chaque itération, d'aller à un sommet adjacent pour lequel la fonction à maximiser $f(x_i)$ (ici le gain environnemental z) a une valeur supérieure. Pour passer d'un sommet à l'autre en parcourant une arête, on passe en fait d'une base réalisable à une base réalisable adjacente ce qui revient à faire entrer dans la base considérée une variable en en sortant une autre. La variable qui est entrée dans la base pour passer au sommet suivant est appelée pivot. Si f est inférieure sur tous les sommets adjacents au sommet auquel on s'est arrêté alors on a trouvé l'optimum global du problème considéré. En effet, un théorème classique de la programmation linéaire montre qu'un extrémum local (extrémum par rapport aux sommets adjacents) est un optimum global ce qui signifie que, quand on ne peut plus trouver de sommet adjacent qui permette d'augmenter encore z, alors on a trouvé le sommet qui réalise le maximum global du problème.

4) Déroutement pratique de l'algorithme

D'un point de vue pratique, on se rend compte que l'algorithme s'achève quand on obtient z sous la forme

$$z = z_{\max} - \sum_{\substack{y_i : m+1 \text{ variables} \\ \text{hors base } (x_i \text{ ou } e_i)}} \gamma_i \times y_i \quad \text{avec } \gamma_i > 0.$$

Quand on se trouve sur un sommet du polyèdre réalisable, on choisit le sommet sur lequel se « déplacer » en prenant comme pivot la variable hors base qui fournit la plus forte hausse de la fonction objectif (gain environnemental $f(x_i)$ encore noté z) dans l'expression de f obtenue sur la base considérée (concrètement, c'est la variable x_i ou e_i pour laquelle le coefficient positif dans l'expression de f est le plus grand). Pour faire entrer cette variable dans la base, il faut en faire sortir une qui s'y trouve déjà. Pour la choisir, on fait augmenter la variable que l'on veut faire entrer en gardant les autres à 0 et on regarde quelle variable de base s'annule la première. C'est celle là que l'on fait alors sortir de la base.

5) Etapes

Etape 0 : choix d'une base de départ

Pour débiter l'algorithme du simplexe, il faut déterminer une base de départ. Par exemple, on peut prendre les e_i comme variables de base et les x_i comme variables hors base. Prenons donc $\forall i \in [1; m] \quad x_i = 0$.

Dans ce cas $e_0 = B$, $e_{m+1} = 0$, $e_{m+2} = 0$, $e_{m+3} = 0$ et $\forall i \in [1; m] \quad e_i = M_i$.

C'est la solution consistant à n'investir aucun budget ce qui n'apporte aucun gain environnemental. C'est une solution de base admissible.

Etape 1 : choix du premier pivot

Ecrivons z à l'aide des seuls x_i qui sont les variables hors base : $z = \sum_{i=1}^m -K_i x_i$

Soit i_1 l'indice pour lequel $|K_{i_1}|$ est maximum. Il faut faire entrer x_{i_1} dans la base à la place d'un e_i sortant. Pour déterminer le e_i à sortir de la base, exprimons le fait qu'ils sont positifs en prenant tous les x_i nuls sauf x_{i_1} . Etant donné que $\forall i \quad e_i = M_i - x_i$ cela induit la condition suivante : $x_{i_1} \leq M_{i_1}$ qui provient de la contrainte $e_{i_1} = M_{i_1} - x_{i_1}$. On a également $e_0 \geq 0 \Rightarrow B - x_{i_1} \geq 0 \Rightarrow x_{i_1} \leq B$.

Pour savoir s'il faut faire sortir de la base e_0 ou e_{i_1} , il faut comparer M_{i_1} et B pour voir quelle est la contrainte la plus restrictive :

- si $M_{i_1} \leq B$ alors il faut sortir e_{i_1} de la base (contrainte la plus restrictive)
- si $B \leq M_{i_1}$ alors il faut sortir e_0 de la base

Etape 2 : choix du deuxième pivot

Pour poursuivre l'algorithme, on écrit z à l'aide des éléments hors base c'est-à-dire tous les x_i sauf x_{i_1} et avec soit e_{i_1} soit e_0 .

$$\Rightarrow z = \sum_{\substack{i=1 \\ i \neq i_1}}^m -K_i x_i - K_{i_1} \cdot (M_{i_1} - e_{i_1}) \quad \text{si } M_{i_1} \leq B$$

On procède alors ensuite comme pour l'étape 1 pour déterminer l'élément de la base à sortir et l'élément hors base qui va venir le remplacer et ainsi de suite jusqu'à déterminer l'extrémum du problème.

6) Application numérique aux 5 actions d'amélioration du bilan environnemental de la collecte

Le tableau ci-dessous fournit les valeurs des R_{ij} (rendements environnementaux des actions A_i sur les

impacts I_j) et les valeurs des K_i qui en découlent : $K_i = \sum_{j=1}^n \frac{R_{ij} \times I_j}{M_i}$.

		j=1	j=2	j=3	j=4	j=5	j=6	j=7	j=8	j=9	j=10	j=11		
		conso énergie primaire bennes	émission NOx bennes	émission HC bennes	émission PM bennes	émission SO ₂ bennes	émission CO ₂ bennes	conso énergie locaux	émission NOx énergie locaux	émission SOx énergie locaux	émission CO ₂ énergie locaux	conso papier		
		1 549 486 €	7 061 694 €	59 118 €	1 859 241 €	33 756 €	308 413 €	709 491 €	62 641 €	62 641 €	66 972 €	37 602 €		
		I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	I9	I10	I11		
Mi	Ij													
formation conducteurs	92 000 €	R _{1j}	-0,02	-0,02	-0,02	-0,02	-0,02						K1	-2,345
papier recyclé	20 000 €	R _{2j}										-0,25	K2	-0,470
sensibilisation éco. papier	14 122 €	R _{3j}										-0,02	K3	-0,059
sensibilisation éco. eau et énergie	10 000 €	R _{4j}						-0,03	-0,04	-0,11	-0,04		K4	-3,242
achat bennes hybrides	414 000 €	R _{5j}	-0,01	-0,03	-0,05	-0,06		-0,01					K5	-0,844

Tableau 48 – Valeurs des R_{ij} (rendements environnementaux des actions A_i sur les impacts I_j) et valeurs des K_i qui en découlent

Le tableau suivant fournit les valeurs des $\alpha_i = \frac{F(M_i)}{M_i}$ pour 5 actions d'amélioration de la collecte des déchets à Paris pour $P = 30\%$:

	α_i	-K _i - P						N.α _i + 1				
		20%	30%	50%	75%	100%	150%	N=3	N=5	N=10	N=15	N=20
formation conducteurs	-0,40	2,15	2,05	1,85	1,60	1,35	0,85	-0,21	-1,02	-3,05	-5,07	-7,10
papier recyclé	-0,24	0,27	0,17	-0,03	-0,28	-0,53	-1,03	0,29	-0,18	-1,35	-2,53	-3,71
sensibilisation éco. papier	1,00	-0,14	-0,24	-0,44	-0,69	-0,94	-1,44	4,00	6,00	11,00	16,00	21,00
sensibilisation éco. eau et énergie	-0,24	3,04	2,94	2,74	2,49	2,24	1,74	0,28	-0,19	-1,39	-2,58	-3,77
achat bennes hybrides	-0,09	0,64	0,54	0,34	0,09	-0,16	-0,66	0,73	0,55	0,11	-0,34	-0,79

Tableau 49 – Valeurs des α_i pour 5 actions d'amélioration de l'impact environnemental de la collecte des déchets à Paris