



JUL.
2019

Alimentation et coût des externalités environnementales

Rapport

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie

En partenariat avec :

BASIC

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée pour l'ADEME par le groupement composé du Basic et Aurélie Dressayre Avocat.

Nous remercions les personnes suivantes, pour leur contribution au projet par le temps d'entretien qu'ils/elles auront bien voulu nous accorder, leur participation au Comité de Pilotage et/ou la relecture de documents (leur participation ne les engageant pas vis-à-vis du contenu des différents rapports et synthèse):

- Björn Bünger (UBA), Matthieu Bellayer (RESECO), Simon Clement (SPP et Clean Fleet Project), Mathilde Leygnac (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation), Florian Lanchantin (Ministère de la Transition Écologique et Sociale), Kristin Stechemesser (UBA), Gerwin Schweitzer (RWS), Benoit Taris (ville de Niort), Valérie To (Ministère de la Transition Écologique et Sociale), Bon Uijting (RWS), Aurelio Vigani (ARE).
- ADEME : Sarah Martin, Valérie Weber-Haddad, Dominique Veuillet, Vincent Colomb, Jérôme Mousset.

CITATION DE CE RAPPORT

ADEME, Le Basic, Dressayre Aurélie. 2019. Alimentation et coût des externalités environnementales. Rapport

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01
Numéro de contrat : 6MAR000983
Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par Le
Basic et Aurélie Dressayre Avocat, Coordination
technique - ADEME : MARTIN Sarah (Service
Forêt, Alimentation et Bioéconomie)

Alimentation et coût des externalités environnementales

Introduction générale

Les États Généraux de l'Alimentation organisés en 2017 ont donné naissance à une loi pour « l'équilibre des relations commerciales dans le secteur agricole et alimentaire et une alimentation saine, durable et accessible à tous » définitivement adoptée par l'Assemblée Nationale le 2 octobre 2018. Ce texte prévoit dans son article 11 l'obligation d'une part minimale de 50% de « produits durables et de qualité » d'ici 2022 dans les approvisionnements en denrées alimentaires de la restauration collective. L'une des catégories retenues pour atteindre le seuil des 50% regroupe les « produits acquis selon des modalités prenant en compte les coûts imputés aux externalités environnementales liées au produit pendant son cycle de vie ».

Dans ce contexte, l'ADEME a commandité une étude qui a pour objectif d'identifier les méthodologies et sources de données pouvant être intégrées dans des appels d'offres publics pour le calcul des coûts des externalités environnementales des produits alimentaires, c'est à dire qui soient suffisamment :

- crédibles académiquement (pour les experts),
- solides juridiquement (pour les responsables juridiques),
- simples d'utilisation (pour les responsables opérationnels).

Cette étude est organisée autour de 3 volets :

1. Faire un état des lieux des méthodologies et sources de données existantes qui permettent d'évaluer le coût des externalités de l'alimentation le long de son cycle de vie, en France et à l'étranger ; identifier les opportunités et les freins de leur mise en œuvre dans le cadre des marchés publics de restauration collective.
2. Identifier les cas d'application concrète du coût des externalités environnementales dans le cadre de marchés publics non alimentaires (en France, et si pertinent à l'étranger) ; analyser les bonnes pratiques et les difficultés de mise en œuvre.
3. Sur la base des résultats précédents, étudier la faisabilité de l'intégration des coûts des externalités environnementales des denrées alimentaires dans les marchés publics de restauration collective.

Le présent rapport compile les volets 1, 2 et 3 de cette étude.

Sommaire

Volet 1 : Etat des lieux des connaissances

Liste des acronymes et abréviations.....	9
1. Introduction.....	10
2. État des lieux des travaux d'évaluation du coût des externalités environnementales de l'agriculture et de l'alimentation	10
2.1. Cadrage théorique	11
2.1.1. La découverte du concept d'externalité et son application progressive aux différents secteurs	11
2.1.2. Le développement des approches du cycle de vie et la monétarisation de leurs impacts .	13
2.1.3. L'évaluation du Coût de Cycle de Vie et son extension aux coûts des externalités environnementales.....	14
2.2. Point de départ : les impacts environnementaux liés à l'agriculture et à l'alimentation.....	14
2.3. Identification et première analyse des études de monétarisation des impacts environnementaux liés à l'agriculture et à l'alimentation	15
2.4. Sélection des études et des méthodes de monétarisation à analyser	17
3. Décryptage des principales méthodes de monétarisation des impacts environnementaux de l'agriculture et de l'alimentation	19
3.1. Approche générale des trois méthodes analysées TRUCOST, STEPWISE et ECO-COST	19
3.1.1. Vue d'ensemble de la logique des trois méthodes.....	19
3.1.2. La quantification des flux avec la méthode de l'ACV et la conversion en effets (mid-points)	20
3.1.3. Passage des flux et mid-points en end-points	22
3.1.4. Passage des end-points à la monétarisation	23
3.2. Méthode <i>Trucost</i>	26
3.2.1. Présentation générale.....	26
3.2.2. Présentation de l'approche pour chaque impact évalué.....	26
3.3. Méthode <i>Stepwise</i>	32
3.3.1. Présentation générale.....	32
3.3.2. Présentation de l'approche pour chaque impact évalué.....	32
3.4. Méthode <i>Eco-Cost</i>	38
3.4.1. Présentation générale.....	38
3.4.2. Présentation de l'approche pour chaque impact évalué.....	39
3.5. Analyse récapitulative des trois méthodes.....	43

3.5.1.	Intérêts et limites de la méthode Stepwise	44
3.5.2.	Intérêts et limites de la méthode Eco-cost	45
3.5.3.	Intérêts et limites de la méthode Trucost	45
4.	Analyse transverse des méthodes TRUCOST, STEPWISE et ECO-COST	47
4.1.	Débats et incertitudes sur l'ACV appliquées aux produits agricoles et alimentaires	47
4.1.1.	Sur la démarche de l'ACV.....	47
4.1.2.	Le choix de l'unité fonctionnelle pour l'ACV.....	48
4.2.	Limites et questionnements transverses liés aux modèles de calcul des <i>end-points</i> et de monétarisation.....	48
4.2.1.	Application des calculs dans l'espace et dans le temps.....	48
4.2.2.	Accessibilité des méthodologies.....	49
4.2.3.	Déconnexion entre l'évaluation monétaire et la matérialité des produits et impacts	49
5.	Conclusion	49

Volet 2 : prise en compte des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics

	Liste des acronymes et abréviations.....	52
1.	Introduction.....	53
1.1.	L'évolution de la réglementation européenne ouvrant la voie à l'introduction des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics	53
1.1.1.	L'achat public indirectement concerné par les enjeux environnementaux en droit international	53
1.1.2.	Extension des préoccupations environnementales aux marchés publics européens mais sans attribution de valeur normative.	53
1.1.3.	L'insertion de prescriptions environnementales en droit communautaire de la commande publique 55	
1.1.4.	L'introduction du coût du cycle de vie et des externalités environnementales dans la dernière réforme de la commande publique communautaire.....	57
1.2.	Objectifs et questions de recherche du volet 2	60
1.3.	Sélection des exemples de marchés publics établissant les coûts des externalités environnementales comme critères d'attribution	61
1.3.1.	Les critères établis pour sélectionner les études de cas.....	61
1.3.2.	Point sur les difficultés rencontrées dans la recherche d'initiatives intégrant les coûts des externalités environnementales.....	63
2.	Prise en compte des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics....	65
2.1.	Cas d'étude 1 : achat de véhicules à faibles émissions par la ville de Niort (France).....	66

2.1.1.	Mise en œuvre du marché public	66
2.1.2.	Avancées et difficultés rencontrées.....	70
2.1.3.	Analyse.....	71
2.2.	Cas d'étude 2 : la convention méthodologique sur les coûts environnementaux (Allemagne)..	73
2.2.1.	Mise en œuvre du marché public	73
2.2.2.	Avancées et difficultés rencontrées.....	76
2.2.3.	Analyse.....	77
2.3.	Cas d'étude 3 : la redevance poids lourds liée aux prestations (RPLP) de la Confédération suisse	78
2.3.1.	Mise en œuvre de la redevance.....	78
2.3.2.	Avancées et difficultés rencontrées.....	84
2.3.3.	Analyse.....	85
2.4.	Cas d'étude 4 : les marchés publics du Département des Travaux publics d'État des Pays-Bas.	87
2.4.1.	Mise en œuvre du marché public	87
2.4.2.	Avancées et difficultés rencontrées.....	93
2.4.3.	Analyse.....	95
3.	Analyse transverse : les enjeux de la solidité juridique, de la clarté méthodologique et de la volonté politique dans l'applicabilité des coûts des externalités environnementales	97
3.1.	L'applicabilité des coûts des externalités environnementales selon les directives européennes	97
3.2.	Les apports des initiatives hors du cadre réglementaire européen dans la réflexion sur l'applicabilité des coûts des externalités environnementales.....	98
3.3.	Fondamentaux pour l'applicabilité des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics	100
	Bibliographie	102

Volet 3 : faisabilité de l'intégration du coût des externalités environnementales dans les marchés publics de restauration collective

Introduction	107
1. Contexte, enjeux et faisabilité de l'intégration des coûts des externalités environnementales dans la restauration collective	108
1.1. Mise en contexte de la restauration collective et de l'approvisionnement en produits biologiques	108
1.2. Enjeux juridiques de la loi EGALIM du 30 octobre 2018.....	111
1.2.1. Obligations relatives à la composition des repas servis dans les restaurants collectifs en faveur d'une alimentation saine, de qualité, durable et accessible à tous	111
Alimentation et coût des externalités environnementales	

1.2.2.	Impact du recours au coût des externalités environnementales sur la structuration de la commande publique de restauration collective	114
1.3.	Enjeux stratégiques de la prise en compte du coût des externalités environnementales dans l'application de la loi EGALIM	117
1.4.	Le coût des externalités environnementales est-il applicable de manière opérationnelle, et à quelles conditions ?	118
1.4.1.	Bilan synthétique de l'analyse des méthodes de chiffrage du coût des externalités environnementales	118
1.4.2.	Inspirations d'exemples mis en place dans d'autres pays	120
2.	Mise en place du coût des externalités environnementales dans des marchés publics pilotes de restauration collective en France	122
2.1.	Identification des externalités monétarisables	122
2.2.	Identification des étapes du cycle de vie prioritairement concernées et les produits ou groupes de produits pour lesquels les calculs sont faisables	124
2.2.1.	Etapes du cycle de vie à prendre en compte	124
2.2.1.	Produits ou groupes de produits concernés par l'évaluation.....	125
2.3.	Définition de la méthode de calcul des externalités et d'intégration dans les marchés publics	127
2.4.	Développement de l'outil de calcul	128
3.	Extension progressive et continue du nombre de produits concernés, d'externalités prises en compte et d'autorités adjudicatrices utilisatrices.....	129
3.1.	Augmentation du nombre d'externalités environnementales monétarisées prises en compte et mise en œuvre d'un processus de suivi/révision régulier	129
3.1.1.	Extension du nombre d'externalités.....	129
3.1.2.	Extension du nombre de produits et d'étapes du cycle de vie concernés	131
3.2.	Diffusion progressive et continue de la démarche sur les territoires	131
3.2.1.	Susciter une prise de conscience et construire un constat partagé	131
3.2.2.	Assurer la crédibilité, la légitimité et la sécurisation juridique de la démarche.....	132
3.2.3.	Accompagner les acheteurs dans l'intégration concrète du coût des externalités dans leurs marchés de restauration collective.....	132
4.	Conclusion	133

Volet 1 : état des lieux des connaissances

Liste des acronymes et abréviations

ACV	Analyse de Cycle de Vie
BAHY	Biodiversity Adjusted Hectare Year
C2H4eq	Ethylene équivalent
CH4	Méthane
CO2	Dioxyde de carbone
CO2eq	Dioxyde de carbone équivalent
DALY	Disability Adjusted Life Year
EICV	Evaluation d'Impact du Cycle de Vie
FAO	Food and Alimentation Organization
GEP	Gross Economic Production
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
INRA	Institut National de Recherche Agronomique
ITAB	Institut Technique de l'Agriculture Biologique
LCA	Life Cycle Assessment
N	Nitrate
NOx	Oxyde d'azote
P	Phosphore
PIB	Produit Intérieur Brut
PM2,5	Particule fine - 2,5 micromètre
QALY	Quality Adjusted Life Year
SAFA	Sustainable Assessment of Food and Agriculture
SOx	Dioxyde de soufre
TEEB AgFood	The Economics of Ecosystems and Biodiversity - Agriculture & Food
TES	Tableau Entrée-Sortie
UE	Union Européenne
UES	Unprotected EcoSystem
US EPA	Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis
VOC	Volatile Organic Compounds

1. Introduction

L'objectif du premier volet de l'étude est de faire un état des lieux sur un domaine en plein développement – l'évaluation du coût des externalités sur le cycle de vie – et de son application au secteur de l'agriculture et l'alimentation. Après une première phase de sélection des méthodologies et sources de données les plus utilisées, le travail a porté sur l'analyse de leurs présupposés, de leurs incertitudes, de leur potentiel de développement, et de leurs contradictions éventuelles. Au-delà des débats académiques et théoriques, l'étude a adopté le regard des décideurs publics (et plus largement des acteurs de l'agriculture et de l'alimentation) afin d'étudier les tenants et aboutissants de la mise en œuvre concrète de chaque méthode en termes d'application opérationnelle aux marchés publics.

Pour ce faire, les questions de recherches suivantes ont été investiguées dans ce premier volet :

- Quelles sont les spécificités de l'application des démarches d'Analyse du Cycle de Vie (ACV) au secteur de l'agriculture et de l'alimentation et les questions que cela pose ?
- Quels impacts environnementaux peuvent être quantifiés (climat, air, sol, biodiversité, santé des individus exposés à des substances nocives...) ? Sur quel périmètre du cycle de vie ?
- Quelles sont les principales méthodes utilisées pour le chiffrage du coût des externalités environnementales le long du cycle de vie ? Quelles sont leurs caractéristiques : concepts utilisés, hypothèses sous-jacentes, complexité de mise en œuvre, marges d'incertitudes, reproductibilité, comparabilité, crédibilité (ou sujets à controverse) ?
- Quelles sources de données existent en termes d'Analyse du Cycle de Vie comme de monétarisation des impacts environnementaux ? D'où sont-elles issues (recherche académique, entreprises privées, pouvoirs publics) ? Quels sont leur périmètre de validité, leur degré d'exhaustivité et leurs limites ? Quelles sont les données manquantes/à développer ?
- Quelles sont méthodologies et sources pertinentes pour l'application aux marchés publics au vu des impératifs d'objectivité, de non-discrimination, d'accessibilité pour les acteurs, de reproductibilité et de comparabilité entre produits ? Quelles sont celles qui sont exclues, et pourquoi ?

2. État des lieux des travaux d'évaluation du coût des externalités environnementales de l'agriculture et de l'alimentation

L'état des lieux commence par un cadrage théorique des concepts clés liés à l'évaluation du coût des externalités environnementales des produits, c'est-à-dire à la quantification et la monétarisation de leurs impacts sur l'environnement.

Sur cette base, l'application au secteur de l'agriculture et de l'alimentation a été étudiée en 3 étapes (cf. schéma ci-dessous)

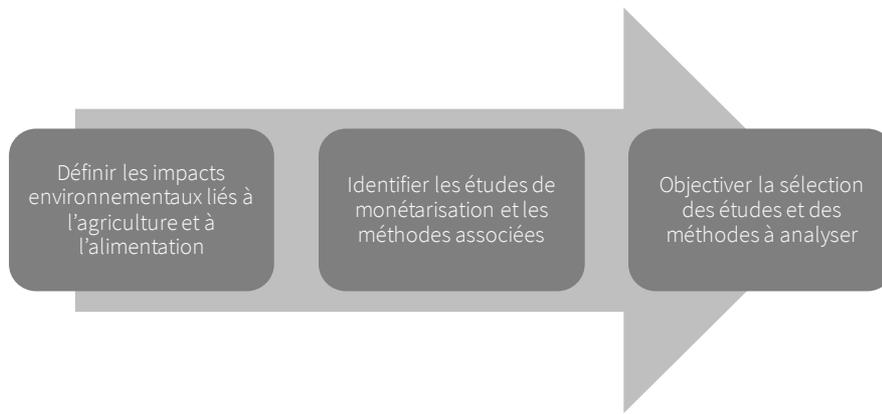


Figure 1. Démarche d'analyse et de sélection des études de quantification et de monétarisation des impacts de l'agriculture et l'alimentation. Source : Basic

Partant de l'identification des principaux impacts environnementaux de l'agriculture et de l'alimentation, nous avons recherché les principales études qui ont tenté de quantifier et monétariser ces impacts (en tout ou partie), et des méthodes associées. Enfin, nous avons sélectionné les études et méthodologies à analyser sur la base de leur pertinence vis-à-vis de l'enjeu de l'intégration dans les marchés publics.

Cet état des lieux n'a pas la prétention à l'exhaustivité. Du fait des contraintes en termes de délais et de moyens, il se focalise sur les principales études et méthodes qui ont été identifiées et jugées pertinentes par rapport aux objectifs de l'ADEME.

2.1. Cadrage théorique

2.1.1. La découverte du concept d'externalité et son application progressive aux différents secteurs

Pollution, destruction de la biodiversité, maladies engendrées par l'exposition à des substances nocives... Les impacts négatifs de nos modes de production et de consommation sur la société et l'environnement sont en grande partie ignorés par le marché ; les coûts correspondants ne sont pas pris en charge par les acteurs économiques, et les activités associées sont indûment stimulées. D'un autre côté, nos modes de production et de consommation peuvent également générer des effets positifs sur la société qui sont tout autant négligés ; les bénéfices des acteurs économiques sont alors sous-estimés, et leur action découragée. Se rendant compte de ce phénomène, l'économiste Arthur Pigou a développé le concept d'externalité au début du 20^{ème} siècle¹ qu'il a défini comme « *un effet externe créé par l'activité d'un agent économique sur des tiers qui ne sont pas directement impliqués dans cette activité, et sans contrepartie monétaire* »².

Cette notion, consolidée au cours du 20^{ème} siècle, a permis d'identifier l'une des principales causes de disfonctionnement du marché aujourd'hui largement acceptée par les économistes : la non prise en compte

¹ A.C. Pigou, *L'Économie du Bien Être*, 1920

² *Ibid.*

des impacts sur l'environnement des biens et services échangés. Ce constat a donné naissance à un champ complet de recherche académique sur l'estimation de la « valeur totale » des biens et services rendus par les écosystèmes, au-delà des seuls prix de marché. Cette valeur peut être définie comme la somme des 5 composantes : les valeurs d'usage direct et indirect, d'option, de legs et d'existence (cf. schéma ci-dessous).

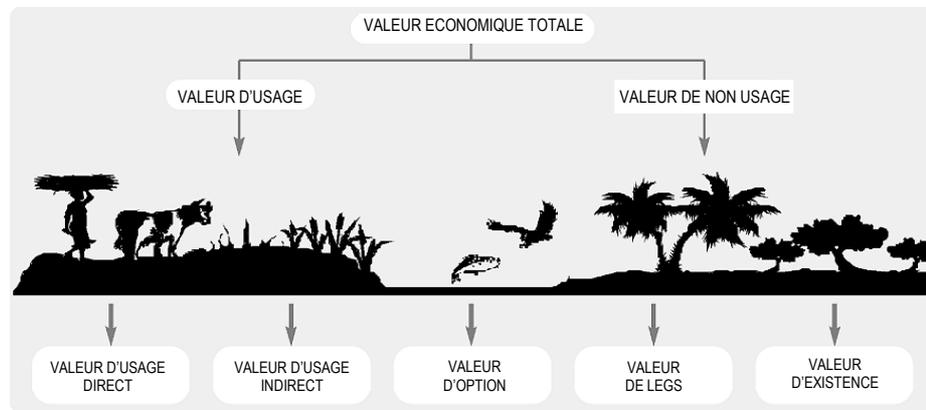


Figure 2. Cadre théorique de la valeur totale. Source : PNUE d'après Emerton, 1999

Longtemps restée un objet de discussion théorique au sein du monde académique³, la notion d'externalité a été pour la première fois déclinée à grande échelle en 1997 : une équipe internationale de recherche a calculé le coût des externalités positives des « services rendus » par les écosystèmes naturels mondiaux (régulation de l'eau et de l'air, habitat...). Ils sont arrivés à la conclusion que ces derniers représentaient un montant compris entre une et trois fois le PIB mondial⁴. Une décennie plus tard, le rapport Stern a appliqué ce même concept pour évaluer les coûts de l'inaction face au changement climatique, pesant ainsi fortement sur le débat international⁵.

En parallèle de ces études portant sur des enjeux globaux, le chiffrage du coût des externalités a été appliqué depuis une vingtaine d'années à certains secteurs industriels, en particulier l'énergie⁶ et les transports⁷. L'application au domaine de l'agriculture et de l'alimentation est beaucoup plus récente du fait de la complexité de ce secteur et de ses impacts.

Face à la recrudescence de méthodologies développées pour monétariser les différents types d'impacts, le besoin d'une normalisation internationale s'est fait de plus en plus pressant. C'est pour répondre à ce défi qu'a été développé le « Natural Capital Protocol » initié par les grands cabinets d'audit en partenariat avec des organisations internationales⁸, et plus récemment, la norme ISO 14008⁹ initiée fin 2015 (et toujours en cours de développement).

³ En particulier Ronald Coase ("The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, 1960) et Karl William Kapp (*The social costs of private enterprise*, 1963)

⁴ R. Costanza et al., *The value of the world's ecosystem service and natural capital*, *Nature* 387, 253–260, 1997

⁵ N. Stern, *Stern Review on The Economics of Climate Change*, H.M. Treasury, Cambridge University Press, 2006

⁶ Programme européen « External Costs of Energy » (ExternE) - <http://www.externe.info/>

⁷ Rapport Boiteux <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/014000434.pdf>

⁸ <https://naturalcapitalcoalition.org/natural-capital-protocol/>

⁹ Norme ISO 14008 : « Monetary valuation of environmental impacts and related environmental aspects — Principles, requirements and guidelines »

2.1.2. Le développement des approches du cycle de vie et la monétarisation de leurs impacts

En parallèle du développement du concept d'externalité, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) s'est progressivement imposée pour l'évaluation des impacts environnementaux liés aux produits.

Elle s'est construite en contrepoint des méthodes classiques d'évaluation environnementale qui se révélaient trop parcellaires car focalisées sur certains impacts (déchets, pollutions, consommation d'énergie...) ou certains secteurs d'activités (transports, électricité...) sans chercher à comprendre les interactions entre eux. Son constat de départ est que diminuer l'un des impacts à une étape de la fabrication d'un produit (par exemple la pollution de l'eau en changeant la matière première utilisée) peut engendrer des retombées négatives dans une autre partie du système (par exemple la moindre recyclabilité du produit fini). Pour résoudre ce problème, l'ACV propose une évaluation « multicritères » des impacts environnementaux, depuis la production de matières premières jusqu'à la fin de vie et au recyclage d'un produit. Ce faisant, elle est l'une des seules méthodes permettant de rendre compte de manière globale des ressources consommées et des polluants rejetés par un produit. Parce qu'elle exprime les impacts par unité de produit (1 kg, 1 Litre...), elle permet de révéler les transferts d'impacts potentiels entre l'amont et l'aval du cycle de vie, et de comparer des produits entre eux¹⁰.

Les premières analyses de ce type ont été conduites en 1969 par des chercheurs travaillant pour Cola-Cola afin de comparer des types d'emballages différents et d'identifier celui qui était le moins impactant pour l'environnement¹¹. La nécessité d'uniformiser les méthodes d'ACV face à la multiplication des méthodes a donné naissance à la fin des années 1990 à la famille des normes ISO 14040 et à la constitution d'une communauté internationale de praticiens¹², devenues aujourd'hui incontournables pour assurer la fiabilité des études et la comparabilité de leurs résultats.

Largement utilisées dans le monde industriel depuis les années 1990, les ACV ont été développées et se diffusent dans les domaines agricole et alimentaire depuis les années 2000. Ceci soulève des questions méthodologiques spécifiques liées aux processus biologiques, pédologiques et agronomiques qui interagissent et sont sources de variabilité.

Un des enjeux de l'analyse environnementale est la multiplicité des impacts possibles. Il est rare qu'une nouvelle technique soit meilleure à la fois sur le climat, la qualité de l'eau, de l'air, les sols et l'énergie (ex : système agricole en non-labour utilisant du glyphosate). L'approche multi-critère rend compte de cette complexité des mécanismes environnementaux. Cependant la multiplicité des indicateurs peut rendre les arbitrages plus difficiles. Ainsi les approches « end points » permettent de réduire au nombre de 3 les indicateurs ou même un seul (single score), même si cela augmente les incertitudes. Une autre approche possible est la démarche d'évaluation du coût des externalités environnementales le long du cycle de vie, qui vise à exprimer les résultats dans une seule et même unité de compte : la monnaie.

¹⁰ Ademe, Introduction à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), 2005

¹¹ K. Källström, Life cycle assessment and life cycle costing: An assessment of metal working fluids, 2015
A la même époque, une équipe de recherche travaillant pour Tetra Pack en Suède a développé une méthode similaire pour l'analyse des emballages en PVC que l'entreprise s'appropriait à commercialiser

¹² Les praticiens et experts de l'ACV échangent au sein de l'Initiative pour le Cycle de Vie (LCI) créée en 2002 par le PNUE et le SETAC (Société de toxicologie et de chimie de l'environnement) de consolider cette approche au niveau mondial.

2.1.3. L'évaluation du Coût de Cycle de Vie et son extension aux coûts des externalités environnementales

Le Coût de Cycle de Vie est un concept né au milieu des années 1960¹³ qui permet de rendre compte de l'ensemble des coûts financiers induits par des achats, au-delà des seuls coûts d'acquisition. Il peut être défini comme « l'ensemble des coûts directs et indirects engendrés par l'achat d'un produit ou service tout au long de son cycle d'investissement, depuis les coûts d'acquisition jusqu'aux coûts d'usage, de maintenance et de fin de vie »¹⁴.

C'est en 1995 que l'Agence de Protection de l'Environnement américaine (US EPA) a pour la première fois combiné cette méthode avec celle de l'ACV pour comptabiliser l'ensemble des coûts engendrés par un produit, aussi bien les coûts financiers (appelés aussi « coûts directs ») que les coûts liés aux impacts environnementaux qui sont externalisés sur des tiers et la collectivité et qui étaient jusqu'alors ignorés par les évaluations¹⁵. L'US EPA s'est appuyé sur les méthodologies de Coût de Cycle de Vie développées dans l'industrie, celles d'Analyse de Cycle de Vie qu'elle avait contribué à normaliser, et celles de monétarisation des impacts qu'elle avait développé depuis les années 1960 pour la conduite d'analyses coûts-bénéfices environnementales. Elle a ainsi donné naissance au terme de « Full Cost Accounting »¹⁶. Par la suite, ce nouveau concept s'est diffusé aussi bien aux Etats-Unis qu'en Europe dans les secteurs de l'automobile et de la construction (et plus récemment des équipements électriques).

L'application à l'agriculture et l'alimentation est pour l'instant un champ de recherche académique qui reste à concrétiser dans les pratiques professionnelles du secteur.

2.2. Point de départ : les impacts environnementaux liés à l'agriculture et à l'alimentation

Comme point de départ de notre démarche méthodologique, nous avons utilisé le cadre conceptuel élaboré par la FAO pour identifier les principaux impacts sur l'environnement des systèmes alimentaires¹⁷ (voir tableau ci-dessous) :

Air - Climat	Eau	Sols	Biodiversité	Ressources	Bien-être animal
<ul style="list-style-type: none"> • Changement climatique • Qualité de l'air 	<ul style="list-style-type: none"> • Consommation d'eau • Qualité de l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> • Qualité des sols • Empreinte au sol 	<ul style="list-style-type: none"> • Diversité des écosystèmes • Diversité & abondance des espèces • Diversité génétique 	<ul style="list-style-type: none"> • Consommation de matériaux • Consommation d'énergie • Déchets ultimes 	<ul style="list-style-type: none"> • Santé animale • Stress animal

Tableau 1. Grille des principaux impacts environnementaux de l'agriculture et de l'alimentation. Source : FAO-SAFA

¹³ Epstein, 1996

¹⁴ Geissdörfer K., Gleich R. and Wald A. Standardisierungspotentiale lebenszyklusbasierter Modelle des strategischen Kostenmanagements. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, 79, 693 -715. The Munich University (2009).

¹⁵ K. Okano, Life cycle costing – an approach to life cycle cost management: a consideration from historical development, 2001

¹⁶ K. Okano, Life cycle costing – an approach to life cycle cost management: a consideration from historical development, 2001

¹⁷ FAO (2014). SAFA guidelines

La grille de la FAO classe les impacts environnementaux en 6 catégories :

- Les 3 premières correspondent aux milieux dans lesquels sont émises les principales pollutions et qui servent de substrat pour l'agriculture : air, eau et sols.
- Les 2 suivantes correspondent à d'autres composantes essentielles du capital naturel qui peuvent être dégradées par l'activités agricole : la biodiversité et les ressources non renouvelables.
- Enfin, la dernière catégorie renvoie à un enjeu clé lié à l'élevage, celui du bien-être animal.

Ces catégories permettent d'organiser les 14 impacts de l'agriculture et l'alimentation sur l'environnement qui sont considérés comme les plus significatifs. Ces derniers sont utilisés dans la suite du rapport pour repérer et analyser les travaux d'évaluation de coût des externalités¹⁸.

2.3. Identification et première analyse des études de monétarisation des impacts environnementaux liés à l'agriculture et à l'alimentation

Sur la base de la grille précédente, nous avons recensé et passé en revue les études qui ont cherché à estimer les coûts des externalités liées à ces impacts environnementaux (en tout ou partie). Pour les identifier, nous avons réalisé une recherche par mot-clé en français et en anglais sur internet¹⁹. Cette recherche a été complétée par 4 entretiens avec des experts de l'évaluation des externalités des produits agricoles et alimentaires.

Du fait du périmètre potentiellement large de notre recherche, nous avons restreint le champ d'investigation aux études qui ont à la fois quantifié et monétarisé au moins 2 impacts sur l'environnement liés à l'agriculture ou l'alimentation (selon la grille FAO/SAFA), en France ou à l'étranger. Cette recherche nous a permis d'identifier aussi bien des articles académiques que de la « littérature grise » (communications lors de colloques, rapports institutionnels...) publiés depuis 2012.

L'existence de revues de littérature portant sur des questions proches de la nôtre (par ex. l'étude menée par ScoreLCA en 2017²⁰) nous ont permis de contrevérifier et de compléter les résultats de notre recherche bibliographique.

À l'issue de ce processus d'identification, 15 études ont été retenues pour une première analyse transverse.

Quelques premiers enseignements ressortent en première lecture :

- Seules 2 publications concernent la France : une revue de littérature conduite par l'ITAB et l'INRA en 2016 et une étude de l'impact des régimes alimentaires publiée en 2017 ;

¹⁸ Deloitte, 2.-0 LCA consultants et Griffith University, Monétarisation des impacts environnementaux au sein des ACV : Réalisation d'un cas pratique, Mai 2017

¹⁹ Recherche via le moteur Google et sur les bases de données académiques Science Direct, Springer Link, Web of Science. Parmi les diverses combinaisons de mots-clés étudiées : agriculture, alimentation, food, analyse du cycle de vie, life cycle assessment, ACV, LCA, externalité, externality, environnement, environment, évaluation monétaire, monetary valuation, monétarisation, monetisation...

²⁰ Au total, 6 personnes ont été contactées pour la 1^{ère} phase de notre recherche, en France et à l'étranger. 2 de ces contacts (en Hollande) ont refusé de nous répondre à titre gracieux et n'ont pas été interviewés

- Les études recensées portent sur des échelles très variées, certaines portant sur des produits ou filières spécifiques, d'autre sur des cas d'entreprises agroalimentaires, voir sur l'analyse de l'agriculture d'un pays dans son ensemble ;
- Les publications identifiées sont portées par une grande diversité de structures : bureaux d'études privés, recherche académique, ministères de différents pays, institutions internationales (FAO notamment).

Pour avoir une idée plus précise de leur périmètre d'analyse, nous avons passé en revue les impacts qui étaient à la fois quantifiés et monétarisés par chaque étude. Les résultats sont synthétisés dans le tableau ci-après :

INSTITUTIONS	ITAB	TEEB INRA-TSE	TEEB	TEEB	LCA CONSULTANTS	CBA	SFT	HIVOS, IED, SOILS&MORE	FAO	AARHUS UNIVERSITY	ASFN	UCD	EOSTA	TRUCOST	IDEMAT
PÉRIMÈTRE	Agriculture Alimentation	Alimentation	Céréales	Huile de palme	Entreprise laitière (Arla)	Agriculture Alimentation	Agriculture Alimentation	Maïs	Gaspiillage alimentaire	Élevage porcin	Alimentation	Lait	Fruits Légumes	Blé, riz, soja viande, lait	Agriculture
GÉOGRAPHIE	France	France	Nouvelle Zélande	11 pays	Danemark	Pays-Bas	UK	Zambie	Monde	UE	Scandinavie	Irlande	8 pays	Monde	UE
Changement climatique															
Qualité de l'air															
Consommation d'eau															
Qualité de l'eau															
Qualité des sols															
Empreinte aux sols															
Diversité des écosystèmes															
Diversité et abondance des espèces															
Diversité génétique															
Consommation de matériaux															
Consommation d'énergie															
Déchets															
Santé animale															
Stress animal															

Tableau 2. Panorama des impacts environnementaux analysés par les études de coût des externalités de l'agriculture/alimentation.
Source : Basic

Ce panorama montre une certaine hétérogénéité parmi les études recensées :

- le réchauffement climatique est systématiquement quantifié et monétarisé par l'ensemble des études car il s'agit de l'impact dont l'évaluation est la plus consensuelle et stabilisée
- En 2^{ème} position, la qualité de l'air, la qualité de l'eau et la qualité des sols dont l'évaluation est très dépendante des conditions pédoclimatiques, et génère donc un moindre consensus, et une plus grande difficulté à quantifier et monétariser les impacts
- Parmi les autres impacts, la consommation d'eau, l'empreinte au sol, la diversité des écosystèmes et des espèces sont associées à des difficultés d'évaluation encore plus importantes.
- Enfin, les enjeux liés aux ressources non renouvelables (consommation de matériaux et d'énergie) et de diversité génétique sont rarement quantifiés et monétarisés par manque de méthodologies

suffisamment abouties. Quant aux questions de déchets ultimes, de santé animale et de stress animal, ils ne le sont jamais.

2.4. Sélection des études et des méthodes de monétarisation à analyser

Sur la base de ce premier état des lieux, nous avons procédé à une sélection pour ne garder que les études qui étaient pertinentes en lien avec l'objectif d'utilisation des coûts des externalités dans les marchés publics de restauration collective.

Nous avons ainsi écarté 8 études parce qu'elles ne permettent pas d'attribuer les externalités chiffrées à des produits agricoles/alimentaires spécifiques. C'est le cas :

- des études qui portent sur une échelle « macro » car elles quantifient les impacts de l'agriculture prise dans sa globalité à l'échelle de tout un pays, sans affectation des résultats aux différents produits et filières.
- de l'étude qui analyse une série de fermes agricoles à une échelle « micro » car ces dernières sont évaluées dans leur globalité sans attribution des effets aux différentes productions réalisées.

À l'issue de ce processus de sélection, nous avons donc conservé 7 études pour analyser plus en détail leur méthodologie.

En termes de quantification des impacts environnementaux, ces 7 études ont toutes en commun de se baser sur des analyses de cycle de vie (avec des périmètres variables allant de la porte des fermes agricoles jusqu'au consommateur), ce qui leur permet d'affecter les impacts à des produits spécifiques. La plupart utilisent les bases de données de référence de l'ACV (par ex. EcoInvent...) pour identifier les données d'entrée de leurs calculs (tonnes de gaz à effet de serre émises, de nitrates rejetées dans l'eau...).

En termes de monétarisation des impacts, les 7 études sélectionnées s'appuient sur 3 méthodes de référence pour calculer les coûts des externalités (voir ci-dessous) :

<i>Méthode de monétarisation</i>	STEPWISE	ECO-COST	TRUCOST
<i>Méthode de quantification des impacts</i>	Analyse du cycle de vie	Analyse du cycle de vie	Analyse du cycle de vie
<i>Études</i>	<ol style="list-style-type: none"> 1. ASFN (Alimentation dans les pays scandinaves), 2014 2. Aarhus University (Consommation de viande porcine dans l'UE), 2012 3. UCD (Consommation de lait en Irlande), 2014 4. LCA (Entreprise Arla Food au Danemark), 2016 	<ol style="list-style-type: none"> 1. IDEMAT (Agriculture & Alimentation dans l'UE) 2. UCD (Consommation de lait en Irlande), 2014 	<ol style="list-style-type: none"> 1. TEEB (Consommation Huile de palme dans plusieurs pays), 2016 2. FAO (Agriculture / Alimentation dans plusieurs pays), 2015 3. LCA (Entreprise Arla Food au Danemark), 2016
<i>Développée par</i>	Bureau d'études LCA Consultants	Académie J. Vogtlander	Bureau d'études Trucost
<i>Démarche</i>	Documentée mais non <i>open source</i>	Démarche <i>open source</i>	Démarche propriétaire mais peu documentée

Tableau 3. Panorama des impacts environnementaux analysés par les études de coût des externalités de l'agriculture/alimentation.
Source : Basic

Ces 3 méthodes ont des caractéristiques assez différentes :

- Stepwise est une méthode mise au point par des spécialistes de l'analyse de cycle de vie qui font également partie d'une équipe de recherche au sein de l'université d'Aalborg à Copenhague. Ils ont fondé en 2000 le bureau d'étude « 2.-0 LCA consultants »²¹ qui est le principal organisme mettant en œuvre leur méthodologie. Cette dernière est par ailleurs bien documentée car elle fait l'objet de publications académiques régulières. Par contre elle n'est pas *open source*, ce qui limite la possibilité de la mettre en œuvre de manière indépendante, sans avoir recours aux experts qui l'ont développée.
- La méthode Eco-cost (autrefois appelée EVR) a été mise au point par le professeur Joost Vogtlander et son équipe de recherche au sein de l'Université Technologique de Delft aux Pays-Bas. Elle est *open source*, les tableaux de calcul étant tous téléchargeables²². Essentiellement mise en œuvre dans le cadre académique, les différentes composantes de cette méthode sont bien documentées et discutées via des publications régulières dans des revues avec comité de relecture qui donnent un bon niveau de transparence sur la manière dont la méthode est construite.

²¹ <https://lca-net.com/> consulté le 28 janvier 2019

²² <http://ecocostvalue.com/EVR/model/theory/subject/5-data.html> consulté le 28 janvier 2019

- La méthode Trucost est a été mise au point par la structure éponyme qui a été créée à la fin des années 1990 avec pour ambition de devenir la 1^{ère} agence mondiale de notation extra-financière. Elle a depuis été rachetée et intégrée par Standards & Poor's en décembre 2016. Cette méthode est beaucoup moins documentée que les 2 autres, les principales informations disponibles étant contenues dans la synthèse méthodologique publiée par Trucost sur son site internet et dans les annexes des études menées à date pour le compte d'autres organisations comme la FAO ou le TEEB AgFood. Il s'agit d'une méthode propriétaire non reproductible qui ne peut être mise en œuvre que par Trucost.

Ce sont ces 3 méthodes de monétarisation, appliquées au cas des produits agricoles et alimentaires, qui ont été analysées plus en détail dans le reste de ce document.

3. Décryptage des principales méthodes de monétarisation des impacts environnementaux de l'agriculture et de l'alimentation

Afin de comprendre et d'analyser les 3 méthodes de monétarisation sélectionnées, nous avons tout d'abord exploré leur approche générale, avant d'étudier en détail chacune d'entre elles et leurs modèles de calcul impact par impact. Sur cette base, nous avons analysé de manière intrinsèque les avantages et les limites de chacune des méthodes.

3.1. Approche générale des trois méthodes analysées TRUCOST, STEPWISE et ECO-COST

3.1.1. Vue d'ensemble de la logique des trois méthodes

De manière globale, les 3 méthodes de calcul des coûts des externalités retenues pour l'analyse partagent une logique d'ensemble similaire (même si leurs méthodes de calcul diffèrent dans le détail). Cette logique peut être schématisée comme suit :

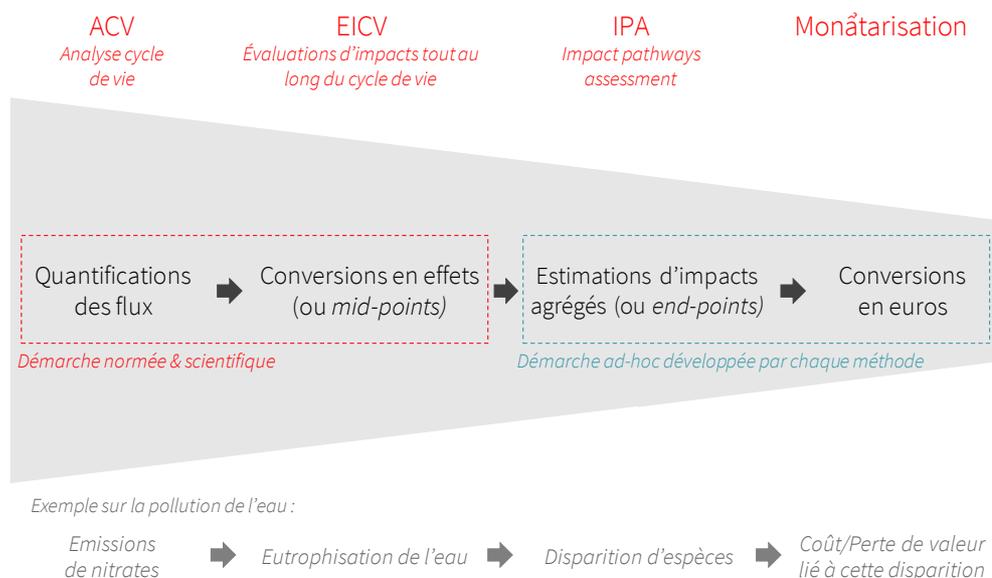


Figure 3. Logique d'ensemble des 3 méthodes de monétarisation analysées (Stepwise, Eco-cost, Ttrucost). Source : Basic Alimentation et coût des externalités environnementales

Les trois méthodes procèdent en 4 étapes analogues pour effectuer une estimation des coûts des externalités environnementales :

1. En premier lieu, **elles se basent sur les résultats des analyses de cycle de vie (ACV)** des produits agricoles et alimentaires en termes de flux d'émission (par exemple de nitrates dans l'eau) et les flux de consommation (par exemple d'eau irriguée).
2. Dans un deuxième temps, **les effets sur l'environnement – appelés « mid-points » – sont estimés** par le biais d'Évaluation des Impacts sur le Cycle de Vie (EICV) à partir des flux mesurés par les ACV : par exemple l'eutrophisation de l'eau à partir des flux de nitrates et de phosphore.
3. Sur la base des « mid-points », chaque méthode a développé des **approches spécifiques pour quantifier de manière non monétaire des indicateurs d'impact final** sur l'environnement. Ces derniers, appelés « **end-points** », peuvent correspondre par exemple au nombre d'espèces naturelles disparues ou au nombre d'années de vie en bonne santé perdues. Ils sont estimés par le biais de chemins d'impacts ou « **impact pathway assessments** ».
4. Enfin, dernière étape commune aux 3 méthodes, **ces « end-points » sont convertis en euros par le biais de facteurs de monétarisation** là encore développés de manière spécifique par chaque méthode.

De manière générale, les 2 premières étapes sont cadrées par des normes définies au niveau international et qui ont permis de poser des bases communes pour leur mise en œuvre et ainsi obtenir une certaine cohérence des indicateurs utilisés, même si des questionnements et limites persistent (voir la partie suivante 3.1.2 pour plus de détails sur les ACV et les EICV). A contrario, les 2 autres étapes d'estimation des « end-points » et de conversion monétaire sont des démarches spécifiques développées par chaque méthode que nous analysons plus en détails dans la section 3.2.

3.1.2. La quantification des flux avec la méthode de l'ACV et la conversion en effets (mid-points)

Les démarches d'analyse de cycle de vie (ACV) et d'évaluation des impacts sur le cycle de vie (LCIA²³), qui servent de point de départ aux 3 méthodes analysées, peuvent être schématisées de la manière suivante :

²³ Life Cycle Impact Assessment qui peut être traduite en français par « Évaluation d'Impact le long du Cycle de Vie »

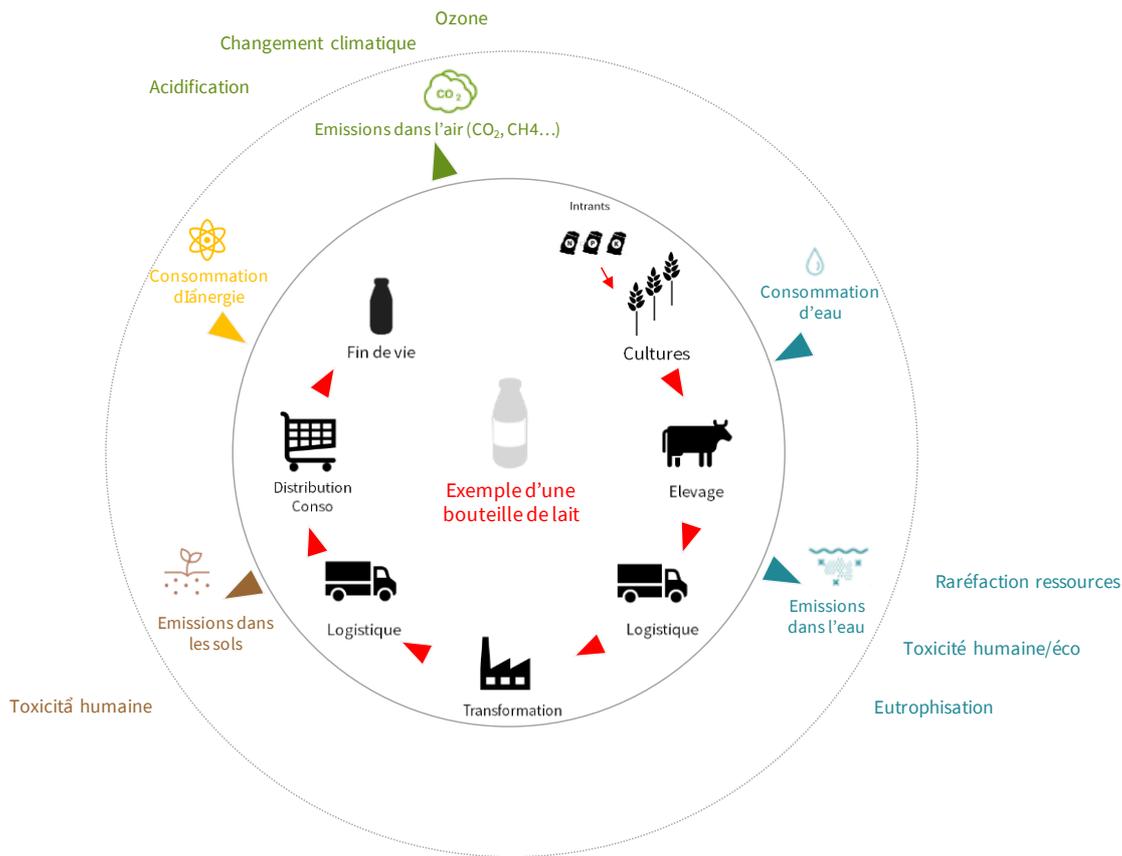


Figure 4. Schéma général de la démarche d'ACV et d'EICV. Source : Basic

Au centre des démarches d'ACV et d'EICV se trouve la définition du périmètre étudié (cf. le cercle intérieur du schéma) : le produit (dans notre exemple une bouteille de lait) pour lequel sont identifiées (dans l'idéal) toutes les étapes de production et de consommation, depuis la fabrication d'intrants pour les cultures qui servent à l'alimentation des animaux, jusqu'à la fin de vie du produit après usage par le consommateur (y compris la fabrication des emballages, le transport, etc.).

Une fois le périmètre défini, l'ACV a pour objectif d'identifier et de quantifier pour chaque étape du cycle de vie les flux entrants de ressources consommées (eau, énergie, ressources minérales, etc.) et les flux sortants de polluants émis dans les milieux naturels (eau, air, sols), ci-dessus représentés dans le second cercle du schéma. En sortie d'ACV, les résultats prennent la forme de plusieurs dizaines d'indicateurs exprimés dans des unités différentes. Ils sont consolidés le long du cycle de vie. Les méthodologies associées sont normalisées par la famille des guides ISO 14040 et suivent en processus d'amélioration continue et d'homogénéisation progressive par les praticiens et chercheurs de la communauté ACV.

Sur la base des résultats d'ACV, les méthodologies d'Evaluation des Impacts sur le Cycle de Vie (EICV) modélisent les liens entre flux d'émission, concentration des polluants et effets sur les milieux naturels (eau, air, sols). Elles permettent ainsi d'évaluer les « mid-points » qui illustrent les principales répercussions sur l'environnement des flux quantifiés par l'ACV (cf. cercle extérieur du schéma) :

- Dans l'air : changement climatique, acidification et création d'ozone photochimique
- Dans l'eau : toxicité humaine, écotoxicité, eutrophisation et raréfaction de la ressource en eau

- Dans les sols : toxicité humaine et écotoxicité

Les résultats de cette étape sont exprimés sous forme d'indicateurs plus agrégés que ceux de l'ACV. Les méthodologies sont elles aussi normalisées, mais dans une moindre mesure que les ACV : plusieurs méthodes d'EICV existent – décrites par les guides méthodologiques ILCD, CML ou EDIP²⁴ par exemple – qui donnent chacune lieu à des indicateurs techniques légèrement différents et pas toujours comparables.

3.1.3. Passage des flux et mid-points en end-points

À partir des *mid-points*, indicateurs évalués par les EICV, les 3 méthodologies analysées quantifient de manière non monétaire des indicateurs d'impacts finaux appelés *end-points* (aussi appelés « indicateurs de dommage ») qui pourront ensuite être convertis en euros. Ces derniers sont estimés sur la base d'une approche par « chemin d'impact » (en anglais « *impact pathway assessment* »)²⁵. Le tableau suivant présente une vision d'ensemble des *mid-points*²⁶ qui sont transformés en end-points par chacune des méthodes de monétarisation (cases grisées ci-dessous) :

	MID-POINTS	STEPWISE	ECO-COST	TRUCOST
AIR - CLIMAT	Changement climatique			
	Polluants organiques (toxicité humaine, écotoxicité)			
	Polluants non organiques (toxicité humaine, écotoxicité)			
	Acidification			
	Rayonnement ionisant		Non	Non
	Ozone photochimique			Non
EAU	Consommation d'eau	Non		
	Toxicité humaine Ecotoxicité			Non
	Eutrophisation			
SOLS	Occupation des sols			
	Toxicité humaine Ecotoxicité			Non

²⁴ <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/JRC-Reference-Report-ILCD-Handbook-Towards-more-sustainable-production-and-consumption-for-a-resource-efficient-Europe.pdf>, <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>, <https://repositori.udl.cat/bitstream/handle/10459.1/45831/Alf.pdf?sequence=2>

²⁵ Concernant la méthode Eco-cost, il est important de préciser que sa philosophie générale est d'essayer de quantifier les coûts qu'il faudrait engager pour réduire les impacts environnementaux générés. Pour ce faire, Eco-cost, tout en partant des ACV et EICV, ne modélise pas des chemins d'impact de dommages en chaîne comme les 2 autres méthodes, mais des chemins d'impact qui permettraient d'éviter ces dommages.

²⁶ Les résultats sont organisés par sphère d'impact (colonne de gauche). Deux différences principales sont à noter par rapport à la grille d'impacts FAO-SAFA : le bien-être animal n'est pas pris en compte par les ACVs et la biodiversité n'apparaît pas car cette dernière est prise en compte dans la plupart des mid-points – en effet l'écotoxicité comme l'acidification ou le changement climatique entraînent des dommages sur les écosystèmes qui sont ainsi intégrés aux end-points et ne constituent pas une catégorie à part.

RES-SOURCES	Consommation d'énergie	Non	Non	
	Consommation de minerais			Non

Tableau 4. Panorama des *mid-points* transformés en *end-points* par chacune des 3 méthodes étudiées. Source : Basic

Comme illustré dans le tableau ci-dessus, tous les *mid-points* ne sont pas transformés en *end-points* par les 3 méthodes de monétarisation étudiées. Stepwise et Eco-cost apparaissent comme les plus complètes, couvrant chacune 11 des 13 principaux *mid-points* issus des EICV, alors que Trucost semble une démarche plus partielle. Les difficultés principales d'estimation des *end-points* concernent les conséquences de la raréfaction des ressources non renouvelables (fossiles et minérales). A contrario, les impacts couverts par l'ensemble des 3 méthodes sont le changement climatique, les polluants aériens, l'acidification, l'eutrophisation et l'occupation des sols.

Comme évoqué précédemment, les hypothèses et modèles de calculs utilisés pour quantifier les *end-points* ne sont pas normalisés et ont été développés de manière spécifique par chacune des méthodes de monétarisation. Ils sont analysés en détail dans les sections 3.2, 3.3 et 3.4 qui suivent. Avant de les décrypter de manière approfondie, les éléments clés permettant aux différentes méthodes de convertir les *end-points* en euros est décrite ci-après.

3.1.4. Passage des *end-points* à la monétarisation

Les *end-points* qui résultent de l'étape précédente sont quantifiés dans différentes unités non monétaires (par exemple l'année de vie en bonne santé ou QALY²⁷ pour la santé humaine). Afin de les convertir en euros, les 3 méthodes étudiées ont en commun d'utiliser des facteurs de monétarisation (par exemple la valeur attribuée à une année de vie en bonne santé, ou à la perte de cette dernière).

Les approches permettant d'estimer ces facteurs de monétarisation peuvent être regroupés en 7 grandes catégories²⁸ :

Préférences observées	- Prix de marché
Préférences révélées	- Prix hédonistes (immobilier, déplacement...)
Préférences déclarées	- Évaluations contingentes du consentement à payer
Préférences calculées	- Évaluations du budget mobilisable par les individus
Valeurs de référence	- Valeurs tutélaires édictées par les autorités
Coûts défensifs	- Dommages - Atténuation - Remplacement...

²⁷ Quality-adjusted life year

²⁸ Sautereau, Natacha, Thierry Mercier, Krotoum Konaté, Marc Benoit, et ITAB. « Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ? », 2016, 136.

TEEB For Agriculture & Food « Scientific and Economic Foundations Report », Geneva: UN Environment, 2018.

Tableau 5. Principales approches permettant d'estimer les facteurs de monétarisation. Source : Basic

Les 4 premières catégories correspondent à différentes manières, plus ou moins directes, d'estimer la valeur des *end-points* :

- soit par les prix de marché quand ils correspondent à des biens ou services échangés (approche dite des « préférences observées »),
- soit indirectement par le prix d'un bien ou service qui dépend partiellement du *end-point* étudié, par exemple les variations de prix du m² immobilier en bordure d'un lac pour estimer la valeur de ce dernier (approche dite des « préférences révélées »),
- soit quand de tels biens ou services n'existent pas, par le biais de sondages qui posent de manière plus ou moins directe à un échantillon d'individus la question de leur consentement à payer pour conserver un capital naturel (par exemple l'existence d'un lac) ou leur consentement à accepter qu'il disparaisse (approche dite des « préférences déclarées »),
- soit de manière distanciée par un expert qui calcul le budget maximum mobilisable par les individus pour conserver un capital naturel ou leur capital santé (approche dite des « préférences calculées »).

Dans certains cas, la valeur des *end-points* peut être fixée de manière légale par les pouvoirs publics afin d'orienter les décisions d'investissement de ses services ou les comportements d'achat des acteurs économiques et des consommateurs. Ces valeurs sont alors souvent étalonnées sur la base des résultats fournis par une ou plusieurs des approches précédentes.

Enfin, les 2 dernières approches se distinguent par le fait qu'elles ne cherchent pas à mesurer la valeur des *end-points*, mais à en chiffrer les coûts :

- soient les coûts dit « défensifs » qui sont liés aux impacts qui ont été quantifiés (coûts des dommages, coûts de leur atténuation, coût de remplacement...). C'est par exemple l'approche suivie par le CGDD en 2011 pour estimer les dépenses engendrées par les pollutions agricoles de l'eau (coût des traitements de potabilisation, d'entretien des aires de captage...)²⁹.
- soient les coûts dits « d'abattement » qui correspondent aux coûts qui permettraient d'éviter tout ou partie des impacts environnementaux, à court ou moyen terme (comme par exemple la généralisation de filtres à particules, ou le remplacement du parc automobile essence/diesel par des voitures électriques, etc.).

Le tableau suivant présente une vision d'ensemble des approches de monétarisation utilisées par chacune des 3 méthodes analysées :

²⁹ CGDD, Maurel, Bommelaer, et Devaux. « Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau », 2011.

	MID-POINTS	STEPWISE	ECO-COST	TRUCOST
AIR - CLIMAT	Changement climatique			
	Polluants organiques (toxicité humaine, écotoxicité)			
	Polluants non organiques (toxicité humaine, écotoxicité)			
	Acidification			
	Rayonnement ionisant		Non	Non
	Ozone photochimique			Non
EAU	Consommation d'eau	Non		
	Toxicité humaine Écotoxicité			Non
	Eutrophisation			
SOLS	Occupation des sols			
	Toxicité humaine Écotoxicité			Non
RESSOURCES	Consommation d'énergie	Non		
	Consommation de minerais			Non

Préférences observées	Préférences révélées	Préférences déclarées	Préférences calculées	Valeurs de référence	Coûts défensifs	Coûts d'abattement

Tableau 6. Principales approches de monétarisation utilisées par les 3 méthodes analysées. Source : Basic

Plusieurs enseignements peuvent être tirés de ce premier niveau d'analyse.

Tout d'abord, les méthodes Stepwise et Eco-cost se distinguent de Trucost par leur relative homogénéité : la première utilise majoritairement une approche des préférences calculées (appelée « budget contraint » en anglais) et la seconde une approche très différente d'estimation des coûts d'abattement. En comparaison, Trucost se singularise par une plus grande hétérogénéité des approches utilisées qui reflète sa démarche plus pragmatique qui se base sur les données disponibles pour chaque *mid-point* et *end-point* afin de monétariser les impacts environnementaux.

De plus, la question des ressources non renouvelables semble poser des enjeux de monétarisation spécifique : les 3 méthodes analysées utilisent des approches similaires d'estimation des coûts marginaux engendrés par la raréfaction croissante des ressources fossiles et/ou minérales dans les prochaines décennies (approche qui peut être considérée comme une estimation prospective des coûts défensifs).

Pour aller plus loin, nous avons passé en revue de manière détaillée chacune des méthodes afin d'analyser pour chaque *mid-point* les cadres de pensée, hypothèses, modèles et sources utilisés afin de les quantifier en *end-points* et de les convertir *in fine* en euros. Les résultats de ce décryptage sont exposés dans les sections qui suivent (les tableaux d'analyse détaillés étant fournis en annexe de ce rapport).

3.2. Méthode *Trucost*

3.2.1. *Présentation générale*

L'entreprise Trucost a été créée à la fin des années 1990 avec l'objectif de devenir la 1ère agence de notation « environnementale » des entreprises. En contrepoint et complément des agences traditionnelles qui n'analysent que la performance financière des acteurs économiques, Trucost a pour ambition de mesurer leur performance en termes d'externalités sur l'environnement.

Pour ce faire elle a développé une méthodologie spécifique et propriétaire qui permet :

- Sur la base des tableaux entrées-sorties (TES) des Etats-Unis, de modéliser les principaux impacts des activités économiques en termes d'émissions de gaz à effet de serre, de polluants dans l'eau, les sols et l'eau, de consommation d'eau, de changement d'occupation des sols et de consommation de ressources fossiles.
- Sur la base de publications académiques, de bases de données publiques et de méthodologies internes, d'estimer la valeur économique des externalités liées à ces différents impacts (voir détail ci-après).

Fin 2016, Trucost a été rachetée et intégrée aux activités de l'entreprise américaine Standards & Poor's, l'une des 4 principales agences de notation mondiales (avec Moody's, Fitch Rating et Dagong) qui fournit des analyses financières sur les marchés boursiers et les finances des États, très connue pour son indice de référence américain, le S&P 500.

3.2.2. *Présentation de l'approche pour chaque impact évalué*

- **Changement climatique**

Pour calculer les externalités liées au changement climatique, Trucost se base sur les 3 principaux modèles et bases de données développés dans le cadre du GIEC qui ont permis de bâtir les scénarios de changement climatique à 2100 en fonction des tonnes CO₂eq émises dans l'atmosphère³⁰. Ces modèles estiment les retombées en termes de pertes de rendement agricoles, raréfaction des ressources en eau, événements climatiques extrêmes, migrations, conflits... et évaluent les dépenses monétaires à venir associées à ces impacts dont la somme correspond au « coût social du carbone » exprimé en dollars par tonne CO₂eq. Du fait des grandes variations et incertitudes du coût social du carbone en fonction des hypothèses faites sur les données physique et le taux d'actualisation, Trucost utilise directement la valeur de référence du carbone (dite « valeur tutélaire ») édictée en 2013 par l'« International Working Group on the Social Cost of Carbon »³¹ (A noter que Trucost change parfois cette valeur en fonction des références que souhaite utiliser le commanditaire de l'étude). L'externalité est calculée en multipliant le nombre de tonnes CO₂eq par le coût social du carbone.

³⁰ DICE-2010 (Nordhaus-Yale), FUND 3.8 (ToI, Anthoff-Berkeley) et PAGE 09 (Hope-Cambridge) – d'après IPCC, 2014. IPCC-GIEC Fifth Assessment Report. Working Group III

³¹ Cette valeur est basée sur l'hypothèse d'un taux d'actualisation de 3% et une valeur correspondant au 95^{ème} centile d'incertitude – d'après IWGSCC, 2013. Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis. Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, United States Government.

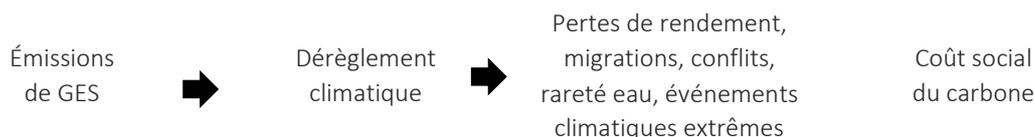


Figure 5. Cadre logique de l'impact du changement climatique. Source : BASIC, d'après TRUCOST

- **Pollution de l'air**

Pour calculer les externalités engendrées par la pollution de l'air Trucost distingue les polluants organiques et non organiques. Pour les premiers, Trucost monétarise les impacts sur la santé humaine et sur les écosystèmes et pour les seconds, seulement les impacts sur la santé humaine.

L'impact des polluants organiques sur la santé humaine

Pour évaluer les externalités sur la santé humaine liées aux polluants organiques, Trucost part des émissions de polluants chiffrées par l'ACV et estime le nombre d'années de vie en bonne santé perdues sur la base du modèle EUSES³² qui chiffre le nombre de maladies cancéreuses et non cancéreuses en fonction d'une modélisation de la hausse de concentration et d'exposition des populations aux polluants. Ce nombre d'années de vie perdues est ensuite converti en euros sur la base de la valeur d'une année de vie en bonne santé en Europe estimée par le projet NEEDS³³ (valeur extrapolable au reste du monde en fonction du revenu moyen national et de l'élasticité revenu de chaque pays étudié).

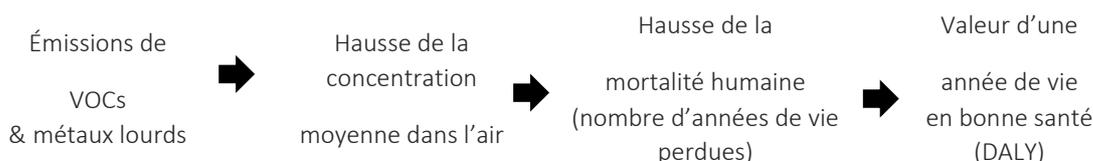


Figure 6. Cadre logique de l'impact des polluants organiques sur la santé humaine. Source : BASIC, d'après TRUCOST

D'après la définition de l'Organisation mondiale de la santé, la perte d'une année de vie en bonne santé est appelée DALY³⁴. Cet indicateur est utilisé pour représenter le fardeau total pour la santé associé à une maladie, y compris les années de vie perdues dues à un décès prématuré (YLL) et les années perdues pour cause d'invalidité dues à la morbidité (YLD).³⁵

L'impact des polluants organiques sur les écosystèmes

La deuxième externalité liée aux polluants organiques correspond aux externalités sur les écosystèmes. Pour les évaluer, Trucost procède de la même manière que pour l'impact sur la santé, en utilisant le modèle EUSES afin d'estimer cette fois le nombre d'espèces naturelles exposées à chaque polluant aérien. Trucost fait ensuite l'hypothèse que 10% des espèces exposées disparaissent³⁶ et convertit cette disparition en

³² National Institute of Public Health and the Environment, (2004). European Union System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0). Bilthoven

³³ Desaiqueset al. (2006). Final Report on the Monetary Valuation of Mortality and Morbidity Risks from Air Pollution. Deliverable RS1b of NEEDS Project

³⁴ L'indicateur DALY utilisé par Trucost est l'opposé de l'indicateur QALY utilisé par Stepwise : 1 DALY = -1 QALY

³⁵ OMS, 2014. Organisation mondiale de la santé http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_daly/en/

³⁶ Sur la base des facteurs d'Eco-Indicator 99

baisse de la productivité primaire par m2 d'écosystème³⁷. Pour finir, Trucost calcule la perte de valeur liée à cette baisse en se servant de valeur moyennes mondiales par m2 de chaque écosystème (forêts tempérées, forêts équatoriales, zones côtières...) calculées à partir des travaux de Costanza et de Groot³⁸.



Figure 7. Cadre logique de l'impact des polluants organiques sur les écosystèmes. Source : BASIC, d'après TRUCOST
L'impact des polluants non-organiques sur la santé humaine

Pour évaluer les externalités sur la santé humaine liées aux polluants non organiques, Trucost procède de même que pour les polluants organiques, mais en utilisant cette fois une publication académique³⁹ qui a chiffré en 2008 le nombre d'années de vie perdues en Europe du fait de la hausse de concentration et d'exposition des populations aux polluants aériens non organiques. Cette perte d'années de vie en bonne santé est ensuite convertie en euros de la même manière que pour les polluants organiques.

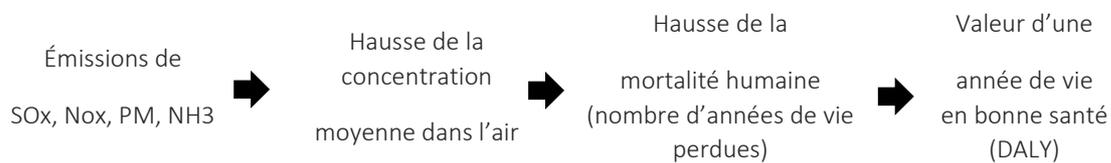


Figure 8. Cadre logique de l'impact des polluants non organiques sur la santé humaine. Source : BASIC, d'après TRUCOST

- **Consommation d'eau**

Trucost monétarise 2 impacts liés à la consommation d'eau : sur la santé humaine et sur les écosystèmes.

L'impact de la consommation d'eau sur la santé humaine

La première externalité correspond à l'impact de la consommation d'eau sur la santé humaine. Pour l'évaluer, Trucost calcule le manque d'eau qui est engendré en aval des bassins versants pour d'autres agriculteurs, sur la base de l'indice de stress hydrique⁴⁰ et du pourcentage des cours d'eau utilisés pour l'agriculture au niveau national pour chaque pays étudié⁴¹. Trucost estime ensuite le nombre d'années de vie perdues liées aux cas de malnutrition causés par cette moindre disponibilité en eau pour des agriculteurs de subsistance (sur la base de l'Indice de Développement Humain du pays)⁴². Cette perte d'années de vie en bonne santé est ensuite convertie en euros de la même manière que pour les polluants aériens

³⁷ Costanza, R., De Groot, R., et al. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosystem Services

³⁸ Costanza, R., De Groot, R., et al. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosystem Services

³⁹ Zelm, R.v. et al., 2008. European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. Elsevier-Atmospheric Environment, Volume 42, pp. 441-453

⁴⁰ WRI (2013a). Aqueduct Global Maps 2.0. Working paper. Baseline Water Stress. Washington DC: World Resource Institute.

⁴¹ FAO (2014). AQUASTAT database - <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en>

⁴² Sur la base de Pfister, S. (2011). Environmental evaluation of freshwater consumption within the framework of life cycle assessment. DISS.



Figure 9. Cadre logique de l'impact de la consommation d'eau sur la santé humaine. Source : BASIC, d'après TRUCOST

L'impact de la consommation d'eau sur les écosystèmes

La deuxième externalité liée à la consommation d'eau correspond aux externalités sur les écosystèmes. Pour les évaluer, Trucost procède de la même manière que pour l'impact sur la santé au début, en utilisant l'indice de stress hydrique des pays étudiés pour estimer la baisse de productivité primaire par m² d'écosystème⁴³. Pour finir, Trucost calcule la perte de valeur liée à cette baisse de la même manière que pour la pollution de l'air⁴⁴.



Figure 10. Cadre logique de l'impact de la consommation d'eau sur les écosystèmes. Source : BASIC, d'après TRUCOST

- **Pollution de l'eau**

Le calcul des externalités engendrées par la pollution de l'eau part de deux flux principaux issus des analyses de cycle de vie : les émissions de nitrates et de phosphore. Sur cette base, la méthode Trucost monétarise trois types d'impacts : l'eutrophisation des lacs, l'impact sur la santé humaine et la hausse des coûts de potabilisation de l'eau.

L'eutrophisation

Cette première externalité est mesurée par Trucost en partant des émissions de phosphore dans l'eau évaluées par les ACV (qui sont considérées comme la principale source d'eutrophisation). Partant de cette donnée, Trucost estime l'augmentation de la concentration dans les lacs du pays étudié⁴⁵ en se basant sur une concentration moyenne de référence⁴⁶ (quel que soit le pays étudié) et sur l'estimation du volume global des lacs du pays étudié à partir de la base de données Globox⁴⁷. Cette estimation de la hausse de la concentration en phosphore permet ensuite à Trucost d'estimer la baisse associée de transparence des eaux dans les lacs du fait de l'eutrophisation à partir des recherches menées sur les lacs américains⁴⁸. Enfin,

⁴³ Sur la base de Pfister, S. (2011). Environmental evaluation of freshwater consumption within the framework of life cycle assessment. DISS.

⁴⁴ Costanza, R., De Groot, R., et al. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*

⁴⁵ Trucost. « Trucost's Valuation Methodology », 2015

⁴⁶ 60µg/L de phosphore dans les cours d'eau en moyenne - chiffre issu de Carlson, R.E. (1977) A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, Vol. 22, no. 2, pp. 361-369

⁴⁷ Globox database (2010) - <http://www.cml.leiden.edu/software/software-globox.html>

⁴⁸ Downing, J.A., Poole, K., Filstrup, C. T. (2010) Black Hawk Lake Diagnostic/Feasibility Study. Iowa Department of Natural Resources (IDNR) and Iowa State University (ISU).

cette baisse de transparence des eaux est convertie en euros via les résultats consolidés de 3 études qui ont analysé l'influence de la transparence des eaux sur le prix de l'immobilier en bordure des lacs aux USA⁴⁹.



Figure 11. Cadre logique de l'impact de la pollution de l'eau sur l'eutrophisation des lacs. Source : BASIC, d'après TRUCOST

L'impact de la pollution de l'eau sur la santé humaine

La deuxième externalité liée à la pollution de l'eau utilise une approche identique à la précédente pour calculer la hausse moyenne de concentration de nitrates dans l'eau engendrée par chaque émission supplémentaire de nitrates quantifiée par l'ACV. Partant de cette concentration, Trucost réalise une estimation du nombre d'années de vie perdues sur la base des facteurs « dose-réponse » de l'étude européenne EXIOPOL⁵⁰ et de la densité moyenne de population vivant à proximité des lacs⁵¹. Enfin, ce nombre d'années de vie perdues est converti en euros de la même manière que pour la pollution de l'air.



Figure 12. Cadre logique de l'impact de la pollution de l'eau sur la santé humaine. Source : BASIC, d'après TRUCOST

L'impact de la pollution de l'eau sur les coûts de potabilisation

La dernière externalité mesurée par Trucost en lien avec la pollution de l'eau correspond à la hausse des coûts pour rendre l'eau potable pour les populations situées en aval des pollutions. Comme pour l'eutrophisation, Trucost part des émissions de phosphore dans l'eau (considérée comme vecteur principal de la pollution) et estime de manière identique la hausse de la concentration moyenne de phosphore qui en découle. Trucost utilise ensuite des données de référence sur les coûts de traitement de potabilité de l'eau dans 100 grandes villes principalement situées aux USA pour convertir cette hausse de concentration de phosphore en augmentation des coûts de potabilisation de l'eau⁵².

⁴⁹ Michael, H. J., Boyle, et al. (2002) A Hedonic Analysis of the Effects of Lake Water Clarity on New Hampshire Lakefront Properties. *Agricultural and Resource Economics Review*.

Krysel C., Boyer E. M., Parson C., & Welle P. (2003) Lakeshore property values and water quality: Evidence from property sales in the Mississippi Headwaters Region

⁵⁰ Hansen, M. S., Andersen M. S. (2008) Dose-response Function Paper. EXIOPOL Deliverable

⁵¹ Kummu M., De Moel, H., Ward, P. J., Varis, O. (2011) How close do we live to water? A global analysis of population distance to freshwater bodies. *PloS one*, Vol. 6, no. 6

⁵² McDonald, R., Shemie, D. (2014) *Urban Water Blueprint: Mapping conservation solutions to the global water challenge*, Washington, D.C.: The Nature Conservancy



Figure 13. Cadre logique de l'impact de la pollution de l'eau sur les coûts de potabilisation. Source : BASIC, d'après TRUCOST

- Occupation des sols

Trucost monétarise l'impact de l'occupation des sols sur les écosystèmes. Pour ce faire, il calcule la baisse de terres disponibles pour chaque type d'écosystème (forêts tempérées, forêts équatoriales, zones côtières...) en se servant des bases de données sur les productions agricoles⁵³ et les écorégions⁵⁴, toutes deux géolocalisées par pays. Trucost calcule ensuite la concentration d'espèces disparues associée à la disparition des écosystèmes, et la convertit en baisse de productivité primaire par m² d'écosystème comme pour les polluants aériens organiques⁵⁵. Pour finir, Trucost calcule la perte de valeur liée à cette baisse de la même manière que pour la pollution de l'air⁵⁶.



Figure 14. Cadre logique de l'impact de l'occupation des sols sur les écosystèmes. Source : BASIC, d'après TRUCOST

- Raréfaction des ressources fossiles

Trucost monétarise l'impact de l'extraction des ressources fossiles en termes d'augmentation des coûts d'extraction du fait de leur raréfaction. Pour ce faire, Trucost se base sur un modèle de projection des coûts cumulés d'extraction du pétrole, du gaz et du charbon⁵⁷ qui permet d'estimer le coût marginal actualisé à long terme engendré par la consommation d'un mégajoule d'énergie à l'heure actuelle.



Figure 15. Cadre logique de l'impact de la consommation de ressources fossiles. Source : BASIC, d'après TRUCOST

⁵³ Portmann, F. T., Siebert, S., Döll, P. (2010) MIRCA2000 – Global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000. A new high-resolution data set for agricultural and hydrological modelling. *Global Biogeochemical Cycles*. 24

⁵⁴ Olson, D. M., et al. (2004) Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51:933-938

⁵⁵ Sur la base de Costanza, et al. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*.

⁵⁶ Costanza, R., De Groot, R., et al. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*

⁵⁷ Ponsioen, T., Vieira, M. & Goedkoop, M. (2014). Surplus Cost as a Life Cycle Impact Indicator for Fossil Resource Scarcity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(19), pp.872-881

3.3. Méthode Stepwise

3.3.1. Présentation générale

Stepwise est une méthode de monétarisation des externalités environnementales qui s'inscrit dans la continuité de plusieurs modèles antérieurs : Ecoindicator99, Impact2002, et EDIP2003. Cette méthode a été développée en 2006 par le cabinet d'étude danois 2.0 LCA Consultants⁵⁸ par l'intermédiaire de son fondateur Bo Weidema. Bien qu'issue d'un bureau d'étude privé, elle a la particularité de faire l'objet de nombreuses publications dans des revues scientifiques⁵⁹.

Stepwise est conçu pour fonctionner avec des ACV et est d'ailleurs utilisable directement dans Simapro, le logiciel phare de réalisation d'ACV.

Dans la méthode, les externalités étudiées sont traduites en euro via trois *end-points* possibles :

- Perte d'une année de vie humaine,
- Perte d'un hectare de biodiversité pendant un an,
- Perte ou gain de productivité économique.

Stepwise a une approche de préférence calculée (voir 3.1.4) pour déterminer la valeur d'une année de vie humaine. La méthode utilise une méthode en budget contraint qui consiste à estimer, étant données les contraintes économiques, ce qu'il est raisonnablement envisageable de payer pour préserver une année de vie humaine⁶⁰. Avec ce modèle, la valeur d'une année de vie humaine est estimée à 97 000 € (voir la description du calcul du QALY dans l'encadré correspondant). Le calcul de cette valeur est central dans la méthode Stepwise : en effet, 14 des 17 *end-points* de cette méthode sont calculés sur la base de la valeur d'une vie humaine, y compris la valeur d'un hectare de nature.

3.3.2. Présentation de l'approche pour chaque impact évalué

- **Changement climatique**

Stepwise utilise comme point de départ le total des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) agrégées en tonne de CO₂ équivalent. La méthode prend en compte le changement climatique de trois façons différentes : sur le bien être humain, sur les écosystèmes et sur la productivité économique.

L'impact du changement climatique sur le bien-être humain

Le modèle prend tout d'abord en compte la prolifération de 5 maladies mortelles⁶¹ et le déplacement de population qui sera provoqué par la montée du niveau de l'eau. Il s'appuie sur des calculs de

⁵⁸ Voir le site internet de 2.0 LCA Consultant : <https://lca-net.com/>

⁵⁹ Par exemple : Weidema, "Using the budget constraint to monetarise impact assessment results", 2008 ; Weidema, "Environmental improvement potentials of meat and dairy products", 2008; Weidema, "Environmental impacts of alcoholic beverages", 2016; Chen et al, "Bridging environmental and financial cost of dairy production : A case study of Irish agricultural policy", 2018.

⁶⁰ B. Weidema, "Using the budget constraint to monetarise impact assessment results", 2008, pp. 2 et 3

⁶¹ Les cinq maladies prises en compte dans le modèle sont : la malaria, la dengue, les problèmes cardiovasculaires, les problèmes respiratoires, et la schistosomiase

Ecoindicator99⁶² qui utilise des données issues des travaux de Tol⁶³ pour quantifier le nombre d'années de vie en moins (appelé par la suite QALY⁶⁴) engendré par l'émission d'une tonne de CO₂ équivalent.

La monétarisation du QALY est ensuite réalisée de la manière suivante⁶⁵ :

Weidema, auteur de la méthode Stepwise, considère que le QALY est conceptuellement équivalent à la production économique potentielle d'une personne.

Pour évaluer cette valeur, Weidema utilise le GEP⁶⁶ des États-Unis qui équivaut à 39 500 € en 2003. Weidema le ré-estime ensuite dans un environnement idéal où il n'y aurait pas de chômage (majoration de +2%), pas de maladies empêchant de travailler (+19%), pas d'entraves au commerce (+5%) et un système éducatif plus performant (+46%) : le GEP atteint alors une valeur de 74 000 €.

Cette valeur constitue donc l'estimation par l'auteur de la valeur d'une année de vie pour un individu.

Enfin, Weidema y ajoute 23 000 € qui correspondent à une estimation de la perte de productivité liée aux différents problèmes de santé et réalisée sur la base du PIB par habitant en Europe.

Finalement, il additionne les deux pour obtenir la valeur d'une année de vie humaine estimée à 97 000€ en 2003.

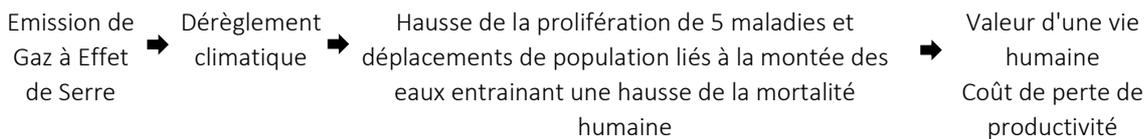


Figure 16. Cadre logique de l'impact sanitaire changement climatique dans la méthode Stepwise. Source : Basic

L'impact du changement climatique sur les écosystèmes

La seconde externalité mesurée dans Stepwise est l'impact de l'émission d'une tonne CO₂eq⁶⁷ sur les écosystèmes. L'étude s'appuie sur des travaux de 2004⁶⁸ qui relient une perte de 13% des espaces de biodiversités avec un réchauffement climatique de +2.5°C, soient 1 700 millions d'hectares, qui sont considérés perdus pour 100 ans.

En mettant en vis-à-vis le total des émissions conduisant au scénario à +2.5°C (3^E12 tonne CO₂eq), l'auteur fait donc un lien entre chaque tonne CO₂eq émise et les "hectares de biodiversités perdus pendant un an" (appelé par la suite BAHY, *Biodiversity Adjusted Hectare Year*) qui en découlent.

La monétarisation du BAHY se fait de la façon suivante⁶⁹ :

⁶² Goedkoop et al., "The Eco-indicator 99, a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, methodology report", 2001 p.32

⁶³ Tol, "New estimates of the damage costs of climate change", 1999

⁶⁴ *Quality Adjusted Life Year* : cet indicateur est très proche de l'indicateur DALY utilisé par Trucost et Eco-cost

⁶⁵ Détails et explication dans Weidema, « Using the budget... », *op.cit.*, p. 3

⁶⁶ Le Gross Economic Product est défini comme la somme du Gross Domestic Product et du Gross Household Product.

⁶⁷ Détails et explication dans Weidema "Environmental improvement potentials of meat...", *op.cit.*, p. 178

⁶⁸ Thomas et al, "Uncertainty in predictions of extinction risk/Effects of changes in climate and land use/Climate change and extinction risk", 2004

⁶⁹ Détails et explication dans Weidema, « Using the budget... », *op.cit.*, page 4

Weidema commence par souligner la difficulté qu'il y a à estimer ce que peut valoir un hectare de biodiversité.

Pour pallier cette difficulté, il pose le raisonnement suivant : il y a 13 milliards d'hectares de biodiversité sur Terre et 6.2 milliards d'êtres humains. En supposant que ces deux masses aient la même valeur, il obtiendrait $1 \text{ BAHY} = 1 \text{ QALY} / 2.1$.

L'auteur atténue ensuite ce résultat en attribuant à la biodiversité seulement 10% de la valeur des vies humaines sur Terre. Ainsi, $1 \text{ BAHY} = 1 \text{ QALY} / 21 = 3\,500 \text{ €}$.

Finalement l'auteur revoit à la baisse cette valeur (en vis-à-vis des travaux de références d'ExternE⁷⁰) et propose la valeur de $1\,400 \text{ €} / \text{BAHY}$.

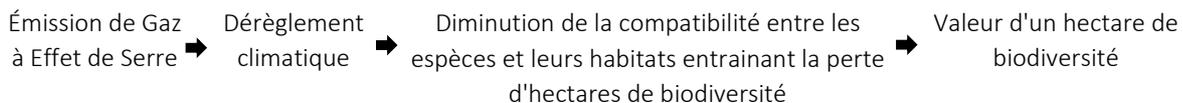


Figure 17. Cadre logique de l'impact sur les écosystèmes du changement climatique dans la méthode Stepwise. Source : Basic

L'impact du changement climatique sur la productivité

Enfin, la méthode Stepwise mesure l'impact sur la production économique du réchauffement climatique. Le modèle s'appuie sur les travaux de Tol⁷¹ qui estiment que le réchauffement climatique engendrera globalement une hausse des rendements agricoles générant une plus-value économique de 2 500 milliards d'euros sur les 200 prochaines années, profit qu'il ramène à chaque tonne CO₂eq. Notons que cette externalité est donc positive.

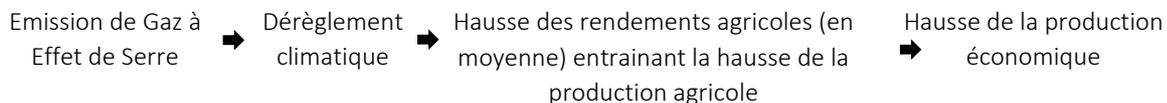


Figure 18. Cadre logique de l'impact sur l'économie du changement climatique dans la méthode Stepwise. Source : Basic

Finalement, la monétarisation de ces trois impacts des émissions de GES aboutit à la relation suivante suivant : une tonne de CO₂eq engendre 83€ d'externalités négatives.

- **Pollution de l'air**

La méthode Stepwise monétarise l'impact de 7 types de pollutions aériennes.

L'impact sanitaire de la pollution de l'air

D'un point de vue sanitaire d'abord, la méthode comptabilise les impacts de la pollution organique, de la pollution non-organique, des radiations ionisantes, et de la perte de couche d'ozone.

⁷⁰ Les travaux de ExternE de 2005, Bickel et Friedrich aboutissent à une valeur de 63 à 350 € par hectare en utilisant une méthode de préférence révélées.

⁷¹ Tol, " Estimates of the damage costs of climate change. Parts I & II. Environmental and Resource Economics", 2002

Pour chaque type de polluants aérien, la méthode s'appuie sur des tables de conversion déjà utilisées dans Ecoindicator99⁷² qui permettent d'estimer statistiquement les pertes d'années de vies humaines engendrées par l'émission d'une quantité donnée de polluants. Les pertes de vies humaines engendrées sont ensuite monétarisées de la même façon que pour le changement climatique (via la notion de QALY).

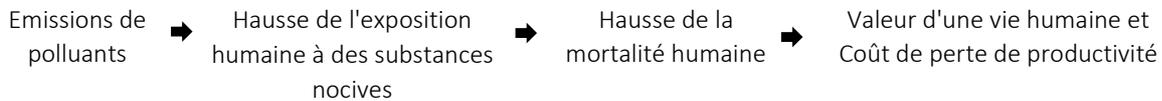


Figure 19. Cadre logique de l'impact sanitaires de la pollution de l'air (sauf ozone) dans la méthode Stepwise. Source : Basic

L'impact de la pollution de l'air sur les écosystèmes

Pour l'acidification, le modèle croise les travaux d'établissement d'un *mid-point* exprimé en m² UES issu des travaux de EDIP2003⁷³ et de calcul du *end-point* exprimé en BAHY de Ecoindicator99, via l'*Impact Pathway* du SOx⁷⁴. Le *end-point* (exprimé en BAHY) est ensuite monétarisé de la même façon que décrit dans la partie sur le changement climatique.

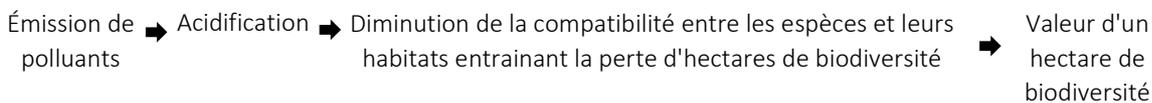


Figure 20. Cadre logique de l'impact sur les écosystèmes de l'acidification dans la méthode Stepwise. Source : Basic

L'impact de la hausse de concentration d'ozone sur la productivité et les écosystèmes

Enfin, Stepwise monétarise l'impact de la hausse de concentration d'ozone dans la troposphère.

Celle-ci a d'un côté un impact sur les rendements agricoles que le modèle Stepwise estime via une extrapolation de la situation danoise (ie. une baisse de 10% des rendements)⁷⁵, monétarisée avec les prix de marchés actuels.

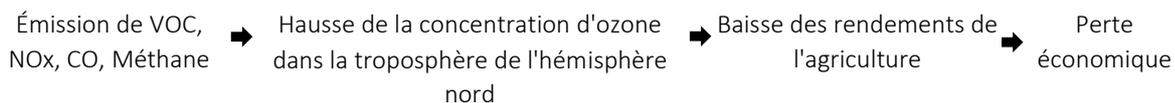
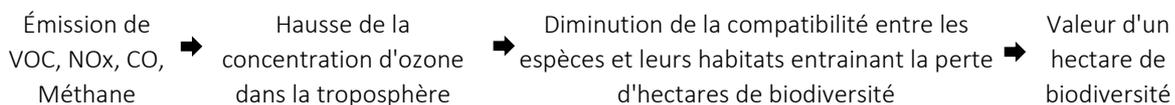


Figure 21. Cadre logique de l'impact sur les écosystèmes de la pollution due à l'ozone dans la méthode Stepwise. Source : Basic

De l'autre, elle a également un impact sur la disparition des écosystèmes. Le modèle extrapole la situation européenne où on estime que la hausse de la concentration a engendré une perte de 1% des BAHY du territoire.



⁷² Goedkoop et al, "The Eco-indicator 99, a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, methodology report", 2001 respectivement pp.29,28,39,40.

⁷³ Hauschild et al, "Spatial differentiation in life cycle impact assessment The EDIP2003 methodology", 2005, p.44 .

⁷⁴ Détails et explication dans Weidema "Environmental improvement potentials of meat...", *op.cit.*, p. 177

⁷⁵ Détails et explication dans Weidema "Environmental improvement potentials of meat...", *op.cit.*, p. 182

Figure 22. Cadre logique de l'impact sur l'économie de la pollution due à l'ozone dans la méthode Stepwise. Source : Basic

- **Pollution de l'eau**

Stepwise monétarise deux types de pollution de l'eau : l'impact des émissions de métaux lourds et l'impact des émissions de nitrate et de phosphore sur les écosystèmes.

L'impact des émissions de métaux dans l'eau sur les écosystèmes

L'écotoxicité aquatique, autrement dit la toxicité de l'eau résultant notamment de la contamination aux métaux lourds, est mesurée en kilo Triethylene Glycol (dans l'eau) équivalent ⁷⁶. L'impact est finalement mesuré en BAHY et monétarisé.

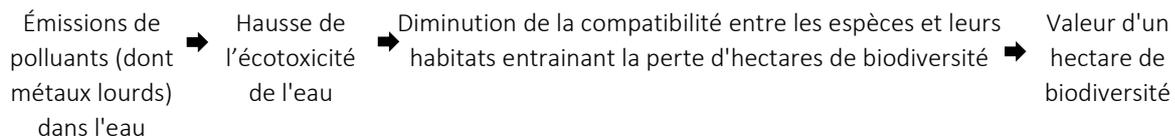


Figure 23. Cadre logique de l'impact sur les écosystèmes de l'émission de polluants aquatiques dans la méthode Stepwise. Source : Basic

L'impact des émissions de nitrate et de phosphore dans l'eau sur les écosystèmes

L'eutrophication aquatique est notamment causée par les émissions de nitrates et les phosphores. L'auteur note l'inexistence de modèle robuste existant⁷⁷ mais propose quand même une valeur liant l'émission de polluants aux BAHY basée sur une analyse des statistiques danoises⁷⁸.

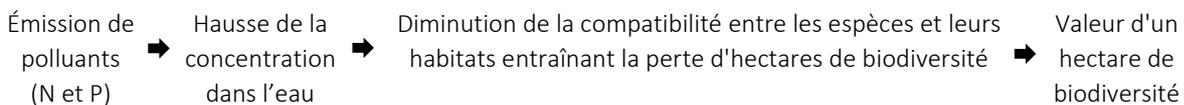


Figure 24. Cadre logique de l'impact sur les écosystèmes de l'eutrophication aquatique dans la méthode Stepwise. Source : Basic

- **Pollution des sols**

La pollution des sols est traitée de trois façons différentes dans Stepwise :

L'impact de la pollution des sols sur la santé humaine

La première concerne les impacts sur la santé humaine. L'auteur s'appuie sur les travaux de la méthode Impact 2002⁷⁹, qui établit des facteurs de correspondance entre l'émissions de polluants et des années de vie humaine perdues (QALY). La monétarisation du QALY se fait alors grâce à la méthodologie telle que décrite dans pour le changement climatique.

⁷⁶ Modèle issu de la méthode Impact 2002 (Humbert et al, 2003, p.10 , qui cite Pennington et al., 2005 et 2006)

⁷⁷ Détails et explication dans Weidema "Environmental improvement potentials of meat...", *op.cit*, p. 177

⁷⁸ Détails et explication dans Weidema "Environmental improvement potentials of meat...", *op.cit*, Annexe III

⁷⁹ Humbert et al, "IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology", 2012

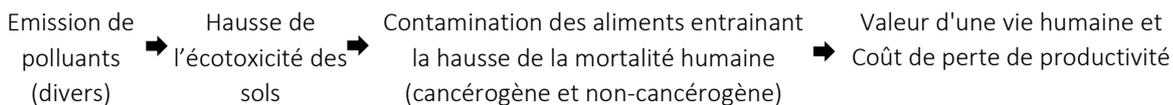


Figure 25. Cadre logique de l'impact sanitaire de l'émission de polluants dans les sols dans la méthode Stepwise. Source : Basic

L'impact de la pollution des sols sur les écosystèmes

Les deux autres *Impact Pathway* concernent la perte de biodiversité.

L'écotoxicité est évaluée avec le même corpus de sources que l'impact sanitaire développé ci-dessus. Weidema utilise les facteurs de caractérisation de chaque polluant d'Impact 2002⁸⁰ pour déterminer l'impact en BAHY, monétarisé comme décrit dans la partie du changement climatique.

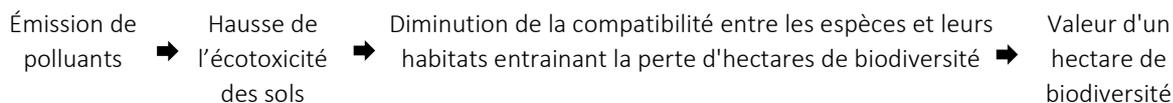


Figure 26. Cadre logique de l'impact sur les écosystèmes de l'émission de polluants dans la méthode Stepwise. Source : Basic

L'eutrophisation terrestre est traitée de la même façon que l'acidification⁸¹.

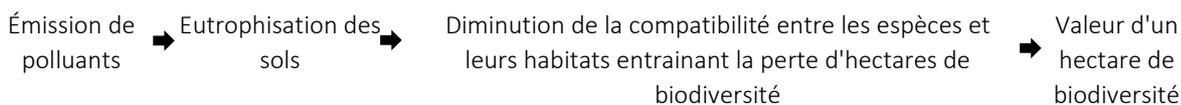


Figure 27. Cadre logique de l'impact sur les écosystèmes de l'eutrophication dans la méthode Stepwise. Source : Basic

- Occupation des sols

La méthode Stepwise calcule le coût des externalités de l'occupation des sols à partir du *mid-point* "m² de terres arables équivalent". Une table de conversion issue de la méthode Ecoindicator99 permet de convertir chaque surface utilisée, selon son utilisation, en un certain nombre de "m² de terres arables équivalent"⁸².

La méthode utilise la notion de pression à la déforestation : chaque année sont déforestés 15 millions d'hectares dans le monde, et la perte de ces hectares est effective durant 100 ans. Cette dynamique de déforestation est attribuée à une saturation des terres arables utilisées (1 700 millions d'hectares, en 2006). Stepwise considère alors que chaque hectare de terre arable utilisé est responsable de 0.88 hectare de forêt perdu pendant un an, donc 0.88 BAHY.

Notons que dans la conversion des terres utilisées en "m² de terres arables équivalent", la table de conversion attribue un moindre impact à l'agriculture biologique qu'à l'agriculture conventionnelle, du fait de la moindre pression sur les écosystèmes liée à ce mode de production.

⁸⁰ Humbert et al, "IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology", 2012

⁸¹ Cf le paragraphe concernant la pollution de l'air. Les mêmes sources sont utilisées : Hauschild et al, " Spatial differentiation in life cycle...", *op. cit* 2005 p.54, Weidema "Environmental improvement potentials of meat...", *op.cit.*, p.177

⁸² Détails et explication dans Weidema "Environmental improvement potentials of meat...", *op.cit.*, p. 175

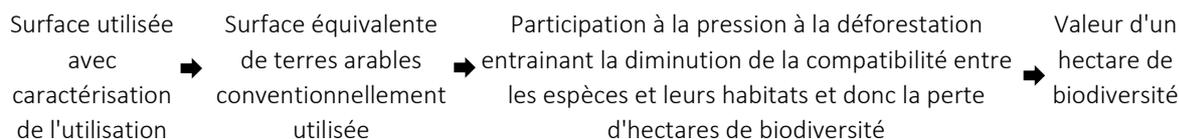


Figure 28. Cadre logique de l'impact sur les écosystèmes de l'occupation des sols dans la méthode Stepwise. Source : Basic

- **Raréfaction des ressources minérales**

Pour 12 matériaux, la méthode Stepwise prend en compte le surplus d'énergie qui sera nécessaire à l'avenir pour extraire un minerai⁸³. La monétarisation de cette externalité s'appuie sur le modèle Ecoindicator99⁸⁴.

Dans ce modèle, chaque kilo de matière extrait engendre un surplus d'énergie à fournir pour extraire tous les kilos suivants. Le modèle s'appuie sur les travaux de Chapman⁸⁵ et de Vries⁸⁶ pour estimer le surplus moyen d'énergie par kilo de minerai, et considère que l'économie mondiale aura encore besoin d'extraire cinq fois ce qu'elle a extrait depuis 1900 dans les années futures.

Il utilise ensuite le prix de l'énergie (en 2003), avec l'hypothèse forte que le prix de l'énergie est stable dans le temps du fait de la hausse de la compétitivité des énergies renouvelables qui compenseront la raréfaction de l'énergie fossile.

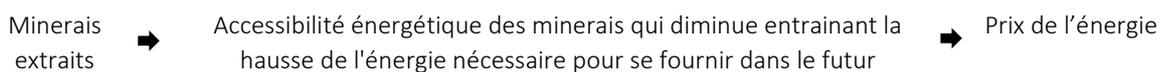


Figure 29. Cadre logique de l'impact économique de la consommation de minerais dans la méthode Stepwise. Source : Basic

3.4. Méthode Eco-Cost

3.4.1. Présentation générale

La méthode Eco-cost a été développée par le chercheur danois Joost Vögtlander. La méthode a fait l'objet de sa thèse⁸⁷ en 1999 puis de mise à jour tous les 5 ans (la dernière datant de 2017). Cette méthode est conçue pour fonctionner avec des résultats d'ACV, et a été déjà déployée dans une application grand public néerlandaise d'éco-conception⁸⁸.

Alors que les méthodes Trucost et Stepwise étudient les coûts des dommages de la pollution (considérant qu'elle a lieu), Eco-cost a la particularité de mesurer les coûts qui devraient être supportés par la collectivité pour réduire les émissions de polluants et en conséquence les impacts à un seuil jugé acceptable. C'est l'approche dite des coûts d'abattement.

Pour réaliser ce modèle, il est nécessaire, pour chaque type de pollution, de :

- Etablir un seuil de pollution jugé "acceptable"⁸⁹,
- Etablir les émissions annuelles maximales permettant de ne pas dépasser ce seuil,

⁸³ Détails et explication dans Weidema "Environmental improvement potentials of meat...", *op.cit.*, p. 182

⁸⁴ Goedkoop et al, "The Eco-indicator 99, a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, methodology report", 2001, p. 64

⁸⁵ Chapman et al, "Metal resources and energy. Butterworths monographs in materials", 1983

⁸⁶ De Vries, "Sustainable resource use, optimal depletion with ageostatistical framework, IVEM report 35", 1988

⁸⁷ Joost Vögtlander, "The 'Virtual Pollution Prevention Costs '99': A Single LCA-Based Indicator for Emissions", 1999

⁸⁸ Idemat, voir le site internet : <http://idematapp.com/>

⁸⁹ La méthode utilise dans la majeure partie des cas des objectifs annoncés politiquement

- Mesurer le niveau d'émissions actuel,
- Etablir une liste des mesures techniques pouvant permettre de réduire les émissions, avec le coût de chaque mesure et la réduction attendue,
- Identifier les mesures qu'il faudrait mettre en place, par ordre croissant de coût, pour faire passer le niveau d'émission annuel en-dessous du seuil identifié comme étant "acceptable".

La dernière mesure de cette liste est alors la mesure la plus coûteuse qu'il faudrait mettre en place pour réduire la pollution en-dessous du seuil jugé maximal. Le coût de cette mesure (par unité d'émission) correspond au coût d'abattement de la pollution étudiée.

3.4.2. Présentation de l'approche pour chaque impact évalué

- **Changement climatique**

La mesure du coût d'abattement des émissions de gaz à effets de serre illustre très bien le concept de "coût d'abattement". Le modèle considère l'objectif de réduction de 50% des émissions en 2020 par rapport à 2000. Il s'appuie ensuite sur une liste de solutions techniquement faisables éditée par ECN⁹⁰ (par exemple : augmentation des taxes sur le pétrole, remplacement des fluides frigorigènes des frigidaires, réduction du trafic automobile...)⁹¹. La mesure la plus chère qui devra être mise en place pour satisfaire les objectifs de réduction coûte alors 114€ par tonne CO₂eq économisée. C'est cette valeur qui est considérée comme le coût marginal de prévention des émissions de GES et qui est appliqué aux émissions de GES mesurées en tonne CO₂eq⁹².

Émission de Gaz à Effet de Serre ➡ Dérèglement climatique ➡ Coût marginal de prévention

Figure 30. Cadre logique de l'impact du changement climatique dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

À noter que la méthode est en cours d'évolution (publication scientifique en cours), pour prendre un coût marginal de prévention plus fidèle aux technologies effectivement déployées.⁹³

- **Pollution de l'air**

Pour trois types de pollution de l'air que sont l'acidification, la pollution aux particules fines, et la pollution photochimique, le principe est le même que pour le changement climatique. Seule la source des listes de mesures techniquement possibles est différente⁹⁴.

⁹⁰ Energy research Center of Netherlands

⁹¹ Vogtlander, "The 'Virtual Pollution Prevention Costs '99': A Single LCA-Based Indicator for Emissions", 1999, p. 122, Annexe 1-4

⁹² Les émissions exprimées en tCO₂eq sont calculées avec la méthode recommandée de l'ICLD. Cet institut travaille à la normalisation des calculs de *midpoints* et peut être considérée comme une référence.

⁹³ Nous avons basé notre analyse de la méthode Eco-cost sur les documents de références de la méthode, qui datent de 1999 à 2002. L'auteur de la méthode Joost Vogtlander nous a dit en entretien que la méthode de calcul de quelques impacts avait évolué, mais nous n'avons pas pu intégrer une analyse de ces évolutions à l'étude.

⁹⁴ Pour ces trois impacts, la source de la méthode en 1999 est : Dellink et al., "Kosteneffectiviteit van milieuthema's", 1997. Les sources pour les mises à jour n'ont pas été identifiées.

Les coûts marginaux de prévention résultant des calculs sont appliqués aux *mid-points* exprimés respectivement en kilo de SO₂, kilo de C₂H₄, kilo de PM_{2.5}eq⁹⁵.

Émission de polluants ➔ Conversion en SO₂eq ➔ Coût marginal de prévention

Figure 31. Cadre logique de l'impact de l'acidification dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

Émission de polluants ➔ Conversion en C₂H₄eq ➔ Coût marginal de prévention

Figure 32. Cadre logique de l'impact de la pollution aux particules fines dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

Émission de polluants ➔ Conversion en PM_{2,5}eq ➔ Coût marginal de prévention

Figure 33. Cadre logique de l'impact de la pollution photochimique dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

Ensuite, la méthode utilise la base de données Usetox pour mesurer l'écotoxicité, c'est-à-dire l'impact sur la biodiversité de l'émission de 3 000 polluants aériens toxiques différents. L'impact de chacun est évalué en PAF.m³.jour, une unité qui traduit le potentiel d'affectation des espèces, puis monétarisé à l'aide d'un facteur de conversion⁹⁶.

Émission de polluants ➔ Expression en PAF.m³.jour ➔ Coût de purification de l'eau dans le cas de la pollution au cuivre

Figure 34. Cadre logique de la monétarisation de l'écotoxicité dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

Enfin, Vögtlander monétarise dans Eco-cost la toxicité humaine engendrée par 600 polluants aériens via Usetox, qui établit une correspondance entre les émissions de polluants et les décès engendrés. Ces derniers sont monétarisés via une valeur tutélaire néerlandaise⁹⁷ de la vie humaine de 80 000 €.

Emission de polluants ➔ Hausse de la mortalité humaine ➔ Valeur d'une année de vie

Figure 35. Cadre logique de la monétarisation de la toxicité humaine dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

- **Pollution de l'eau**

L'eutrophisation de l'eau est monétarisée dans Eco-cost avec la même logique que le réchauffement climatique, c'est-à-dire via le coût marginal de non-prévention. La source utilisée pour identifier les mesures techniquement possibles est la même que pour la pollution de l'air. L'unité du *mid-point* est le kilo de PO₄ équivalent.

Émission de polluants ➔ Conversion en PO₄ équivalent ➔ Coût marginal de prévention

⁹⁵ Il s'agit là encore des *midpoints* de référence de l'ICLD

⁹⁶ Le facteur est de 5.5-13 €/(PAF.m³.jour) correspond au coût de purification de l'eau dans le cas de la pollution au cuivre. Cette information nous a été donnée en entretien avec J. Vogtlander, le créateur Eco-cost.

⁹⁷ La provenance de la valeur utilisée du DALY (valeur tutélaire néerlandaise) a été obtenue en entretien avec Joost Vogtlander

Figure 36. Cadre logique de l'impact de l'eutrophisation dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

L'écotoxicité et la toxicité humaine des émissions de polluants toxiques dans l'eau sont monétarisées exactement de la même façon que pour l'écotoxicité et la toxicité humaine des émissions de polluants toxiques dans l'air, également avec la base de données Usetox.

- **Consommation d'eau**

La consommation d'eau de chaque mètre cube est monétarisé dans Eco-cost. La méthode utilise le *Water Stress Indicator*⁹⁸, un indicateur qui quantifie la tension sur l'approvisionnement en eau dans le monde selon deux critères : le pays et le type de source d'eau.

Cet indicateur fait un lien entre la consommation d'eau et les besoins de désalinisation qui en découlent, et permet donc d'estimer la quantité d'eau qui devra être désalée suite au prélèvement marginal d'un mètre cube d'eau. La méthode permet de monétariser la consommation d'eau via le coût de cette désalinisation (1€/mètre cube).

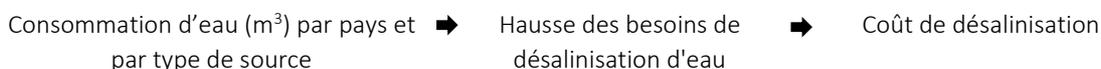


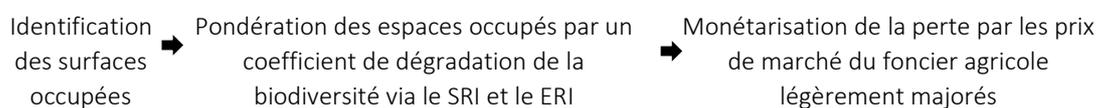
Figure 37. Cadre logique de l'impact de la consommation d'eau dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

- **Pollution du sol**

L'écotoxicité et la toxicité humaine des émissions de polluants toxiques dans le sol sont monétarisées exactement de la même façon que pour l'écotoxicité et la toxicité humaine des émissions de polluants toxiques dans l'air, également avec la base de données Usetox.

- **Occupation des sols**

L'occupation des sols est monétarisée dans Eco-cost à l'aide des indicateurs SRI⁹⁹ et ERI¹⁰⁰, fournit par une base de données nationale aux Pays-Bas¹⁰¹. Pour chaque hectare utilisé, la méthode quantifie la différence entre un SRI de référence et le SRI actuel de l'hectare. La perte de sol pour la biodiversité engendrée par l'utilisation d'une surface est la pondération de la surface par le ratio issue de la différence de SRI. Ainsi, si un système utilise 5 hectares avec un ratio SRI de 0.5, Eco-cost monétarise l'occupation de 2.5 hectares. Cette surface ainsi obtenue est monétarisée à l'aide des prix de marché du foncier agricole légèrement majorés.



⁹⁸ A.-M. Boulay et al, " Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health", 2011

⁹⁹ Species Richness Indicator, qui quantifie le nombre le nombre d'espèce de plante vasculaire par km²

¹⁰⁰ Ecosystem Rarity Indicator, qui quantifie la rareté botanique d'un km².

¹⁰¹ Cette base de données est Florabase aux Pays-Bas. L'auteur estime que la donnée du SRI est disponible dans la plupart des pays d'Europe de l'Ouest.

Figure 38. Cadre logique de l'impact de l'occupation des sols dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

- **Extraction de minerais**

La méthode Eco-cost considère que l'extraction de chaque kilo de minerai accentue la tension sur son approvisionnement et donc participe à l'instabilité de son cours en bourse. Elle utilise donc la notion financière du VAR(95) (*Value At Risk at 95%*) à 10 ans. Cette notion correspond au montant des pertes qui ont 95% de chance de survenir dans les 10 prochaines années. Elle est calculée par rapport au cours mondial des dix dernières années. Pour chaque métal, la monétarisation de son usage consiste donc à multiplier la quantité utilisée par le VAR(95) à 10 ans du minerai¹⁰².

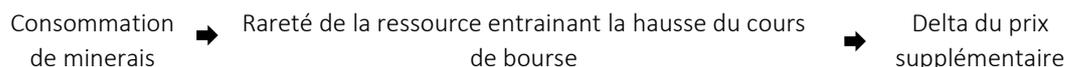


Figure 39. Cadre logique de l'extraction de minerais dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

- **Consommation d'énergie**

La méthode Eco-cost monétarise la consommation d'électricité, de chaleur, et d'essence¹⁰³.

Pour l'électricité et la chaleur, la méthode considère le surcoût qu'engendrerait le fait d'utiliser des énergies renouvelables (éolien, solaire, pompe à chaleur, biomasse). Ces coûts représentent 26€/GJ d'électricité et 12€/GJ de chaleur.

Pour l'essence, la méthode considère le coût de la raréfaction du pétrole (0,70€/kg) et les coûts de d'abattements des émissions engendrées par son usage (0,56€ par kilo).

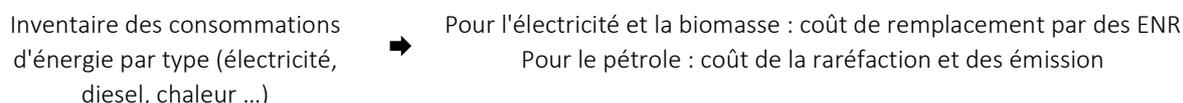


Figure 40. Cadre logique de l'impact de la consommation d'énergie dans la méthode Eco-cost. Source : Basic

¹⁰² Le modèle Ecocost utilise les valeurs de VAR(95) calculées par l'European union of the Critical Raw Materials (CRM) and the Supply Risk Index of the British Geological Survey

¹⁰³ Le détail de la monétarisation de cet impact est consultable sur <http://www.ecocostvalue.com/EVR/model/theory/subject/2-eco-costs.html>

3.5. Analyse récapitulative des trois méthodes

Sur la base des analyses détaillées de chacune des méthodes présentées dans les sections précédentes, le tableau suivant récapitule les principaux facteurs de monétarisation utilisés pour chaque *mid-point* qui est converti en *end-point* puis en euros :

	MID-POINTS	STEPWISE	ECO-COST	TRUCOST
AIR - CLIMAT	Changement climatique	Valeur vie humaine, valeur écosystème & hausse rendement	Coût abattement CO ₂	Valeur Tutélaire US
	Polluants organiques (toxicité humaine, écotoxicité)	Valeur vie humaine	Coût abattement Cu Coût vie humaine	Valeur Tutélaire d'une année de vie UE Valeur Moyenne Contingente écosystèmes
	Polluants non organiques (toxicité humaine, écotoxicité)	Valeur vie humaine	Coût abattement SO ₂ Coût abattement PM2.5	
	Acidification	Valeur écosystème		
	Rayonnement ionisant	Valeur vie humaine	Non	Non
	Ozone photochimique	Valeur vie humaine, valeur écosystème & baisse rendement	Coût abattement C ₂ H ₄	Non
EAU	Consommation d'eau	Non	Coût désalinisation	Idem air
	Toxicité humaine Ecotoxicité	Valeur écosystème	Coût vie humaine	Non
	Eutrophisation		Coût abattement PO ₄	Valeur m ² / Coûts potabilité
SOLS	Occupation des sols	Valeur écosystème		Valeur Moyenne Contingente écosystèmes
	Toxicité humaine Ecotoxicité	Valeur vie humaine & valeur écosystème	Coût vie humaine	Non
RESSOURCES	Consommation d'énergie	Non	Coût marginal extraction	Coût marginal extraction
	Consommation de minerais	Coût marginal extraction	Coût marginal extraction	Non

Tableau 7. Principaux facteurs de monétarisation utilisés par chacune des 3 méthodes analysées. Source : Basic

Sur la base de ce récapitulatif, nous avons réalisé une première analyse intrinsèque de chacune des méthodes de monétarisations dont les résultats sont synthétisés dans le tableau suivant :

	STEPWISE	ECO-COST	TRUCOST
POSITIONNEMENT DE BASE	Facteur central = valeur d'une année de vie en bonne santé, y compris pour écosystèmes	Calcul des coûts d'abattement déconnectés des dommages et de la valeur	Démarche pragmatique et chiffrage variable d'un impact à l'autre et d'une étude à l'autre
HYPOTHÈSES	Des hypothèses fortes en série et discutables (ex : valeur des écosystèmes)	Des hypothèses objectivées mais variables en fonction des impacts	Des hypothèses fortes en série et discutables (ex : calcul pour la consommation d'eau)
INCERTITUDES	Incertitudes sur l'estimation de la vie d'une année de bonne santé, mais limitées par l'approche par les budgets	Incertitudes fortes pour le chiffrage des solutions techniques permettant d'éviter les impacts	Incertitudes fortes sur les facteurs de monétarisation (évaluations contingentes des écosystèmes, valeur de la vie humaine)
SOURCES	Des sources parfois anciennes (15 ans et +)	Sources apparemment mises à jour régulièrement	Des sources parfois anciennes (jusqu'à 15 ans)

Tableau 8. Tableau de synthèse de l'analyse intrinsèque de chacune des 3 méthodes analysées. Source : Basic

3.5.1. Intérêts et limites de la méthode Stepwise

La méthode Stepwise se caractérise par le fait d'utiliser comme facteur central (mais non exclusif¹⁰⁴) de sa démarche la valeur d'une année de vie humaine en bonne santé, évaluée sur la base du budget maximum que les individus peuvent allouer pour satisfaire leurs besoins. La valeur des écosystèmes en est dérivée sur la base d'une corrélation entre la population humaine et les hectares d'écosystèmes au niveau mondial (et d'hypothèses simplificatrices associées).

En raison de cette approche, les auteurs de Stepwise sont amenés à faire des hypothèses fortes, souvent en série, qui génèrent d'importants questionnements sur le fond, comme par exemple le fait que la valeur des écosystèmes puisse être déduite de celle de la vie humaine, ou que cette valeur soit applicable quel que soit le type d'écosystème considéré (zone côtière, forêt tempérée, forêt équatoriale, toundra...).

Par contre, les incertitudes des chiffres calculés sont relativement réduites (comparativement aux 2 autres méthodes) car cantonnées pour l'essentiel à l'estimation de la valeur d'une année de vie en bonne santé par l'approche des budgets disponibles.

Dernier point important : certaines sources académiques servant à paramétrer leur modèle sont parfois anciennes (de plus de 15 ans), ce qui pose la question de leur obsolescence potentielle et de leur mise à jour.

¹⁰⁴ En plus de ce facteur, la méthode Stepwise chiffre les changements de productivité sur la base de l'évolution des rendements agricoles et le coût marginal de la consommation de minerais sur la base du coût de l'énergie nécessaire pour leur extraction.

3.5.2. Intérêts et limites de la méthode Eco-cost

Concernant Eco-cost, cette méthode s'illustre principalement par son approche de calcul des coûts d'abattement, c'est-à-dire des coûts nécessaires pour limiter en tout ou partie les dommages (approche qui contraste avec celles de Stepwise et de Trucost). Certains chercheurs reprochent à cette démarche de manquer de cohérence avec celles des ACV et des EICV dont l'objectif est d'évaluer les dommages¹⁰⁵.

Elle présente l'avantage de réaliser des estimations monétaires plus concrètes et plus directement reliées aux dommages à éviter. Les hypothèses associées sont assez fortes mais discutées de manière transparente par le biais de publications systématiques dans des revues avec comité de relecture, ce qui ne lève pas l'ensemble des questionnements qu'elles génèrent.

Par contre, les facteurs de monétarisation utilisés font l'objet de fortes incertitudes car ils sont basés sur des solutions techniques particulières qui ne présagent pas forcément de ce que coûterait la réduction prospective des impacts à grande échelle¹⁰⁶.

La méthode Eco-cost fait l'objet d'une révision d'ensemble et d'une mise à jour tous les 5 ans depuis 2007.

Elle a également l'avantage d'être open-source et permet à des personnes intéressées de télécharger les tableaux de calcul et de rentrer leurs propres données d'ACV (même si la compréhension fine des méthodes de calcul et sources utilisées nécessite une forte expertise et un investissement significatif en temps).

3.5.3. Intérêts et limites de la méthode Trucost

Troisième méthode étudiée, celle développée par Trucost se caractérise avant tout par sa philosophie pragmatique qui débouche sur des facteurs de monétarisation et des modèles de calcul spécifiques pour quasiment chaque *mid-point*.

En découle une moindre cohérence d'ensemble que pour les 2 autres méthodes et une difficulté à comparer les résultats obtenus entre les différents impacts, d'autant que Trucost change parfois la valeur des facteurs de monétarisation utilisés d'une étude à l'autre (en particulier le coût social du carbone utilisé¹⁰⁷).

De plus, les différents facteurs de monétarisation mis au point par Trucost reposent sur des hypothèses simplificatrices ou des corrélations qui génèrent d'importants questionnements de fond : à titre d'illustration, le coût de l'externalité liée à la consommation d'eau qui postule que toute quantité d'eau prélevée sur une rivière ou un fleuve est associée à une moindre disponibilité d'eau en aval qui elle-même engendre une hausse de la malnutrition pour des familles d'agriculteurs.

Enfin, les valeurs obtenues pour certains facteurs sont parfois marquées par de fortes incertitudes comme les valeurs moyennes des écosystèmes tirées des travaux de R. Costanza et R. De Groot¹⁰⁸.

¹⁰⁵ Deloitte, et 2.-0 LCA consultants. « Monétarisation des impacts environnementaux au sein des ACV, ScoreLCA, 2017.

¹⁰⁶ Notamment du fait que les méthodes d'évaluation des facteurs de monétarisation ne prennent pas en compte le progrès technologique, la diversité des solutions, les effets de seuil ou d'échelle...

¹⁰⁷ A titre d'exemple Trucost a utilisé pour a même année de référence 2010 la valeur de 93 dollars par tonne CO₂eq dans son étude pour la FAO (publiée en 2015) et 66 dollars par tonne CO₂eq dans son étude pour Puma (publiée en 2011)

¹⁰⁸ Sachant que ces auteurs précisent dans leurs publications que le calcul de valeurs moyennes a peu de sens car les méthodes d'évaluation qui servent de base à leurs travaux varient très fortement d'un écosystème à l'autre et d'une région à l'autre (évaluations contingentes, prix hédonistes, prix de marché, etc.)

Exemple de mise en œuvre des méthodes pour comparer des produits bio et non bio

Afin d'analyser ce que donnerait l'utilisation de ces méthodes pour comparer des produits agricoles ou alimentaires dans le cadre des marchés publics, nous avons recherché des cas où elles ont été appliquées pour comparer des productions biologiques et conventionnelles. Nous n'avons pas identifié de cas de mise en œuvre de la méthode Stepwise à l'agriculture biologique. Pour les 2 autres méthodes, à savoir Trucost et Eco-cost, nous avons identifié des cas de mise en œuvre similaire : la production de blé bio et conventionnel, en Allemagne pour Trucost et au Danemark pour Eco-cost (cf. résultats ci-dessous)¹⁰⁹.

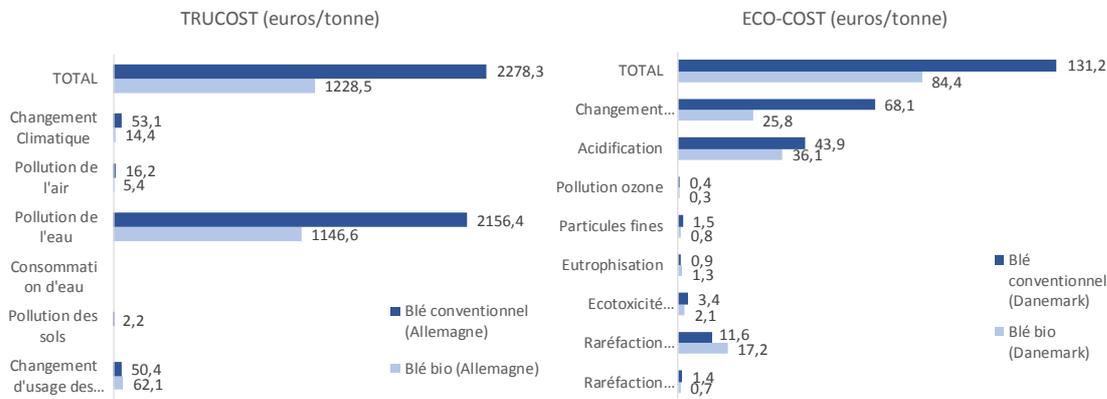


Figure 41. Comparaison du coût des externalités du blé conventionnel vs bio calculé par Trucost et Eco-cost. Source : Basic

Les valeurs obtenues par les 2 méthodes sont très différentes en valeur absolue : par ex. 2278,5 €/tonne pour les externalités du blé conventionnel pour Trucost contre 131,2 €/tonne pour Eco-cost. Par contre, les 2 méthodes donnent des ordres de grandeur similaires de pourcentage de réduction du coût des externalités liée à l'agriculture biologique : -46% par tonne produite pour Trucost et -36% pour Eco-cost.

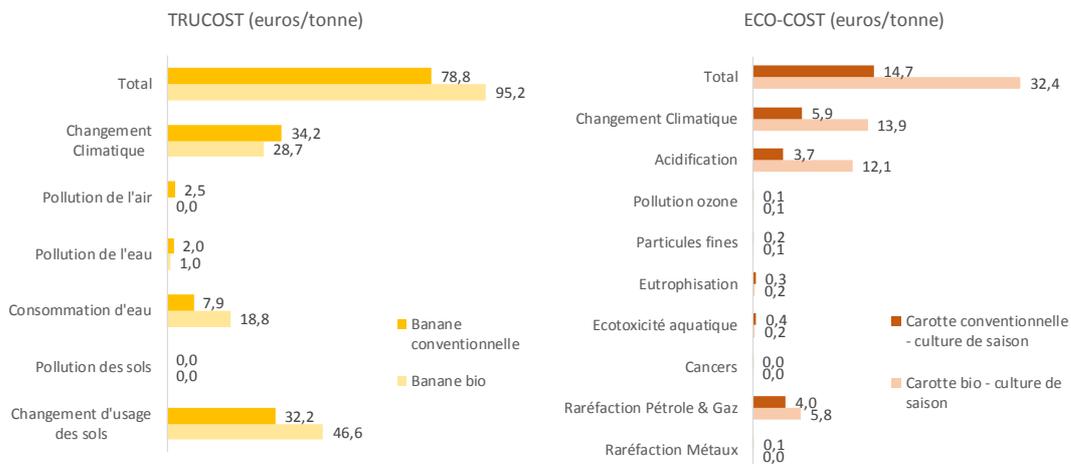


Figure 42. Comparaison du coût des externalités du blé conventionnel vs bio calculé par Trucost et Eco-cost. Source : Basic

Ces résultats pour le blé bio ne sont pas généralisables à tous les produits agricoles : les méthodes Trucost comme Eco-cost démontre que l'agriculture biologique peut générer une augmentation de coût des externalités sur d'autres produits : c'est par exemple le cas de la banane bio produite au Pérou qui a été évaluée par Trucost en 2017 et de la carotte bio produite au Danemark évaluée par Eco-cost la même année.

¹⁰⁹ Nous avons ici comparé les coûts des externalités calculés en sortie de ferme car les estimations faites par Trucost et Eco-cost sur le reste de la chaîne ne se basent pas sur des périmètres comparables et la valeur des externalités obtenues est faible en comparaison de celle du maillon agricole.

4. Analyse transverse des méthodes TRUCOST, STEPWISE et ECO-COST

En complément de l'analyse intrinsèque de chaque méthode détaillée précédemment, nous avons investigué les questionnements et limites transverses qui les traversent toutes les trois, et se cumulent avec les éléments d'analyse présentés dans la partie 3.5.

4.1. Débats et incertitudes sur l'ACV appliquées aux produits agricoles et alimentaires

Les démarches d'ACV et d'EICV sur lesquelles se basent les 3 méthodes analysées offrent de multiples avantages pour l'évaluation des externalités puisqu'elles sont des méthodes normalisées qui prennent en compte les différentes étapes du cycle de vie d'un produit et les différents effets possibles sur l'environnement ainsi que leurs interactions potentielles.

Dans les bases de données, les références ACV cherchent à fournir des données moyennes à l'échelle d'une production et d'un pays. Cette donnée masque la variabilité des émissions qui dépend des conditions pédoclimatiques annuelles et des pratiques agricoles. Pour calculer des données plus précises, il faut pouvoir analyser chaque ferme, avec des modèles agro-environnementaux plus ou moins complexes, ce qui est consommateur en temps et requiert une expertise spécifique.

Ces différentes limites et incertitudes viennent se cumuler avec les questionnements plus profonds qui sont liées aux approches spécifiques d'estimation des *end-points* et de conversion en euros développées par chacune des méthodes analysées.

4.1.1. Sur la démarche de l'ACV

Tout d'abord, les données d'entrée qui servent à faire les estimations de flux peuvent être de nature assez hétérogène, allant de bases de données statistiques (Agreste...) assez détaillées (comme par exemple pour les consommations d'intrants) jusqu'à des dires d'expert pour les facteurs les plus difficiles à documenter (par exemple la taille des machines utilisées en production agricole). En découlent des incertitudes sur les estimations de certains flux à certaines étapes de l'itinéraire technique, qui sont transparentes et explicites. Pour les diminuer, la démarche ACV est construite comme itérative et s'inscrit dans une logique d'amélioration continue, son objectif prioritaire étant de fournir des données fiables sur les paramètres structurants (engrais, pesticides...).

Certaines modélisations utilisées pour estimer les flux peuvent aussi présenter des incertitudes. C'est le cas par exemple des émissions de nitrates en fonction des intrants utilisés qui peuvent être assez variables en fonction de la topographie des exploitations agricoles, de la nature des sols, de la météorologie... Cette difficulté est principalement liée à l'échelle de travail et n'empêche pas d'avoir des ordres de grandeur moyens qui ont du sens.

Enfin, l'existence très fréquente de coproduits en agriculture pose le problème de l'allocation des émissions à chacun d'entre eux. Par exemple dans le cas de l'élevage bovin, plusieurs possibilités existent pour allouer les émissions et consommations au kg de viande et au litre de lait produits (en fonction du poids, des calories ou de la valeur respective de chacun), avec des résultats assez variables. Comme pour la comptabilité

analytique, il existe des règles nationales et internationales qui permettent d'harmoniser les pratiques (ex : FAO leap, PEF, etc.).

Par ailleurs, les différents effets ou « *mid-points* » estimés par les méthodes existantes n'ont pas tous le même niveau de certitude. Les consensus les plus forts concernent le changement climatique (notamment grâce aux travaux du GIEC), mais l'écotoxicité et la toxicité humaine sont encore sujettes à des débats d'experts et incertitudes associées.

Enfin, dans l'attente de pouvoir géolocaliser les effets (l'EICV donnant des résultats moyens globaux), il n'est pas encore possible de prendre en compte des effets de seuils et irréversibilités éventuelles dans certaines régions, liées à des conditions pédoclimatiques particulières. À titre d'illustration, l'eutrophisation a tendance à varier pour une même quantité d'émission de nitrates suivant que la production agricole soit située en Bretagne où les taux de pollution sont élevés, ou bien dans le Massif Central où ils sont beaucoup plus faibles. Comme précédemment, cette difficulté n'empêche pas d'avoir des ordres de grandeur moyens qui ont du sens.

4.1.2. *Le choix de l'unité fonctionnelle pour l'ACV*

L'ACV requiert d'exprimer les impacts selon une unité de production. Cette unité dépend de la question posée et de l'objectif poursuivi : comparer deux produits (on privilégie alors le kg ou le Litre), réduire l'impact d'un territoire (ce qui conduit à privilégier l'hectare), optimiser le revenu des producteurs (impact environnemental par € généré), etc. De meilleurs résultats obtenus par ha ne seront pas forcément les meilleurs par kg de produit, ces derniers dépendant fortement du ratio quantité d'intrants/rendements.

4.2. Limites et questionnements transverses liés aux modèles de calcul des *end-points* et de monétarisation

Comme évoqué dans la section 3.5, chacune des méthodes analysées présente des limites et questionnements spécifiques, en particulier du fait des hypothèses sur lesquelles elles reposent et des incertitudes de calcul sur les facteurs de monétarisation qu'elles utilisent.

Au-delà, les 3 méthodes – Stepwise, Eco-cost et Trucost - ont en commun certaines caractéristiques qui génèrent des limites et questionnements transverses qui se rajoutent aux précédentes.

4.2.1. *Application des calculs dans l'espace et dans le temps*

Du fait du manque de disponibilité de données exhaustives, les 3 méthodes sont souvent amenées à modéliser le calcul des end-points et des facteurs de monétarisation sur la base de données spécifiques à un petit nombre de pays, puis de les extrapoler au reste du monde (comme par exemple la valeur d'une année de vie en bonne santé qui est estimée pour l'Europe dans le cas de Stepwise et Trucost, ou les coûts de potabilisation de l'eau qui sont estimés à partir des données des grandes villes américaines pour Trucost). Cette extension du périmètre géographique génère ainsi d'importants questionnements : crédibilité des facteurs d'extrapolation (parité de pouvoir d'achat...), prise en compte des inégalités économiques...

Par ailleurs, le calcul des end-points et des facteurs de monétarisation repose sur l'articulation de plusieurs modélisations existantes issues d'équipes et disciplines de recherche différentes, qui ont été mises au point à des époques différentes. Se pose ainsi la question de la capacité de mise à jour régulière des 3 méthodes étudiées, surtout dans le cas où certaines modélisations étudiées seraient fortement remaniées, voire même remises en cause.

4.2.2. Accessibilité des méthodologies

Comme évoqué à la section précédente, les 3 méthodes analysées reposent sur l'association de différentes modélisations particulières qui sont articulées à travers une architecture globale complexe « en poupée russe ». De ce fait, pour les comprendre, un fort niveau de technicité et un temps de recherche non négligeables sont requis pour pouvoir appréhender l'ensemble des composantes de la méthode. Ceci est renforcé par le manque de transparence sur certaines d'entre elles, même pour Eco-cost qui est open-source.

4.2.3. Déconnexion entre l'évaluation monétaire et la matérialité des produits et impacts

Autre impondérable commun aux 3 méthodes qui résulte de la complexité des modélisations effectuée, on observe *in fine* une déconnexion assez forte entre :

- d'un côté, les retombées concrètes sur l'environnement des produits agricoles et alimentaires étudiés (émissions de nitrates entraînant l'eutrophisation des cours d'eau, émissions d'ammoniac précurseur de microparticules dans l'air...)
- de l'autre, les impacts finaux qui font l'objet d'une monétarisation en euros (valeur de la perte d'années de vie en bonne santé des populations, consentement à payer des individus pour conserver certains écosystèmes, coût des technologies qui permettraient de diminuer les émissions de dioxyde de soufre dans l'air...)

5. Conclusion

Ce premier volet de recherche a permis de faire un état des lieux des principales études publiées depuis 2012 qui tentent d'estimer les coûts des externalités liés à l'agriculture et l'alimentation.

Sur cette base, il a permis de faire un repérage des méthodes de calcul associées qui pourraient être compatibles avec une mise en œuvre dans le cadre des marchés publics de restauration collective :

- la méthode de l'analyse du cycle de vie (ACV) pour la quantification des flux d'émissions de polluants et de consommation de ressources,
- les méthodes Stepwise, Eco-cost et Trucost qui se basent sur l'ACV pour estimer les impacts finaux sur l'environnement et les convertir en euros.

Au-delà des limites propres à l'ACV quand elle est appliquée aux produits agricoles et alimentaires, qui ne sont pas insurmontables, l'analyse a fait ressortir des problèmes et limites rédhibitoires des 3 méthodes de monétarisation (Stepwise, Eco-cost et Trucost) pour l'application aux marchés publics : haut niveau de technicité et d'expertise requis pour pouvoir les comprendre, forte hétérogénéité des modélisations utilisées, questionnements de fond et importantes simplifications liées aux hypothèses posées, incertitudes

des résultats, et in fine déconnexion entre les impacts concrets des produits agricoles étudiés et la valorisation monétaire de leurs externalités.

Une voie plus réaliste semble être celle de la construction de valeurs tutélaires qui soient associables le plus directement possible aux résultats d'ACV. En effet, le fait que de telles valeurs soient instaurées par les pouvoirs publics réduirait le risque de contentieux juridique et leur mode d'élaboration orienté vers le changement de pratiques des acteurs apparaît beaucoup plus adapté à la finalité recherchée. Cette piste sera explorée de manière plus approfondie et opérationnelle dans les 2 volets suivants du travail en cours.

Volet 2 : prise en compte des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics

Liste des acronymes et abréviations

ACV	Analyse de Cycle de Vie (ou LCA, <i>Life cycle assessment</i>)
ARE	Office fédéral du développement territorial suisse
CCV	Coûts du cycle de vie (ou LCC, <i>Life cycle costing</i>)
CHF	Francs suisses
CO ₂	Dioxyde de carbone
CO ₂ eq	Dioxyde de carbone équivalent
CVD	Directive européenne 2009/33/CE (<i>Clean Vehicle Directive</i>)
ECI	Indicateur de coûts environnementaux (<i>environmental cost indicator</i> , MKI en néerlandais)
FAO	<i>Food and Alimentation Organisation</i>
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat
GNC	Gaz naturel comprimé
GES	Gaz à effets de serre
HCNM	Hydrocarbures non méthaniques
INRA	Institut National de Recherche Agronomique
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i> (ou ACV, analyse cycle de vie)
LCC	<i>Life Cycle Costing</i> (ou CCV, coûts du cycle de vie)
LRPL	Loi relative à une redevance sur le trafic des poids lourds
MJ	Méga joule
Nm ³	Normo mètre cube
NOx	Oxyde d'azote
OLC	Coûts d'utilisation pour toute la durée de vie (<i>Operational lifetime cost</i>)
PIB	Produit Intérieur Brut
PM	Matières particulaires (<i>Particulate matter</i>)
PM _{2,5}	Particule fine – 2,5 micromètre
RPLP	Redevance liée aux prestations poids lourds
RWS	Département des travaux publics d'État aux Pays-Bas (<i>Rijkswaterstaat</i>)
SAFA	<i>Sustainable Assessment of Food and Agriculture</i>
SOx	Dioxyde de soufre
TEEB AgFood	<i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity – Agriculture & Food</i>
tkm	Tonnes-kilomètres
UBA	Agence environnementale allemande (<i>Umweltbundesamt</i>)
UE	Union européenne

1. Introduction

Dans cette partie nous analysons tout d'abord les avancées du droit communautaire sur les marchés publics et l'intégration des coûts des externalités environnementales. Nous rappelons ensuite rapidement les objectifs de ce volet 2 de l'étude ADEME avant d'exposer la méthodologie de sélection des quatre cas d'études de politiques publiques intégrant les coûts des externalités environnementales.

1.1. L'évolution de la réglementation européenne ouvrant la voie à l'introduction des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics

1.1.1. L'achat public indirectement concerné par les enjeux environnementaux en droit international

L'introduction de prescriptions environnementales dans les politiques d'achat public constitue un enjeu pris en compte par l'ordre juridique international depuis la fin du XXème siècle.

Il faut remonter à 1992 et la Conférence de Rio pour voir apparaître dans le programme « Action 21 » adopté par les Nations-Unies, que « *les Gouvernements (...) devraient donc réexaminer les politiques d'achats de fournitures de leurs organismes et départements afin d'améliorer si possible l'élément environnement (...)* ». Le programme « Action 21 » a ensuite été décliné sous forme d'« Agendas 21 », mis en œuvre dans les États parties par les collectivités locales de sorte que les acteurs locaux se sont directement appropriés ces enjeux.

L'adoption du Protocole de Kyoto en 1997 a certainement constitué une étape supplémentaire vers l'implication des collectivités publiques dans leur démarche d'achat. Mais cette nouvelle étape de prise de conscience n'a pas pour autant permis d'apporter des objectifs précis.

Parallèlement, l'OCDE adoptait une Recommandation du Conseil¹¹⁰ selon laquelle les pays membres, et notamment les gouvernements, devaient établir et mettre en œuvre des politiques d'achat de biens et de services respectueux de l'environnement.

Bien que ces orientations relèvent plus du droit mou que du droit positif, les années 1990 marquent une inflexion dans la prise en compte du rôle à jouer par les gouvernements en termes d'achats responsables d'un point de vue environnemental. Cette période marque le pas d'une réflexion accrue du rôle de l'ingénierie des marchés publics dans la prise en compte des enjeux environnementaux.

1.1.2. Extension des préoccupations environnementales aux marchés publics européens mais sans attribution de valeur normative.

Au niveau européen, la Charte d'Aalborg, signée en 1994, est une convention à portée environnementale signée par les collectivités elles-mêmes. La Convention ne vise pas spécifiquement la commande publique. Toutefois, les objectifs de protection de l'environnement qui y sont inscrits nécessitent pour leur mise en œuvre de passer par des leviers d'action tels que la commande publique.

¹¹⁰ Recommandation du Conseil de l'OCDE C(596)39 fin, du 20.2.96.

À ce stade, les marchés publics étaient considérés comme un moyen parmi d'autres de traduire des ambitions de protection de l'environnement mais n'étaient pas directement ciblés comme vecteur privilégié, ou comme outil technique au service des objectifs de protection de l'environnement.

Une étape est franchie au niveau communautaire avec l'insertion de l'article 130 R§2 du Traité de Maastricht qui a permis d'intégrer la protection de l'environnement parmi les objectifs devant être mis en œuvre dans l'ensemble des autres politiques d'intégration communautaire.

C'est à cette période que le Commission européenne se penche pour la première fois sur la question de la commande publique, en privilégiant au départ des véhicules juridiques sans valeur normative :

- Le point VI du livre vert intitulé « marchés publics dans l'Union européenne : pistes et réflexions pour l'avenir »¹¹¹ aborde la question des marchés publics et de l'environnement et évoque tous les stades auxquels l'objectif de protection de l'environnement pourrait être intégré (de la passation à l'exécution ce qui comprend l'examen des candidatures, prescriptions techniques, critères de sélection des candidats, et l'identification de l'offre économiquement la plus avantageuse).
- Une communication de 2001 de la Commission européenne sur le droit communautaire applicable aux marchés publics et les possibilités d'intégrer des considérations environnementales dans lesdits marchés¹¹². Dans ce document, la Commission a analysé et indiqué les possibilités offertes par le cadre juridique en vigueur à l'époque¹¹³ pour intégrer des considérations environnementales dans les marchés publics. Elle se fonde sur le renforcement du principe d'intégration de l'environnement dans les autres politiques publiques par le Traité d'Amsterdam et sur sa proposition relative au sixième programme d'action pour l'environnement pour les années 2001 à 2010 qui affirme que le domaine des marchés publics possède un potentiel considérable pour rendre « le marché » plus écologique grâce au recours à la performance environnementale comme critère d'achat public.

La jurisprudence est également venue préciser les conditions d'insertion de critères d'attribution à caractère environnemental dans les marchés publics. Par une décision désormais célèbre du 17 septembre 2002, *Concordia Bus Finland*¹¹⁴, la Cour affirme qu'un critère d'attribution à caractère environnemental peut être introduit afin de déterminer l'offre la plus avantageuse tout en précisant les conditions de régularité d'un tel critère. Ainsi, la décision CJCE, 17 septembre 2002, C-513/99, *Concordia Bus Finland* précise que : "*lorsque, dans le cadre d'un marché public relatif à la prestation de services de transports*

¹¹¹ Communication de la Commission du 27 novembre 1996, « Les marchés publics dans l'Union européenne : pistes et réflexions pour l'avenir », pt. 5.48 et s

¹¹² Communication de la Commission sur le droit communautaire applicable aux marchés publics et les possibilités d'intégrer des considérations environnementales dans lesdits marchés, du 4 juillet 2001, COM (2001) 274 final

¹¹³ Directive 71/305/CEE du Conseil, du 26 juillet 1971, portant coordination des procédures de passation des marchés publics de travaux, remplacée par la directive 93/37/CEE du Conseil, modifiée par la directive 97/52/CE du Parlement européen et du Conseil ; Directive 77/62/CEE du Conseil portant coordination des procédures de passation des marchés publics de fournitures, remplacée par la directive 93/36/CEE du Conseil, modifiée par la directive 97/52/CE du Parlement européen et du Conseil ; Directive 92/50/CEE du Conseil portant coordination des procédures de passation des marchés publics de services, modifiée par la directive 97/52/CE du Parlement européen et du Conseil ; Directive 93/38/CEE du Conseil du 14 juin 1993 portant coordination des procédures de passation des marchés dans les secteurs de l'eau, de l'énergie, des transports et des télécommunications, modifiée par la directive 98/04/CE du Parlement européen et du Conseil

¹¹⁴ CJCE, 17 septembre 2002, *Concordia Bus Finland*, aff., C-513/99, JCP A, 2002, 1043

urbains par autobus, le pouvoir adjudicateur (...), il peut prendre en considération des critères écologiques, tels que le niveau d'émissions d'oxyde azotique ou le niveau sonore des autobus".

La Cour a cependant précisé que :

- ces critères devaient être liés à l'objet du marché,
 - ne devaient pas conférer audit pouvoir adjudicateur une liberté inconditionnée de choix,
 - devaient être expressément mentionnés dans le cahier des charges ou dans l'avis de marché
 - devaient respecter tous les principes fondamentaux du droit communautaire¹¹⁵
- *Le droit mou a constitué dans un premier temps le cadre juridique privilégié permettant de révéler au sein de l'UE la possibilité d'impliquer l'achat public dans les démarches tendant à assurer la protection de l'environnement. Elle a ainsi pu révéler le rôle à jouer par le droit de la commande publique et les conditions de mises en œuvre nécessaires pour que ces considérations environnementales s'adaptent au cadre imposé par le droit de la concurrence.*

1.1.3. L'insertion de prescriptions environnementales en droit communautaire de la commande publique

La formalisation dans le droit positif communautaire de mesures permettant aux pouvoirs adjudicateurs de contribuer à la protection de l'environnement à tous les stades de la procédure de la passation à l'exécution du marché date de 2004. Plusieurs Directives ont alors introduit et traduit dans la norme européenne les mesures de *Soft Law* précédemment établies et initiées par la Commission européenne ainsi que la jurisprudence récente de la Cour de Justice.

Deux directives de 2004 ont acté la prise en compte par le droit communautaire des conditions dans lesquelles les pouvoirs adjudicateurs pouvaient traduire les exigences de protection de l'environnement dans les procédures de passation des marchés publics dans des secteurs privilégiés et de manière plus générale dans les procédures de passation des marchés publics de travaux, de fournitures et de services. Il s'agit de :

- La Directive 2004/17/CE du Parlement européen et du Conseil du 31 mars 2004 portant coordination des procédures de passation des marchés dans les secteurs de l'eau, de l'énergie, des transports et des services postaux¹¹⁶.
- La Directive 2004/18/CE du Parlement européen et du Conseil du 31 mars 2004 relative à la coordination des procédures de passation des marchés publics de travaux, de fournitures et de services¹¹⁷.

¹¹⁵ Voir aussi, CJCE, 4 décembre 2003, EVN AG et Wienstrom GmbH c/ Republik Osterreich, aff. C-448/01, AJDA 2004, p. 334, note Gliozzo ; Europe 2004, comm. 40, obs. F. Berrod ; F. Linditch, « Environnement et marchés publics, une relation contre nature ? », JCP A 2004, p. 367 ; un marché de fourniture d'électricité peut retenir un critère d'attribution exigeant la fourniture d'électricité produite à partir de sources d'énergies renouvelables, pts 33 et 34 de l'arrêt.

¹¹⁶ JOCE n° L 134 du 30/04/2004, p. 1

¹¹⁷ JOCE n° L 134 du 30/04/04 p. 114

Les prescriptions désormais inscrites dans le corpus juridique communautaire s'appliquent sur l'ensemble du territoire sous réserve de leur transposition par les législateurs nationaux. Ainsi, le cinquième considérant de la directive 2004/18, précise, conformément à l'objectif d'intégration, « *comment les pouvoirs adjudicateurs peuvent contribuer à la protection de l'environnement et à la promotion du développement durable tout en leur garantissant la possibilité d'obtenir pour leur marché le meilleur rapport qualité/prix* ».

Cette contribution des acheteurs publics à la protection de l'environnement se traduit concrètement à tous les stades de la procédure de passation d'un marché public et jusqu'à la phase d'exécution.

Des critères environnementaux peuvent donc être introduits par le pouvoir adjudicateur au stade la passation du marché dans les documents et cahiers des charges. Plus précisément, l'article 23.3.b) de la Directive 2004/18 dispose qu'au titre des règles spécifiques concernant le cahier des charges et les documents du marché :

« 3. Sans préjudice des règles techniques nationales obligatoires, dans la mesure où elles sont compatibles avec le droit communautaire, les spécifications techniques sont formulées (...) :

*b) soit en termes de performances ou d'exigences fonctionnelles ; **celles-ci peuvent inclure des caractéristiques environnementales.** Elles doivent cependant être **suffisamment précises** pour permettre aux soumissionnaires de déterminer l'objet du marché et aux pouvoirs adjudicateurs d'attribuer le marché »;*

Par suite, l'article 23.6 de la Directive précitée précise que :

« Lorsque les pouvoirs adjudicateurs prescrivent des caractéristiques environnementales en termes de performances ou d'exigences fonctionnelles, telles que visées au paragraphe 3, point b), ils peuvent utiliser les spécifications détaillées ou, si besoin est, des parties de celles-ci, telles que définies par les éco-labels européens, (pluri)nationaux, ou par tout autre éco-label pour autant :

- *qu'elles soient appropriées pour définir les caractéristiques des fournitures ou des prestations faisant l'objet du marché,*
- *que les exigences du label soient développées sur la base d'une information scientifique,*
- *que les éco-labels soient adoptés par un processus auquel toutes les parties concernées, telles que les organismes gouvernementaux, les consommateurs, les fabricants, les distributeurs et les organisations environnementales peuvent participer,*
- *et qu'ils soient accessibles à toutes les parties intéressées.*

Les pouvoirs adjudicateurs peuvent indiquer que les produits ou services munis de l'éco-label sont présumés satisfaire aux spécifications techniques définies dans le cahier des charges ; ils doivent accepter tout autre moyen de preuve approprié, tel qu'un dossier technique du fabricant ou un rapport d'essai d'un organisme reconnu. »

La Directive prévoit ainsi que des spécifications techniques peuvent inclure des caractéristiques environnementales dans le cahier des charges, en ayant recours, le cas échéant aux écolabels et sous certaines conditions dont notamment celle de ne pas favoriser certaines entreprises ou certains produits. Il est d'ailleurs rappelé par la Directive (art. 23.2) que les spécifications techniques doivent permettre

l'accès égal des soumissionnaires et ne pas avoir pour effet de créer des obstacles injustifiés à l'ouverture des marchés publics à la concurrence. Pour cette raison, il est imposé d'accompagner toute référence à des spécifications techniques des termes « ou équivalent ».

Au stade de l'analyse des candidatures, la Directive autorise sur le fondement des articles 45 et suivants à la lumière du considérant numéro 43, que l'autorité adjudicatrice pourra apprécier la capacité d'un candidat à présenter une offre au regard de la moralité professionnelle de l'opérateur et exclure celui qui aurait commis un délit en n'ayant pas respecté la législation environnementale de l'État en question.

En outre, l'article 50 précise que les pouvoirs adjudicateurs peuvent exiger la production de certificats attestant que l'opérateur se conforme à certaines normes de gestion environnementale.

Puis, à l'heure d'examiner les offres, l'article 53 autorise le pouvoir adjudicateur à insérer des critères environnementaux d'attribution des marchés, parmi d'autres.

Enfin, ces prescriptions techniques à visée environnementale peuvent également être introduites au titre de conditions d'exécution de marché. L'article 26 encadre cette solution en prévoyant que : « *Les pouvoirs adjudicateurs peuvent exiger des conditions particulières concernant l'exécution du marché pour autant qu'elles soient compatibles avec le droit communautaire et qu'elles soient indiquées dans l'avis de marché ou dans le cahier des charges* ». Ainsi, les conditions dans lesquelles un marché est exécuté peuvent également viser des considérations sociales et environnementales.

- *Les Directives de 2004 garantissent la faculté d'intégrer des prescriptions environnementales en droit des marchés publics à tous les stades de la procédure, et confrontent celles-ci aux obligations tirées du droit de la libre concurrence en encadrant les conditions dans lesquelles elles peuvent être mises en œuvre.*

1.1.4. L'introduction du coût du cycle de vie et des externalités environnementales dans la dernière réforme de la commande publique communautaire

Trois Directives sont entrées en vigueur le 17 avril 2014 et devaient être transposées par les États membres avant le 18 avril 2016.

Ces Directives sont venues réformer le droit communautaire de la commande publique, il s'agit de :

- la Directive 2014/24/UE du Parlement européen et du Conseil du 26 février 2014 sur la passation des marchés publics et abrogeant la directive 2004/18/CE ;
- la Directive 2014/25/UE du Parlement européen et du Conseil du 26 février 2014 relative à la passation de marchés par des entités opérant dans les secteurs de l'eau, de l'énergie, des transports et des services postaux et abrogeant la directive 2004/17/CE ;
- et la nouvelle Directive 2014/23/UE du Parlement européen et du Conseil du 26 février 2014 sur l'attribution de contrats de concession.

➤ Les Directives de 2014 abrogent et remplacent les précédentes et constituent le nouveau cadre du droit de la commande publique. Elles constituent une nouvelle étape dans la prise en compte des enjeux environnementaux.

- L'inscription « du coût du cycle de vie » en droit communautaire de la commande publique

Les Directives de 2014, parmi d'autres aménagements, renforcent la place de la protection de l'environnement en droit de la commande publique en introduisant la notion « du coût du cycle de vie » et en faisant référence aux externalités environnementales parmi l'ensemble de coûts pris en compte au titre du calcul du coût du cycle de vie.

À ce titre, la directive 2014/24 relative à la passation des marchés publics revoit la formulation des critères d'attribution du marché et donne une place centrale **à la question du « coût du cycle de vie »**, qui intègre donc les coûts énergétiques et la consommation éventuelle de ressources naturelles tout comme les frais de collecte et de recyclage et les externalités environnementales¹¹⁸.

Si le principe demeure que les pouvoirs adjudicateurs se fondent, pour attribuer les marchés publics, sur l'offre économiquement la plus avantageuse (art 67.1), il n'en demeure pas moins que la Directive « marchés publics » 2014/24/UE dispose dès son préambule :

*" La **notion de calcul du coût du cycle de vie** couvre tous les coûts supportés durant le cycle de vie des travaux, fournitures ou services. Elle englobe les coûts internes, tels que la recherche à réaliser, le développement, la production, le transport, l'utilisation, la maintenance et le traitement en fin de vie, mais peut également comprendre les coûts imputés aux externalités environnementales, tels que la pollution causée par l'extraction des matières premières utilisées dans le produit ou par le produit lui-même ou sa fabrication, à **condition qu'ils puissent être monétisés et faire l'objet d'un suivi**. Les méthodes utilisées par les pouvoirs adjudicateurs pour évaluer les coûts imputés aux externalités environnementales devraient être établies au préalable d'une manière objective et non discriminatoire et être accessibles à toutes les parties intéressées. **Ces méthodes peuvent être arrêtées au niveau national, régional ou local mais, pour éviter des distorsions de concurrence résultant de méthodes taillées sur mesure, il convient qu'elles demeurent générales dans le sens qu'elles ne devraient pas être spécifiquement mises en place pour une procédure de passation de marché public particulière** ».*

La définition du coût du cycle de vie se trouve inscrite à l'article 68 de la Directive 2014/24/UE qui dispose :

*« Le coût du cycle de vie couvre, dans la mesure où ils sont pertinents, **tout ou partie des coûts suivants** du cycle de vie d'un produit, d'un service ou d'un ouvrage :*

*a) **les coûts supportés par le pouvoir adjudicateur** ou d'autres utilisateurs, tels que :*

i) les coûts liés à l'acquisition

¹¹⁸ Voir sur ce point P. Cossalter, « Le coût du cycle de vie, nouveau Graal des acheteurs publics ? », Contrats et Marchés publics n° 6, juin 2014, dossier 10.

ii) les coûts liés à l'utilisation, tels que la consommation d'énergie et d'autres ressources,

iii) les frais de maintenance,

iv) les coûts liés à la fin de vie tels que les coûts de collecte et de recyclage.

b) **les coûts imputés aux externalités environnementales** liés au produit, au service ou à l'ouvrage pendant son cycle de vie, à condition que leur valeur monétaire puisse être déterminée et vérifiée ; ces coûts peuvent inclure le coût des émissions de gaz à effet de serre et d'autres émissions polluantes ainsi que d'autres coûts d'atténuation du changement climatique ».

De cette lecture de l'article 68 combinés à l'article 67 et au Préambule, il résulte que la notion de cycle de vie constitue une approche fondée sur le rapport coût/efficacité, permettant de déterminer l'offre économiquement la plus avantageuse du point de vue du pouvoir adjudicateur. La méthode utilisée pour prendre en compte le coût du cycle de vie est déterminée sur la base de toute une série de coûts parmi lesquels sont listés les externalités environnementales. L'ensemble de ces coûts listés dans l'article ne sont pour autant pas cumulatifs. Ainsi, l'article précise que « tout ou partie » de ces coûts sont pris en compte, *a fortiori* « dans la mesure où ils sont pertinents ». Il existe donc deux tempéraments dans le texte qui offrent la faculté de recourir à l'analyse du cycle de vie sans pour autant être tenus d'exiger des soumissionnaires de fournir à la lettre l'ensemble des coûts listés dans l'article.

Une analyse parcellaire du cycle de vie peut être admise sous réserve toutefois de justifier du défaut de pertinence des coûts non consignés. S'agissant plus spécifiquement des externalités environnementales incluses dans le coût du cycle de vie, un tempérament supplémentaire est ajouté. Leur prise en compte n'est justifiée « qu'à condition que leur valeur monétaire puisse être déterminée et vérifiée ». Il ne suffit donc pas de déterminer la valeur monétaire des externalités environnementales pour pouvoir y avoir recours, mais il faut être en mesure de vérifier la véracité des données et des méthodes de calculs utilisées.

- *La notion de cycle de vie constitue un cadre d'analyse qu'il est possible d'utiliser dans son intégralité ou de manière plus partielle selon les données existantes et leur degré de pertinence, de sorte que des analyses parcellaires du coût du cycle de vie paraissent possibles. En tout état de cause, les coûts exclus doivent être justifiés soit par leur manque de pertinence soit pour les externalités environnementales du manque de données ou de l'incapacité à monétiser une partie du cycle etc. Les exclusions de certains coûts du cycle de vie sont donc possibles mais sous réserve d'être justifiées par des critères objectifs.*

- **Les conditions de recours au coût du cycle de vie comme critères d'attribution du marché**

Les conditions de recours au coût du cycle de vie comme critères d'attribution du marché sont détaillées à l'article 68.2 de la Directive. Cet article constitue une sorte de mode d'emploi destiné aux pouvoirs adjudicateurs qui souhaitent faire usage du coût du cycle de vie pour l'attribution de leurs marchés.

Ainsi la méthodologie de calcul du coût du cycle de vie tout comme celle des externalités environnementales doivent être définies dans le dossier de consultation des entreprises afin que les

soumissionnaires puissent en prendre connaissance. En outre, comme cela est rappelé dans le Préambule de la directive « marchés publics » 2014/24/UE, le choix de la méthode du coût du cycle de vie dans les marchés publics « ne devrait pas être spécifiquement mise en place pour une procédure de passation de marché public particulière ». C'est donc une méthode plus générale qu'il convient de rechercher afin qu'elle puisse être transposable à d'autres marchés équivalents.

L'article 68 .2 de la Directive prescrit que :

« Lorsque les pouvoirs adjudicateurs évaluent les coûts selon une méthode basée sur le cycle de vie, ils indiquent dans les documents de marché les données que doivent fournir les soumissionnaires et la méthode qu'utilisera le pouvoir adjudicateur pour déterminer le coût du cycle de vie sur la base de ces données. La méthode utilisée pour évaluer les coûts imputés aux externalités environnementales respecte l'ensemble des conditions suivantes :

a) elle se fonde sur des critères vérifiables de façon objective et non discriminatoires. En particulier, lorsqu'elle n'a pas été prévue pour une application répétée ou continue, elle ne favorise ni ne défavorise indûment certains opérateurs économiques ;

b) elle est accessible à toutes les parties intéressées ;

c) les données requises peuvent être fournies moyennant un effort raisonnable consenti par des opérateurs économiques normalement diligents, y compris des opérateurs de pays tiers parties à l'AMP ou à d'autres accords internationaux par lesquels l'Union est liée. »

En pratique ces exigences méthodologiques expliquent la faible appropriation des dispositions communautaires dans les marchés publics européens. Le recours aux externalités est régi par des conditions qui garantissent la transparence et l'égalité d'accès à la commande publique. Cela nécessite de mettre en œuvre une méthodologie non susceptible d'exclure de fait certains opérateurs économiques et donc de disposer de l'ingénierie nécessaire pour rédiger le marché.

A fortiori la méthodologie utilisée ne peut exiger de solliciter des données difficilement accessibles pour les opérateurs économiques. Dès lors il est aisé de concevoir que les données en tant que telles ou les outils permettant de recueillir ces données sont plus ou moins accessibles voire peu fiables ou inexistantes selon les secteurs d'activités.

Ces conditions relativement restrictives constituent l'une des raisons pour lesquelles les initiatives de prise en compte des externalités environnementales sont peu nombreuses et souvent limitées à un secteur d'activité particulier, ou limitées à un certain type d'externalités pour lesquels les données sont connues.

1.2. Objectifs et questions de recherche du volet 2

L'enjeu de cette seconde phase de l'étude ADEME était d'identifier des marchés publics intégrant les coûts des externalités environnementales comme critères d'attribution.

Pour mener à bien cette seconde tâche, nous avons investigué les questions de recherche suivantes :

- Quels sont les exemples de mise en œuvre des coûts des externalités dans des marchés publics non alimentaires, en France et à l'étranger ?

- Quels cadres et outils juridiques ont été mobilisés ? Quelles ont été les avancées et les difficultés de mise en œuvre, voire les échecs éventuels ?
- Quelles méthodologies et sources de données ont été utilisées ? Plus précisément, quels impératifs sur les données et les méthodologies à utiliser ?
- Quelles leçons en tirer pour l'application aux produits agricoles/alimentaires ?

Pour permettre l'articulation avec les résultats de la tâche 1, nous avons documenté pour chacun des cas d'études sélectionnés :

- La (les) catégorie(s) de produits faisant l'objet des appels d'offres,
- Les types d'impacts environnementaux pris en compte (changement climatique, pollution de l'air, consommation d'eau, pollution de l'eau, destruction de la biodiversité, santé des individus et des écosystèmes...),
- Les méthodologies et sources de données utilisées, en particulier les types de valorisation monétaire retenus pour chaque impact : valeur d'usage direct et indirect, valeur d'option, valeur de legs ou d'existence...

D'un point de vue méthodologique, l'analyse juridique s'organisera en deux étapes :

1. Tout d'abord les fondements juridiques ayant permis de recourir aux externalités environnementales dans le marché public étudié.
2. Ensuite la conformité de la méthode utilisée aux dispositions du droit communautaire. Nous investiguerons également les principaux problèmes méthodologiques liés à la prise en compte du coût des externalités environnementales dans les exemples recensés, en particulier pour répondre aux exigences d'objectivité, d'accessibilité, de non-discrimination, mais aussi de transparence et de lisibilité des méthodes et des résultats.

Ces deux étapes seront suivies pour chaque exemple et retranscrites de manière explicite dans le rapport.

1.3. Sélection des exemples de marchés publics établissant les coûts des externalités environnementales comme critères d'attribution

1.3.1. Les critères établis pour sélectionner les études de cas

Afin de répondre aux questions de recherche fixées pour la tâche 2, nous avons recherché des exemples de mise en œuvre des coûts des externalités environnementales comme critères d'attribution de marchés publics non alimentaires, en France et au sein de l'Union européenne en application des directives européennes 2009/33/CE et 2014/24/UE.

Pour nous aiguiller dans cette recherche, nous avons fixé quatre critères de sélection des cas d'études, dont un était fixe et trois variables :

- Le premier critère est celui de l'**utilisation du coût des externalités environnementales** comme critère d'attribution du marché public, au cœur de la problématique définie par l'ADEME. Ce critère s'applique à tous les cas retenus. Il exclut tout marché public qui pouvait avoir intégré des

objectifs de réduction des externalités environnementales exprimées en termes autres que monétaires (par exemple en tCO₂eq).

- Les trois autres critères se rajoutent au premier mais de manière non cumulative :
 - **Le secteur** : conformément à la demande de l'ADEME, nous avons recherché des exemples de marchés publics hors du secteur alimentaire. La recherche a démontré que les coûts des externalités environnementales étaient utilisés majoritairement dans les marchés publics portant sur les transports (achat ou offres de service), le matériel informatique ou l'approvisionnement énergétique. En ce qui concerne les marchés publics du secteur alimentaire (approvisionnement en restauration collective notamment), nous avons trouvé des exemples innovants, par exemple qui intègrent dans leur calcul du coût complet de la viande le ratio de perte après cuisson, mais aucun utilisant les coûts des externalités environnementales comme critères d'attribution du marché public.
 - **Le Pays** : nous avons recherché tant des exemples en France qu'au sein de l'Union européenne en application des directives 2009/33/CE et 2014/24/UE.
 - **Le statut de la commande** : nous avons fait le choix d'ouvrir la possibilité d'aller investiguer des initiatives intégrant les coûts des externalités environnementales qui soient autres que des marchés publics. En l'occurrence, une initiative de redevance sur le transport routier de la Confédération suisse nous a paru intéressante à documenter comme exemple de politique publique intégrant les coûts des externalités environnementales (voir ci-après).

L'investigation des questions de recherche et l'application des quatre critères listés ci-dessus nous ont permis de sélectionner quatre cas d'études, résumés dans le tableau ci-dessous :

	Cas d'étude 1	Cas d'étude 2	Cas d'étude 3	Cas d'étude 4
Objet	Renouvellement du parc automobile	Convention méthodologique sur les coûts environnementaux	Transport routier (poids lourds)	Travaux publics
Moyen	Marché public Coût global, dont les coûts des émissions de polluants	Études d'impacts des politiques publiques Analyse coûts-bénéfices pour orienter les politiques publiques	Taxe Coûts des externalités notamment environnementales	Marché public Coûts des externalités environnementales et émissions de CO ₂
Périmètre	Véhicules de la ville de Niort	Politiques publiques, principalement du Ministère de l'environnement	Tout transport routier traversant la Suisse	Travaux publics financés par le RWS
Pays	France	Allemagne	Suisse	Pays-Bas

Impacts	1. Émissions de CO ₂ 2. Autres polluants aériens (« sortis pot d'échappement »)	1. Gaz à effet de serre (GES) 2. Polluants aériens 3. Bruit 4. Consommation énergétique 5. Production de chaleur 6. Transport <i>Publication prévue pour 2019 incluant :</i> - GES dans l'agriculture - Azote - Phosphore - Matériaux de construction	1. Dommages dus à la pollution atmosphérique 2. Bruit 3. Réchauffement climatique 4. Coûts liés à la nature et au paysage 5. Dégâts aux sols dus à des substances toxiques 6. Dommages dus aux processus amont et aval 7. Accidents 8. Coûts supplémentaires dans les espaces urbains	1. Changement climatique 2. Couche d'ozone 3. Toxicité humaine 4. Toxicité eau potable 5. Toxicité eau de mer 6. Toxicité des sols 7. Smog photochimique 8. Acidification 9. Sur fertilisation 10. Épuisement des ressources non renouvelables 11. Épuisement des ressources fossiles
Quantification	<i>Clean Fleet calculation tool</i>	Méthode ad-hoc	Méthode ad-hoc	Base de données ACV nationale
Monétarisation	Valeurs tutélaires de l'UE (telles que définies par la <i>Clean Vehicle Directive</i> 2009)	Préférences observées (prix de marché) Préférences déclarées Coûts défensifs (de réparation et de remplacement)	Préférences observées (prix de marché) Coûts de réparation et de remplacement Coûts d'abattement (d'évitement) Coût défensifs (des dommages)	Coûts d'abattement

Tableau 9. Récapitulatif et présentation synthétique des quatre marchés publics intégrant les coûts des externalités environnementales retenus pour l'analyse. Source : BASIC

Ces quatre cas d'études, présentés ci-dessus par ordre croissant du nombre d'externalités environnementales monétarisées, sont analysés en détails dans la partie 2.

1.3.2. Point sur les difficultés rencontrées dans la recherche d'initiatives intégrant les coûts des externalités environnementales

Il existe au niveau européen de nombreuses plateformes et initiatives visant à mettre en réseau les pouvoirs adjudicateurs intéressés par le développement des marchés publics verts, entre autres :

- [Smart SPP – Innovation through sustainable procurement](#) était un projet financé par l'Union européenne de 2009 à 2011 dans le but de développer le recours aux technologies faiblement émettrices de CO₂ dans les marchés publics. Cette initiative était une des premières à appuyer les pouvoirs adjudicateurs européens pour la réappropriation du coût du cycle de vie (CCV) introduit dans la directive 2009/33/CE dite « Véhicules propres », via notamment des outils Excel développés pour les secteurs des voitures électriques
- Suite à ses recommandations de 2015 sur les marchés publics, l'Organisation pour la coopération et le développement économique (OCDE) a créé une « boîte à outils »¹¹⁹ regroupant des études de

¹¹⁹ OECD Public Procurement Toolbox, <http://www.oecd.org/governance/procurement/toolbox/>

cas sur des marchés publics innovants mise en place par ses pays membres. Entre autres sont regardés les marchés publics verts de certains pays comme les Pays-Bas et l'Allemagne¹²⁰.

- Cofondé par le Programme Energie intelligente pour l'Europe¹²¹ (EIE) de la Commission européenne et ICLEI (voir ci-dessous), [GPP 2020 – Procurement for a low-carbon economy](#) est une plateforme mettant à disposition des pouvoirs adjudicateurs européens des études de cas de marchés publics verts. GPP2020 propose également des formations ainsi que des outils Excel permettant de calculer la consommation énergétique et la réduction des émissions de CO₂ tout au long du cycle de vie d'un produit ou d'un service pour quatre secteurs : approvisionnement en énergie, matériels informatiques de bureau, achats de véhicules et éclairage public¹²².
- [ICLEI – Local Governments for Sustainability](#) est un réseau international créé en 1996 regroupant plus de 1500 collectivités « engagées pour construire un futur soutenable »¹²³. Le réseau a pour objectif de promouvoir et développer les marchés publics durables et innovants, notamment via son programme et site internet dédié [Sustainable Public Procurement](#). Sur les deux sites, ICLEI rassemble et met à disposition les études de cas et rapports publiés par Smart SPP, GPP2020 ou encore l'OCDE sur les initiatives de marchés publics verts.
- Le projet [Clean Fleets – Purchasing clean public vehicles](#) a été financé de 2012 à 2015 par la Commission européenne via son programme EIE afin d'aider les pouvoirs adjudicateurs européens dans la réappropriation et la mise en œuvre de la directive 2009/33/CE « Véhicules propres » pour leurs marchés publics d'achats de véhicules. Entre autres, le projet dispensait des formations, documentait des études de cas et mettait à disposition un outil Excel permettant de calculer les coûts tout le long du cycle de vie des produits, avec en option un calcul des coûts des externalités environnementales liées aux émissions de CO₂, HCNM, NOx et PM¹²⁴.

De la recherche sur ces différentes plateformes, il ressort que toutes se réfèrent quasiment aux mêmes initiatives, en nombre limité. Elles sont détaillées dans des études de cas plus ou moins longues, ou avec des focus différents en fonction de l'objet de travail principal de la plateforme.

Au sein de ces études de cas, nous distinguons trois catégories :

- celles détaillant un marché public vert innovant,
- celles documentant un marché public intégrant les coûts du cycle de vie d'un produit ou d'un service avec un regard sur les émissions de CO₂ (mais sans monétarisation de ces dernières),
- et enfin, celles faisant état d'un marché public intégrant les coûts des externalités environnementales.

Pour cette étude, les initiatives qui nous intéressent sont uniquement celles relevant de la troisième catégorie. Or, il s'avère que la majorité des marchés publics documentés appartiennent aux deux premières, réduisant donc encore un peu plus le nombre d'initiatives intéressantes pour notre étude. De plus, la majorité des exemples intégrant les coûts des externalités environnementales concernent des

¹²⁰ Voir dans ce rapport nos études de cas 3 et 4.

¹²¹ Le programme a été doté d'un fonds de 730 millions de 2007 à 2013 afin d'aider l'UE à « atteindre les objectifs ambitieux [...] en matière énergétique et dans le cadre du changement climatique » http://ec.europa.eu/cip/iee/index_fr.htm

¹²² GPP2020, "Measuring energy and CO₂ savings", <http://www.gpp2020.eu/low-carbon-tenders/measuring-savings/>

¹²³ ICLEI – Local Governments for Sustainability, "About us", https://www.iclei.org/en/About_ICLEI_2.html

¹²⁴ À ce sujet, voir dans ce rapport l'étude de cas 1 : achat de véhicules à faibles émissions par la ville de Niort.

marchés publics relatifs à l'achat de véhicules en application de la directive « Véhicules propres » et n'incluent donc que les coûts relatifs aux émissions de gaz à effet de serre (Dioxyde de carbone - CO₂) et de polluants aériens (Hydrocarbures non méthaniques - HCNM, oxyde d'azote - NOx et matières particulaires - PM).

Cette difficulté que nous avons rencontrée dans la recherche reflète une réalité soulignée dans au moins deux rapports¹²⁵ commanditées par l'Union européenne : les coûts tout au long du cycle de vie d'un produit ou d'un service, et encore plus les coûts des externalités environnementales, sont perçus par les pouvoirs adjudicateurs comme étant complexes à mettre en œuvre dans les marchés publics.

Dans une enquête auprès des pouvoirs adjudicateurs européens en 2012, le *Centre for European Policy Studies* (CEPS) note ainsi que le coût du cycle de vie (CCV) et le coût total de possession (*total cost of ownership* - TCO) ne sont pas fréquemment utilisés par les autorités publiques. Le critère le plus communément utilisé reste celui du coût d'achat (64% des pouvoirs adjudicateurs interviewés) suivi par un mélange entre le coût d'achat et du coût du cycle de vie ou du coût total de possession (30%) et enfin, seulement 6% qui déclarent utiliser régulièrement le coût du cycle de vie ou le coût total de possession¹²⁶. Ces chiffres sont peu ou prou les mêmes que ceux obtenus en 2009 par l'étude de PWC sur le même sujet et le même périmètre. Plus récemment, l'étude commanditée par la Commission européenne et publiée en 2015 fait toujours état des problèmes des autorités publiques européennes à se réapproprier l'outil du coût du cycle de vie et à l'intégrer dans leurs marchés publics, encore plus les coûts des externalités environnementales¹²⁷.

À titre d'illustration, les personnes interviewées pour l'étude de 2012 du *Centre for European Policy Studies* qui avaient utilisé une approche du coût du cycle de vie et intégré les coûts des externalités environnementales dans au moins un marché public témoignent d'une vraie difficulté à le faire : sur une échelle de 1 à 5, 25% témoignent d'une difficulté de 5 et 10% d'une difficulté de 4¹²⁸.

2. Prise en compte des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics

Dans cette partie, nous allons détailler chacun des quatre cas d'études dans une monographie se basant sur les publications écrites existantes ainsi que des entretiens conduits avec les personnes ayant mis en place ces initiatives et/ou responsables aujourd'hui de leur suivi.

Successivement, nous commençons chaque monographie par un bref contexte de la mise en place du marché et une description des points méthodologiques et juridiques saillants. Nous décrivons ensuite les avancées rapportées par les personnes interviewées ainsi que les obstacles potentiellement rencontrés, tant sur le plan méthodologique que juridique. Nous concluons enfin chaque monographie en analysant

¹²⁵ Centre for European Policy Studies CEPS, "The Uptake of Green Public Procurement in the EU27", 2012 ; Brannigan C. et al., "Ex-post Evaluation of Directive 2009/33/EC on the promotion of clean and energy efficient road transport vehicles", Commission européenne, 2015

¹²⁶ Centre for European Policy Studies CEPS, 201, *op. cit.*

¹²⁷ Ex-post Evaluation of Directive 2009/33/EC on the promotion of clean and energy efficient road transport vehicles", Commission européenne, 2015

¹²⁸ Centre for European Policy Studies CEPS, 201, *op. cit.*

les apports et limites de ce cas d'étude et ce qu'il nous enseigne dans la perspective d'intégrer les coûts des externalités environnementales aux marchés publics de restauration collective en France.

2.1. Cas d'étude 1 : achat de véhicules à faibles émissions par la ville de Niort (France)

Ce premier cas d'étude concerne le marché public d'achat de véhicules de la ville de Niort qui a intégré dans son coût global les coûts des externalités environnementales liées aux émissions de CO₂, NO_x, HCNM et PM. À ce jour, il s'agit du seul marché public en France ayant utilisé les coûts des externalités environnementales en application des directives européennes.

2.1.1. Mise en œuvre du marché public

- Contexte

À la fin des années 2000, la ville de Niort participe à un groupe de travail au sein de RESECO (ex-RGO) sur les marchés publics verts en parallèle de l'adoption au Parlement européenne de la directive 2009/33/CE « Véhicules propres ». La ville de Niort est alors intéressée pour appliquer les outils définis par cette directive « Véhicules propres » à ses marchés publics d'achats de véhicules qui lui permettent d'aller au-delà du prix d'achat et de répondre à ses préoccupations écologiques en adoptant une approche sur le prix au kilomètre intégrant les externalités sur l'environnement¹²⁹.

Ainsi, en application de la directive « Véhicules propres », la ville de Niort a choisi dès 2010 d'intégrer les notions de coûts tout au long du cycle de vie dans ses marchés publics d'achats de véhicules et notamment les coûts des externalités environnementales relatives aux émissions de polluants aériens. Conformément à la directive¹³⁰, le marché public de 2016 concernait l'achat de véhicules routiers légers¹³¹ (19 au total) et intégrait les coûts des émissions de CO₂, les émissions de NO_x, les hydrocarbures non méthaniques (HCNM), et les matières particulaires¹³² (PM).

Pour ce faire, la ville de Niort a choisi l'option 3¹³³ listée par la directive « Véhicules propres », à savoir celle offrant la possibilité d'inclure les coûts monétaires des externalités environnementales aux coûts d'utilisation pour toute la durée de vie (*operational lifetime cost* ou OLC) calculés à l'aide du coût du cycle de vie (CCV)¹³⁴.

¹²⁹ Entretien avec Benoit Taris, Responsable des achats publics de la ville de Niort.

¹³⁰ Les véhicules concernés par la directive 2009/33/CE sont les véhicules de transport routiers légers ou lourds (cette dernière catégorie pouvant comprendre les autobus, les camions ou les bennes à ordures ménagères). Sont par contre exclus les véhicules circulant sur rails et les véhicules routiers spéciaux comme ceux militaires par exemple.

¹³¹ SPP, « Véhicules à faibles émissions. Groupement de commande de 19 véhicules à Niort, France », 2016

¹³² Le terme « matières particulaires » (*particulate matter* en anglais) désignent l'ensemble des particules émises lors de l'utilisation d'un véhicule notamment, et comprend entre autres les particules fines (*United States Environmental Protection Agency* (EPA), « Particulate Matter », 2014).

¹³³ Deux autres options sont offertes au pouvoir adjudicateur dans la directive : soit établir des spécifications techniques aux performances énergétiques et environnementales, soit définir des critères d'attribution sur la base de ces externalités. À noter que la directive ne définit pas les options comme mutuellement exclusives : le pouvoir adjudicateur a donc la marge de manœuvre pour les combiner s'il le souhaite.

¹³⁴ En anglais : *life cycle costing* (LCC).

Ainsi, *in fine*, le coût global pour le marché public d'achat de véhicules de la ville de Niort prenait en compte :

- Les coûts supportés par l'acheteur : le coût d'acquisition, le coût du carburant et le coût de la maintenance planifiée,
- Le coût des externalités environnementales.

- **Dimension juridique**

L'initiative Niortaise se fonde juridiquement sur la Directive communautaire 2009/33/CE dite « Véhicules propres » transposée en droit français en 2011 par toute une série de textes dont :

- L'article 12 de la loi n° 2011-12 du 5 janvier 2011 portant diverses dispositions d'adaptation de la législation au droit de l'Union européenne qui insère dans l'ordonnance n° 2005-649 du 6 juin 2005 relative aux marchés passés par certaines personnes publiques ou privées non soumises au code des marchés publics un article 37-1 qui dispose :
« Dans les conditions et sous réserve des exceptions prévues par décret en Conseil d'État, lorsqu'ils achètent un véhicule à moteur au sens du 1° de l'article L. 110-1 du code de la route, les pouvoirs adjudicateurs et les entités adjudicatrices tiennent compte des incidences énergétiques et environnementales de ce véhicule sur toute sa durée de vie » ;
- L'article 3 du décret n° 2011-493 du 5 mai 2011 relatif à la prise en compte des incidences énergétiques et environnementales des véhicules à moteur dans les procédures de commande publique qui insère un article 41-3-1 dans le décret de 2005. Le décret, d'une part, modifie le code des marchés publics et d'autre part, précise le champ et les modalités d'application de l'article 12 de la loi n° 2011-12 du 5 janvier 2011 en stipulant que l'acheteur a le choix entre la fixation de spécifications techniques, dont le degré d'exigence est laissé à son appréciation, et l'utilisation de critères d'attribution liés aux incidences énergétiques et environnementales du véhicule sur toute sa durée de vie. Dans la deuxième option, ces incidences peuvent être traduites en valeur monétaire.
- L'arrêté du 5 mai 2011 relatif aux modalités de prise en compte des incidences énergétiques et environnementales des véhicules à moteur dans les procédures de commande publique qui développent la méthode de calcul permettant de monétariser les coûts de de la consommation d'énergie, des émissions de CO₂ et des émissions de polluants.

Le groupement de commande mise en place pour cet accord-cadre avait fixé les critères d'analyse de l'offre établis de la manière suivante¹³⁵ :

- Délai de livraison : 5%
- Performance de la garantie et du SAV : 25%

¹³⁵ RESECO, « Actualité de la commande publique et de l'achat responsable 2017 : réforme de la commande publique », présentation au journée technique ATTF, 6 avril 2017

- Niveau de sécurité des véhicules : 5%
- Valeur technique (confort, ergonomie, niveau d'équipement) : 10%
- Étendue de la gamme : 10%
- Performance économique sur la base du prix de revient kilométrique (coût global d'utilisation ramené au kilomètre) : 45%

Le critère d'évaluation environnementale, un des critères de la performance économique, du marché public de la ville de Niort était noté sur 40 points composés du niveau sonore des véhicules (pondéré à 25% du total) et les coûts relatifs à la consommation énergétiques et aux émissions (pondérés à 75% du total)¹³⁶.

- Dimension méthodologique

Les coûts des externalités environnementales étant normatifs et devant donc être calculés exactement selon les méthodes prévues par la 3^{ème} option de la directive « Véhicules propres », la ville de Niort les a mises en application pour la valorisation des émissions de CO₂ et de polluants aériens¹³⁷.

Lesdites méthodes permettent de traduire en termes monétaires les externalités environnementales que sont les émissions de polluants aériens (CO₂, PM, HCNM, NOx) pouvant ainsi être additionnés aux coûts financiers de l'achat. Elles sont détaillées ci-après.

La valorisation monétaire des émissions de polluants aériens dans la directive « Véhicules propres »

La directive CVD commence par établir des valeurs monétaires pour chacun des principaux polluants aériens émis lors de l'utilisation des véhicules :

CO ₂	NOx	HCNM	PM
0,03-0,04€/kg	0,0044€/kg	0,001€/kg	0,087€/kg

Tableau 10. Valeurs monétaires fixées par la directive 2009/33/CE CVD définies pour les polluants aériens

La valeur monétaire appliquée aux émissions de CO₂¹³⁸ correspond à celle du prix du marché européen (*European emission trading* - ETS). Les émissions de NO_x¹³⁹, HCNM¹⁴⁰ et PM¹⁴¹ sont quant à elles valorisées en termes monétaires via la quantification de leur impact sur la santé humaine puis le coût de la vie humaine¹⁴².

¹³⁶ Farcy C., « Application de la directive européenne 2009/CE/33 dans un marché public » in « Véhicule propre et mobilité, état des lieux et perspectives », *Les rencontres de la commande publique responsable* de RESECO, 2011

¹³⁷ À noter que la directive 2009/33/CE CVD propose également des calculs concernant la consommation énergétique des véhicules, que la ville de Niort n'a pas choisi d'appliquer dans le cadre de son marché public (Entretien avec Benoit Taris, Responsable des achats publics de la ville de Niort).

¹³⁸ Söldner Franz, "EU Policy on Clean Vehicles", GPP Conference Stockholm, 2009

¹³⁹ Maibach M. et al., "Handbook on estimation of external costs in the transport sector", 2008

¹⁴⁰ *Ibid.*

¹⁴¹ PWC, "Impact assessment on a new approach for the cleaner and more energy efficient vehicles directive proposal", Commission européenne, 2007

¹⁴² Maibach M. et al., « Handbook on estimation of external costs in the transport sector », 2008

Il est important de noter que la directive « Véhicules propres » laisse la possibilité aux pouvoirs adjudicateurs d'augmenter le coût par kilo de ces polluants aériens, dans la limite maximale d'un doublement : le pouvoir adjudicateur pourrait ainsi décider d'augmenter le coût du kilo de CO₂ émis jusqu'à 0,08€/kg. Dans le cadre de son achat public de véhicules routiers légers, la ville de Niort s'en est tenue aux valeurs du Tableau 5 ci-dessus.

Sur cette base, les coûts des externalités environnementales sont calculés en fonction des émissions liés à l'utilisation d'un véhicule tout au long de sa vie. Pour ce faire, la directive « Véhicules propres » définit des émissions moyennes en kg par kilomètre parcouru. Ces émissions sont ensuite multipliées par la valeur monétaire détaillée précédemment, ce qui permet d'obtenir *in fine* les coûts des émissions pendant toute la durée de vie :

Type de véhicule	Émissions CO ₂ (g/km)	Émissions CO ₂ (kg/km)	Coût (€/kg CO ₂)	Coût des émissions de CO ₂ pendant toute la durée de vie base 200 000 km (€)
Diesel	102	0,102	0,03	612
Essence	109	0,109	0,03	654
Électrique	0	0	0,03	0
Hybride	87	0,087	0,03	522
GNC	138	0,138	0,03	828
Éthanol	116	0,116	0,03	696

Tableau 11. Exemple d'utilisation des valeurs fixées par la directive 2009/33/CE pour comparer les véhicules par type de carburant en fonction de leurs émissions de CO₂. Source : BASIC, d'après Clean Fleet Project.

L'addition des différents éléments permet enfin d'obtenir une comparaison des coûts d'utilisation¹⁴³ pour toute la durée de vie - dont les coûts liés aux externalités environnementales - en fonction du type de véhicules et de leur carburant :

Type de véhicule	Coûts pendant toute la durée de vie (€)					Total coûts d'utilisation pour toute la durée de vie (€)
	Consommation carburant	Émissions CO ₂	Émissions NOx	Émissions HCNM	Émissions de particules	
Diesel	5.827,30	612	107,80	0	0,191400	6.547,29
Essence	6.242,35	654	36,61	11,040	0,292320	6.944,29
Électrique	2.584,93	0	0	0	0	2.584,93
Hybride	5.047,01	522	2,90	5,020	0	5.576,93
GNC	10.546,42	828	37,84	0	0	11.412,26
Éthanol	6.188,40	696	10,56	11,280	0,045240	6.906,28

¹⁴³ La directive 2009/33/CE s'appuie ainsi sur l'avis du groupe de haut niveau sur la compétitivité, l'énergie et l'environnement qui recommandait dans son rapport du 27 février 2017 que les coûts encourus pendant toute la durée de vie d'un véhicule, et en particulier ceux relatifs à la performance énergétique, soient pris en compte lors des achats.

Tableau 12. Exemple d'utilisation des valeurs fixées par la directive 2009/33/CE pour comparer les véhicules par type de carburant en fonction des coûts d'utilisation pour toute la durée de vie. Source : BASIC, d'après Clean Fleet Project.

Le marché public d'achat de véhicules de la ville de Niort de 2016

Pour mettre en pratique cette méthodologie, la ville de Niort a utilisé la formule suivante dans son marché :

$$\text{Km sur la durée de vie}^{144} \times \text{Niveau d'émissions en g/km en utilisation urbaine} \times \text{valeur de chaque polluant}^{145}$$

Le classement des offres des répondants est détaillé ci-dessous. La ville de Niort a retenu l'offre qui n'était pas la moins chère, même si elle restait inférieure au coût moyen des offres conformes¹⁴⁶.

	Supplier 1 - F	Supplier 2 - T	Supplier 3 - P	Supplier 4 - R
Total CPK	€ 549 927,90	€ 506 297,70	€ 497 758,60	€ 492 432,10
Financial score (45 points)	39,75	43,93	44,60	45,00
Range of vehicles (10 points)	5,00	9,00	8,00	9,00
Warranty (25 points)	20,00	23,50	21,00	21,50
Technical value (10 points)	6,00	7,00	9,00	6,00
Safety (5 points)	4,50	4,50	4,50	4,50
Delivery time (5 points)	3,00	5,00	4,00	2,00
TOTAL	78,25	92,93	91,10	88,00
RANK	4	1	2	3

Figure 43. Classement des offres des répondants au marché public de la ville de Niort sur l'achat de véhicules faiblement émetteurs de polluants. Source : SPP

Finalement, le travail de sourcing en amont de la ville de Niort a permis de recevoir des offres de bonne qualité et cohérentes avec les demandes de son marché public. L'intégration du coût liés aux externalités environnementales dans les critères de l'offre a permis selon la ville de Niort de sélectionner un prestataire conforme à ses exigences tant financières qu'environnementales. L'outil est selon eux pertinent pour différencier des véhicules plus performants environnementalement au sein d'une même catégorie (par exemple essence). Néanmoins, l'outil atteindrait ses limites quand il s'agit de comparer des véhicules de différentes catégories (électrique versus diesel par exemple), notamment car les différences de prix tendent à rendre nul l'effet de l'intégration des coûts des externalités environnementales (voir dans la partie ci-dessous). Ce constat soulève l'importance de la pondération des différents critères au sein du marché public.

2.1.2. Avancées et difficultés rencontrées

- **Dimensions méthodologique et politique**

Avant d'intégrer les coûts des externalités environnementales dans leurs marchés publics, le département d'achats publics de la ville de Niort a fait l'effort d'expliquer les tenants et aboutissants de la démarche aux potentiels futurs répondants afin qu'ils en saisissent le sens et la portée. Si en effet les acteurs de

¹⁴⁴ La ville de Niort avait défini une durée d'utilisation des véhicules sur 10 ans avec un kilométrage annuel de 7000km pour les petites citadines et 10 000km pour les citadines dans un usage 100% urbain (SPP, 2016, op. cit.).

¹⁴⁵ Valeurs définies par la directive 2009/33/CE CVD.

¹⁴⁶ SPP, « Véhicules à faibles émissions. Groupement de commandes de 19 véhicules à Niort, France », 2016

l'économie privée sont habitués à des demandes intégrant les coûts totaux d'opération émanant du privé (par exemple des loueurs de voitures), la démarche surprenait plus venant d'une administration publique¹⁴⁷. Un travail relationnel a donc été fait afin de les aider à se préparer.

Il a fallu ensuite que les répondants acceptent de jouer le jeu et de faire l'effort d'aller chercher des informations (notamment sur les émissions de CO₂ et des polluants aériens de leurs véhicules). Les grilles de calcul étant fournies dans la consultation, les répondants n'avaient qu'à entrer leurs données. Aucun frein particulier ni incompréhension n'a été remonté au pouvoir adjudicateur. Néanmoins, il a fallu parfois que le pouvoir adjudicateur corrige des erreurs, par exemple sur des émissions déclarées en grammes au lieu de milligrammes¹⁴⁸.

- **Dimension juridique**

Cette initiative bien qu'innovante eu égard au nombre peu élevé d'initiatives, repose sur le cumul de deux facteurs qui ont permis de la mener à termes dans de bonnes conditions :

- Le pouvoir adjudicateur disposait d'un cadre juridique très précis et d'une méthodologie « clés en mains » qu'elle pouvait mettre en œuvre dans son marché grâce à la transposition complète de la Directive communautaire en droit français ;
- Les soumissionnaires disposaient pour leur part de données aisément accessibles leur permettant de remplir le cadre du marché.

Malgré un cadre juridique et méthodologique et un secteur d'activité favorables, le pouvoir adjudicateur a dû fortement s'impliquer auprès des soumissionnaires pour leur expliquer la démarche.

2.1.3. Analyse

L'étude du marché public d'achat de véhicules de la ville de Niort nous permet de mieux comprendre et d'illustrer concrètement la mise en application de la directive « Véhicules propres ».

- **Des méthodes de calcul perçues comme trop complexes et non pertinentes... en cours de révision**

Au-delà du cas particulier du marché public de la ville de Niort, l'option 3 de la directive « Véhicules propres » relative aux coûts des externalités environnementales est bien souvent perçue comme très voire trop complexe pour être appliquée.

Pour aider les pouvoirs adjudicateurs à se réapproprier cette option, l'Union européenne avait financé le projet *Clean Fleets* de 2012 à 2015 qui assurait des formations mais aussi développait des outils Excel mettant en application les méthodes de calcul définies par la directive « Véhicules propres ».

¹⁴⁷ Entretien avec Benoit Taris, Responsable des achats publics de la ville de Niort.

¹⁴⁸ Entretien avec Benoit Taris, Responsable des achats publics de la ville de Niort.

① EMISSIONS (OPERATIONAL LIFETIME COST- OLC) PER VEHICLE - OPTIONAL SECTION						
Do you wish to apply the operational lifetime cost methodology from the Clean Vehicles Directive?			Yes			
①	CO ₂ Emissions	g/km		g/km		g/km
	Lifetime cost of CO ₂ emissions / unit	€	-	€	-	€ -
①	NO _x (Nitrous oxides)	g/km		g/km		g/km
①	PM (Particular Matter)	g/km		g/km		g/km
①	NMHC (Non-methane hydrocarbons)	g/km		g/km		g/km
	Lifetime cost of pollutant emissions / unit	€	-	€	-	€ -
①	Reference Fuel (Cheapest of petrol or diesel before tax)					
①	Cost of Reference Fuel (before tax)	€/l		€/l		€/l
	Lifetime cost of energy consumption / unit	€	-	€	-	€ -
	OPERATION LIFETIME COST (OLC) / UNIT	€	-	€	-	€ -

Figure 44. Capture d'écran de l'outil Excel développé par le projet Clean Fleets sur les coûts OLC. Source : Clean Fleets Project.

Malgré la mise en place de ce projet, il semblerait que le niveau de complexité ait continué à être perçu comme trop élevé. Il a été souligné comme un frein important et prépondérant à la réappropriation et l'intégration des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics dans les entretiens que nous avons menés¹⁴⁹ ainsi que dans le rapport final d'évaluation de la directive « Véhicules propres »¹⁵⁰.

De plus, les méthodes de calcul des coûts d'utilisation pour toute la durée de vie ont été critiquées car elles donneraient un poids trop important à la consommation énergétique. Ainsi, les véhicules diesel listés comme étant les plus écoénergétiques selon les standards de l'Union européenne seraient quasi systématiquement avantagés au détriment d'autres véhicules par exemple au gaz qui seraient pourtant moins émetteurs de polluants aériens¹⁵¹. Cette distorsion est vivement critiquée par les pouvoirs adjudicateurs des territoires densément peuplés qui souhaiteraient donner plus de poids aux émissions de polluants aériens afin d'améliorer la qualité de l'air de leurs administrés¹⁵².

C'est entre autres pour ces deux causes que la directive 2009/33/CE « Véhicules propres » fait aujourd'hui l'objet d'une révision¹⁵³. Une des propositions phares est de supprimer la 3^{ème} option relative aux coûts des externalités environnementales pour définir à la place des seuils maximums d'émissions de CO₂ et autres polluants aériens : par exemple pour les véhicules routiers légers, le seuil maximal serait fixé entre 25 et 40g CO₂/km jusqu'en 2025 puis à 0g CO₂/km pour 2030¹⁵⁴. L'établissement de seuils maximums est perçu comme étant plus simple et clair à mettre en place par les autorités adjudicatrices, bien qu'ils suscitent de vifs débats sur la faveur donnée aux véhicules électriques et l'absence de considérations toujours pour les émissions émises tout le long du cycle du produit, depuis sa production jusqu'à son recyclage, notamment sur la question des batteries¹⁵⁵.

¹⁴⁹ Entretien avec Matthieu Bellayer, Chef de projet Marchés publics durables, RESECO ; Entretien avec Simon Clement, ancien coordinateur du projet *Clean Fleets* et *Sustainable Public Procurement (SPP) Regions*.

¹⁵⁰ Brannigan C. et al., "Ex-post Evaluation of Directive 2009/33/EC on the promotion of clean and energy efficient road transport vehicles", Commission européenne, 2015

¹⁵¹ Brannigan C. et al., "Ex-post Evaluation of Directive 2009/33/EC on the promotion of clean and energy efficient road transport vehicles", Commission européenne, 2015

¹⁵² *Ibid.*

¹⁵³ Parlement européen, "Review of the Clean Vehicles Directive", *Briefing-EU Legislation in Progress*, décembre 2018.

¹⁵⁴ *Ibid.*

¹⁵⁵ Entretien avec Simon Clement, ancien coordinateur du projet *Clean Fleets* et *Sustainable Public Procurement (SPP) Regions*.

Après 10 ans d'expériences, la nouvelle directive prévoit ainsi de fixer un barème de seuils maximum d'émissions pour remplacer le coût des externalités environnementales pour lequel les analyses et remontées terrain soulignent une trop grande complexité perçue par les pouvoirs adjudicateurs freinant leur réappropriation et donc son application dans les marchés publics.

2.2. Cas d'étude 2 : la convention méthodologique sur les coûts environnementaux (Allemagne)

Le second cas d'étude concerne l'Agence environnementale allemande et le Ministère de l'Environnement qui se sont dotés depuis 2007 d'un outil d'évaluation monétaire des coûts des externalités environnementales. Publiés dans des « conventions méthodologiques » régulièrement complétées et mises à jour, ces référentiels de coûts environnementaux permettent notamment au Ministère de l'Environnement d'évaluer l'impact environnemental de ses politiques publiques selon une analyse « coûts-bénéfices ».

2.2.1. Mise en œuvre du marché public

- Contexte

Depuis 2016, les 16 États fédéraux allemands¹⁵⁶ ont l'obligation d'appliquer l'ordonnance *Modernisation of Public Procurement Law*¹⁵⁷ dans le cadre de leurs marchés publics. Entre autres exigences, cette réglementation stipule que les pouvoirs adjudicateurs doivent utiliser l'approche du coût du cycle de vie¹⁵⁸ afin d'évaluer les offres de répondants¹⁵⁹. En ce qui concerne les coûts des externalités environnementales, le texte ouvre la possibilité à la prise en compte de différentes émissions et cite comme référence la directive 2009/33/CE sur les véhicules propres pour le calcul des émissions de CO₂ et autres polluants aériens ; mais la prise en compte de ces coûts n'est pas obligatoire. Ainsi, en ce qui concerne les marchés publics allemands ayant recours au coût du cycle de vie, il existe deux cas de figures : ceux n'intégrant pas les coûts des externalités environnementales¹⁶⁰, et ceux le faisant selon les modalités définies par la directive « Véhicules propres ».

¹⁵⁶ L'obligation n'est faite que pour les États fédéraux. Les autres autorités publiques allemandes ne sont pas soumises à cette même obligation mais sont encouragées à le faire (Entretien avec Dr. Kristin Stechemesser, Responsable des marchés publics verts à l'Agence environnementale allemande, Umwelt Bundesamt (UBA).

¹⁵⁷ Ordinance on the Award of Public Contracts (Procurement Ordinance (Vergabeverordnung – VgV)) in the version of the Ordinance on the Modernisation of Public Procurement Law (Vergaberechtsmodernisierungsverordnung - VergRModVO) of 12 April 2016, Federal Law Gazette I of 14 April 2016, p. 624

¹⁵⁸ Le texte détaille les méthodes de calcul pour les coûts tout au long du cycle de vie, en se référant notamment aux directives européennes 2014/24/UE et 2009/33/CE (Annex 3 to Sec. 68 (3) of the VgV 2016 "Method to Calculate the Operating Costs of Road Vehicles Arising during their Useful Life").

¹⁵⁹ Art. 2 (3) of the AVV-EnEff (*General Administrative Regulation for the Procurement of Energy-Efficient Products and Services*) dated 18 January 2017 ; Commission européenne, « Berlin purchases cost-efficient and clean police cars », *GPP in practice*

¹⁶⁰ Paragraphe 59 "Calculating the life-cycle costs", in Ordinance on the Award of Public Contracts (Procurement Ordinance (Vergabeverordnung – VgV)) in the version of the Ordinance on the Modernisation of Public Procurement Law (Vergaberechtsmodernisierungsverordnung - VergRModVO) of 12 April 2016, Federal Law Gazette I of 14 April 2016, p. 624

Pour la première catégorie, nous avons pu trouver plusieurs exemples de marchés publics¹⁶¹ allant au-delà des coûts d'achat et utilisent les coûts tout au long de la durée de vie du produit¹⁶². Certains comparent les différentes sources d'énergie utilisée selon les émissions de tonnes CO₂ éq associées.¹⁶³ Néanmoins puisqu'il ne s'agit pas de coûts des externalités environnementales, ces marchés publics restent en dehors de notre périmètre pour cette étude.

Pour la seconde catégorie, nous avons pu trouver des exemples de marchés publics d'achats de véhicules, comme par exemple celui des forces de police de l'État fédéral de Berlin sur l'achat de voitures économiques (*cost-efficient*) et propres¹⁶⁴. Étant donné que ce marché public reprend les mêmes éléments que celui de la ville de Niort, nous avons décidé de ne pas l'étudier en détail dans ce rapport. Par ailleurs, nous n'avons pas trouvé de marchés publics sur d'autres secteurs que ceux de l'achat de véhicules : nous pouvons émettre l'hypothèse que puisque l'ordonnance de 2016 détaille une méthode de calcul uniquement pour les émissions de CO₂ et autres polluants aériens en référence à la directive 2009/33/CE « Véhicules propres », les pouvoirs adjudicateurs allemands n'ont pas utilisé des coûts des externalités environnementales pour d'autres marchés publics.

En parallèle de cette réglementation sur les marchés publics et l'obligation faite aux autorités fédérales d'utiliser le coût du cycle de vie, l'Agence environnementale allemande (*Umwelt Bundesamt* UBA) a développé depuis 2003 une initiative intéressante de guide méthodologique pour l'évaluation monétaire des externalités environnementales. Cette initiative fait l'objet d'une actualisation régulière : la 3^{ème} version de la Convention méthodologique sur les coûts environnementaux¹⁶⁵ date de novembre 2018, des coûts environnementaux additionnels devraient y être intégrés courant 2019 et une 4^{ème} version est prévue pour 2020.

Le Ministère allemand de l'Environnement, auquel appartient l'UBA, porte politiquement et soutient financièrement l'initiative depuis 2003 et utilise les coûts moyens des externalités environnementales définis dans ces conventions méthodologiques successives dans ces évaluations d'impacts¹⁶⁶. À titre d'exemple, le coût établi pour les gaz à effet de serre (GES) dans la *Methodological Convention 3.0...* à 180€₂₀₁₆/t CO₂ est utilisé dans son évaluation d'impact du Plan pour la protection du Climat 2050.

¹⁶¹ L'Agence environnementale allemande UBA met en ligne différentes études de cas, disponibles en allemand, ici : <https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/economics-consumption/green-procurement/incorporating-green-procurement-into-your>

¹⁶² Les coûts généralement pris en compte sont les coûts d'approvisionnement, coûts en énergie lors de l'utilisation du produit, coûts autres lors de l'utilisation du produit, coûts de fin d'usage et coûts de gestion des déchets (Source : *Umwelt Bundesamt* UBA, « Umweltfreundliche Beschaffung. Einführung in die Berechnung von Lebenszykluskosten und deren Nutzung im Beschaffungsprozess, *Schulungsskript 2*, Janvier 2019).

¹⁶³ *Umwelt Bundesamt* UBA, "Incorporating green procurement into your organizational practice", 2016 ; *Umwelt Bundesamt* UBA, "Berechnungswerkzeug für Lebenszykluskosten verschiedener Produkte (LCC-Tool)", 2018

¹⁶⁴ *Institute for Applied Ecology* (Öko-Institut e.V.), *Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt be.Berlin*, Umwelt- und Kostenentlastung durch eine umweltverträgliche Beschaffung, 2015.

¹⁶⁵ *Umwelt Bundesamt* UBA, « Methodological Convention 3.0 for the Assessment of Environmental Costs – Cost Rates », novembre 2018 actualisée en février 2019.

¹⁶⁶ Natural Capital Coalition, « Government Dialogue Best Practice: German Evaluation of Environmental Damage. The Methodological Convention 3.0 for the Assessment of Environmental Costs », novembre 2018.

- Dimension méthodologique

Depuis 2007, l'UBA publie régulièrement un guide d'évaluation monétaire des dommages environnementaux. Ce document établit des coûts moyens de différentes externalités environnementales en se basant sur des données scientifiques solides et en toute transparence sur les méthodes et bases de données utilisées¹⁶⁷.

L'objectif poursuivi par l'UBA dans la publication de ce rapport est de rendre plus compréhensible et saisissable les impacts environnementaux en les exprimant en termes monétaires auprès des décideurs publics comme privés. L'information documentée dans le rapport permet ainsi de nourrir les analyses sur les coûts et bénéfices des mesures de protection de l'environnement et favorisent *in fine* le développement de politiques publiques environnementales¹⁶⁸.

Il est important de noter que le périmètre de calcul et d'évaluation monétaire des dommages diffère en fonction des externalités : à titre d'exemple, les coûts liés aux émissions de GES sont considérés à un niveau global, tandis que les coûts de la pollution de l'air sont nationaux et ceux du bruit sont locaux¹⁶⁹.

Ci-dessous nous vous détaillons sur trois exemples les calculs de monétarisation qui permettent à l'UBA de déterminer une valeur monétaire par émission.

Le coût du changement climatique

La monétarisation de l'impact du changement climatique est réalisée sur la base du modèle de Anthoff (2007)¹⁷⁰. Ces travaux, issus du projet NEEDS (*New Energy Externalities for Sustainability*), constituent une référence reconnue. Ils prennent en compte le développement de maladies mortelles, les déplacements de population dus à la hausse du niveau de la mer, l'évolution de la productivité agricole et forestière, et la consommation supplémentaire de ressources aquatiques et énergétiques. Le modèle applique ensuite un taux d'actualisation de 1%, qui permet de prendre en compte l'inflation et plus généralement la dynamique économique. La valeur *in fine* recommandée est 180 euros par tonne de CO₂ équivalent.

	Coût du changement climatique exprimé en € ₂₀₁₆ / t CO ₂ éq.		
Taux d'actualisation	2016	2030	2050
1%	180	205	240
0%	640	670	730

Tableau 13. Recommandations de l'UBA sur les coûts du changement climatique. Source : UBA 2018

¹⁶⁷ *Ibid.*

¹⁶⁸ *Ibid.*

¹⁶⁹ *Ibid.*

¹⁷⁰ Anthoff « Report on marginal external damage costs inventory of greenhouse gas emissions », 2007. <http://www.needs-project.org/2009/Deliverables/RS1b%20D5.4-5.5.pdf>.

Le coût de la pollution de l'air

La pollution de l'air est tout d'abord monétarisée via l'impact sur la santé humaine. Le modèle se base sur l'effet sanitaire des polluants tels que décrit par la *World Health Organization* puis cet effet est monétarisé via la valeur d'une vie statistique. Bien que très faible comparé à son impact sanitaire, l'impact de la pollution de l'air sur les récoltes agricoles, sur la biodiversité, et les dégâts matériels, est également monétarisé sur la base des travaux du projet NEEDS.

	Coût des émissions en Allemagne (€ ₂₀₁₆ / t d'émissions)				
	Dommmages à la santé humaine	Pertes de biodiversité	Pertes de récoltes	Dommmages matériels	Total
PM _{2,5}	58 400	0	0	0	58 400
PM _{coarse}	960	0	0	0	960
PM ₁₀	41 200	0	0	0	41 200
NO _x	14 400	2 600	800	130	17 930
SO ₂	13 600	1 000	-160	600	15 040
HCNM	1 100	0	950	0	2 050
NH ₃	21 700	10 400	-100	0	32 000

Tableau 14. Coûts environnementaux moyens de la pollution de l'air due à des émissions d'origines non connues ((e)2016 / t d'émissions). Hypothèse : PM₁₀ se compose de 70% de PM_{2,5} et de 30% de PM_{coarse}. Pour le NO_x et le SO₂, les coûts reflètent les dommages causés par une formation secondaire de matières particulaires. Source : UBA 2018 et van der Kamp et al. 2017

Le coût de l'occupation des sols

Enfin, l'UBA monétarise également les impacts de l'occupation des sols en utilisant une étude réalisée en Suisse par l'ARE¹⁷¹ qui évalue les coûts de remplacement des espaces perdus ou fragmentés.

2.2.2. Avancées et difficultés rencontrées

- Dimension méthodologique

À l'instar de l'initiative suisse (voir étude de cas 3 dans ce rapport), l'UBA considère son initiative de valorisation monétaire des externalités environnementales comme en constante évolution au fur et à mesure des avancées scientifiques : en d'autres termes, l'UBA intègre dans son rapport de nouvelles externalités environnementales à partir du moment où des bases de données ainsi que des méthodes de calcul scientifique crédibles et étayées sont disponibles.

¹⁷¹ Bieler, Cuno, Daniel Sutter, Christoph Lieb, Heini Sommer, et Matthias Amacher. « Aktualisierung der Berechnungen von Umwelt-, Unfall- und Gesundheitseffekten des Strassen-, Schienen-, Luft- und Schiffsverkehrs 2010 bis 2015 ». 2018.

Ainsi, il est prévu l'intégration en 2019 de coûts environnementaux additionnels à la « Convention méthodologique 3.0 sur l'évaluation des coûts environnementaux », à savoir : les dommages causés aux écosystèmes, les émissions de gaz à effet de serre dans l'agriculture, les pollutions dues aux émissions d'azote et de phosphore, ainsi que les impacts liés à la production de certains matériaux de construction¹⁷².

2.2.3. Analyse

Nous voyons un intérêt majeur à cette étude de la « Convention méthodologique... » de l'UBA : en effet, il est intéressant de comprendre comme l'Agence environnementale allemande a mis en place et suit dans le temps un processus de monétarisation des externalités environnementales. Ses publications régulières sont de véritables guides qui rendent compte des avancées scientifiques et donnent à voir les émissions aujourd'hui quantifiables ainsi que les valeurs monétaires qui peuvent être appliquées à chaque externalité.

Bien que les valeurs monétaires produites dans le cadre de ce guide ne soient pas des valeurs tutélaires, elles sont néanmoins des références publiques, documentées et réutilisables par les acteurs potentiellement intéressés. Elles sont notamment utilisées par le Ministère de l'environnement allemand pour les études d'impacts de ses politiques publiques.

Néanmoins, l'absence d'utilisation de cette « Convention méthodologique... » dans le cadre de marchés publics limite la portée de cette étude de cas.

¹⁷² Entretien avec Björn Bünger, Économiste en chef à l'UBA, Co-auteur de la Convention méthodologique 3.0 sur l'évaluation des coûts environnementaux.

2.3. Cas d'étude 3 : la redevance poids lourds liée aux prestations (RPLP) de la Confédération suisse

Ce troisième cas d'étude n'est pas un marché public mais une taxe dont doit s'exonérer tout poids lourd traversant la Suisse : il s'agit de la redevance poids lourd liée aux prestations (RPLP). Établie en 2001, la RPLP est intéressante à documenter et analyser pour son processus de gouvernance et de suivi des coûts des externalités environnementales.

2.3.1. Mise en œuvre de la redevance

- Contexte

Dès les années 1990, la Suisse fait le constat de l'augmentation inexorable de la part du transport routier dans le trafic de marchandises. Les tendances enregistrées au sein de 26 pays européens entre 1970 et 2010 viennent après coup le confirmer : sur cette période, le trafic de poids lourds est passé de 1095 à 2296 milliards de tonnes-kilomètres et la part de marchandises transportées par la route est passée de 36 à 72%¹⁷³.

Après une 1^{ère} redevance forfaitaire sur le trafic des poids lourds mise en place au début des années 1990, la Confédération suisse réfléchit à l'établissement de la Redevance liée aux prestations poids lourds (RPLP) avec pour objectif de freiner la croissance du trafic de poids lourds et développer le fret ferroviaire afin de réduire les impacts sur l'environnement.

En accord avec les règles de démocratie directe de la Suisse, le projet RPLP a été présenté et discuté dans le cadre de procédures de consultation par toutes les parties prenantes concernées¹⁷⁴, à savoir : les cantons, les communes, les associations d'intérêts, les partis politiques, etc. Le processus a été conclu par un vote à l'automne 1998 où le projet de RPLP a été largement accepté.

Les transporteurs routiers, via notamment l'Association suisse des transports routiers, ont été étroitement associés dès le projet de loi et tout au long de la mise en œuvre technique de la RPLP. Ils ont ainsi été consultés par exemple sur les modalités de prélèvements de la taxe, en complément des exigences qu'avait l'administration fédérale des douanes. Ils ont également été parties prenantes de la phase de test-pilote avant l'introduction définitive de la RPLP¹⁷⁵.

Depuis 2001, la RPLP s'applique ainsi à tout camion de marchandise de plus de 3,5 tonnes en fonction des kilomètres parcourus sur le tout le réseau routier suisse, le poids total autorisé et les émissions du véhicule¹⁷⁶.

¹⁷³ Office fédéral du développement territorial ARE, « Équitable et efficiente. La redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP) en Suisse », 2015

¹⁷⁴ Entretien avec Aurelio Vigani, Responsable de la RPLP à l'ARE ; Office fédéral du développement territorial ARE, 2015, *op. cit.*

¹⁷⁵ Entretien avec Aurelio Vigani, Responsable de la RPLP à l'ARE

¹⁷⁶ Redevance poids lourds liée aux prestations (RPLP), <https://www.aren.admin.ch/are/fr/home/transports-et-infrastructures/bases-et-donnees/redevance-poids-lourds-liee-aux-prestations--rplp-.html>

- Dimension juridique

Les principaux paramètres de la RPLP ont été fixés dans la Loi relative à une redevance sur le trafic des poids lourds, LRPL) du 19 décembre 1997¹⁷⁷.

Un aspect fondamental de cette loi est l'article 7 « Couverture des coûts » qui pose la base juridique pour le calcul de coûts externes et la conséquente internalisation par le biais de la RPLP : « *Le produit de la redevance ne doit pas excéder les coûts d'infrastructure non couverts et les coûts supportés par la collectivité. Les coûts supportés par la collectivité correspondent au solde des coûts et des avantages externes de prestations de service public du trafic des poids lourds. Les coûts et avantages externes du trafic des poids lourds seront tenus à jour régulièrement. Ces comptes seront établis en fonction de l'état des connaissances scientifiques* ».

À noter qu'un Accord sur les transports terrestres a dû être conclu en 2002 entre l'Union européenne et la Confédération suisse dont les deux principaux points sont la fixation d'un plafond maximum de redevance¹⁷⁸ et le relèvement progressif de la limite de poids¹⁷⁹.

- Dimension méthodologique

En l'absence de prise en compte des coûts des externalités par les transporteurs routiers, la Confédération suisse identifiait le risque d'une subvention indirecte au secteur du transport routier (puisque les coûts externes des activités auraient été alors reportés sur la collectivité et l'État¹⁸⁰) et ainsi d'entretenir un mode de transport trop bon marché. Partant de ce constat, la loi introduisant la RPLP vise à l'internalisation de tous les coûts afférant au transport routier de marchandises par les transporteurs eux-mêmes : cette taxe a pour objectif d' « *assurer la couverture à long terme des coûts d'infrastructure et des coûts occasionnés à la collectivité par ce trafic, dans la mesure où celui-ci ne compense pas ces coûts par d'autres prestations ou redevances* » (article 1 LRPL).

Sur mandat du Conseil fédéral, le Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication a mené plusieurs études visant à identifier les externalités environnementales les plus importantes mais aussi celles qu'il était possible d'exprimer de façon fiable en termes monétaires. Les études ont conclu que les composantes à prendre en compte étaient : les coûts des dommages causés à la santé et aux bâtiments par la pollution de l'air, ainsi que les coûts des nuisances dues au bruit et des accidents¹⁸¹. Le coût total de ces externalités environnementales était estimé à 1 150 millions CHF en 2010.

En 2015, ces coûts externes¹⁸² ont été mis à jour et comprennent désormais :

- Dommages dus à la pollution atmosphérique

¹⁷⁷ Assemblée fédérale de la Confédération suisse, Loi fédérale concernant une redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (Loi relative à une redevance sur le trafic des poids lourds, LRPL), du 19 décembre 1997 (État le 1^{er} janvier 2018) : <https://www.admin.ch/opc/fr/classified-compilation/20000031/index.html>

¹⁷⁸ Lors de son introduction en 2001, le tarif était fixé à 1,68 ct./tkm puis il a été augmenté à 2,44 ct./tkm en 2005 et 2,70 ct./tkm en 2008 (Source : Office fédéral du développement territorial ARE, « Équitable et efficiente. La redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP) en Suisse », 2015).

¹⁷⁹ En 2011, la limite de poids est passée de 28 à 34 tonnes puis à 40 tonnes en 2005 (Source : *ibid*).

¹⁸⁰ Office fédéral du développement territorial ARE, 2015, *op. cit*.

¹⁸¹ *Ibid*.

¹⁸² Office fédéral du développement territorial ARE, « Coûts et bénéfices externes des transports en Suisse », 2015

- Dommages pour la santé
- Dommages aux bâtiments
- Pertes de récoltes
- Dommages aux forêts
- Pertes de biodiversité
- Bruit
- Réchauffement climatique
- Coûts liés à la nature et au paysage
- Dégâts aux sols dus à des substances toxiques
- Dommages dus aux processus amont et aval
- Accidents
- Coûts supplémentaires dans les espaces urbains

Le calcul (voir Figure 3) se base sur le volume de trafic établi à partir des quantités transportées (en tonnes) et des distances parcourues (en kilomètres). Les externalités listées ci-dessus sont ensuite quantifiées en utilisant des valeurs d'émissions mais aussi des données relatives à l'urbanisation, la densité de population etc. afin d'estimer les dommages causés.

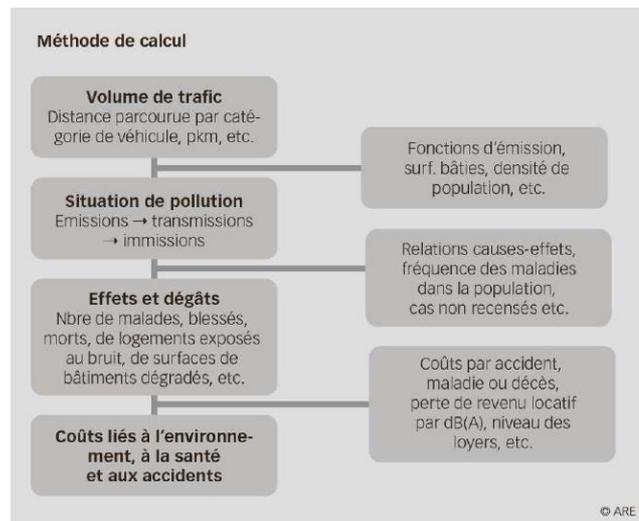


Figure 45. Méthode de calcul des coûts externes liés au transport routier. Source : ARE

Enfin, l'évaluation monétaire de ces externalités se fait en utilisant de préférence les prix observables sur le marché, un choix justifié par l'ARE selon le fait que « ce sont eux qui traduisent le mieux la rareté des ressources utilisées ou l'estime que porte la société à un bien donné »¹⁸³.

¹⁸³ Office fédéral du développement territorial ARE, « Coûts et bénéfices externes des transports en Suisse », 2015

Pour les externalités pour lesquelles il n’y pas de prix observables sur le marché¹⁸⁴, les calculs font appel à trois autres méthodes¹⁸⁵ :

- La méthode des coûts de réparation des dommages et de remplacement : ici, elle est par exemple utilisée pour déterminer les coûts liés à la réparation des dommages ou au remplacement des biens endommagés sur la nature et le paysage. Elle correspond à l’approche dite des coûts défensifs de la classification de l’ITAB¹⁸⁶.
- La méthode des coûts d’évitement des dommages : ici, elle est par exemple utilisée pour estimer les coûts liés aux dommages Climat en déterminant le coût des mesures destinées à empêcher leurs apparitions. Elle correspond à l’approche des coûts d’abattement selon la classification de l’ITAB¹⁸⁷.
- La méthode du coût des dommages apparus : ici, elle est par exemple utilisée pour les dommages liés à la pollution atmosphérique. Il semblerait que cette méthode de l’ARE regroupe plusieurs approches de monétarisation telles que classifiées par l’ITAB, notamment celle des préférences déclarées¹⁸⁸.

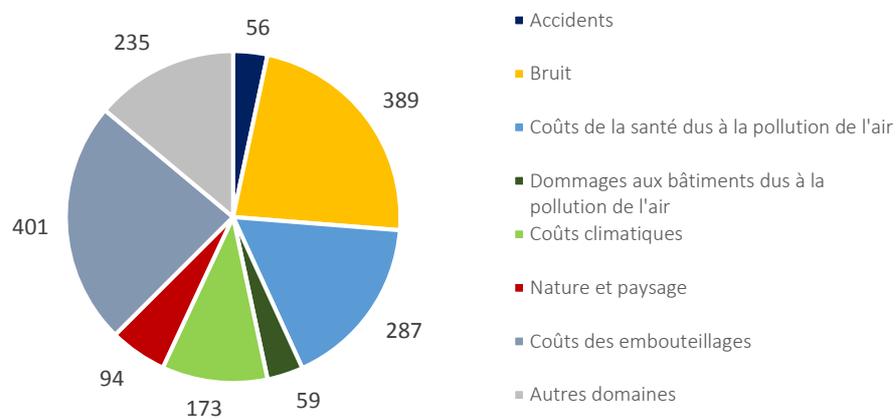


Figure 46. Les coûts externes du trafic des poids lourds en 2010 (en millions de CHF). Source : BASIC, d’après les données ARE.

À noter que les données utilisées pour ce graphique datent de 2010 et que ce sont les dernières rendues disponibles dans la publication de l’ARE de 2015. Depuis, avec les avancées des connaissances scientifiques, il semblerait que l’ARE ait été en capacité de monétariser de nouvelles externalités environnementales liées à la pollution atmosphérique, à savoir les pertes de récoltes, les dommages aux

¹⁸⁴ Les prix observables sur le marché correspondent à la catégorie des préférences observées dans la classification des approches de monétarisation de l’ITAB (Source : Sautereau, Natacha, Thierry Mercier, Krotoum Konaté, Marc Benoit, et ITAB. « Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l’agriculture biologique ? », 2016, 136.)

¹⁸⁵ Office fédéral du développement territorial ARE, « Coûts et bénéfices externes des transports en Suisse », 2015.

¹⁸⁶ *Ibid.*

¹⁸⁷ *Ibid.*

¹⁸⁸ *Ibid.*

forêts et les pertes de biodiversité. Avec ces nouvelles composantes, le montant global aurait été augmenté de 10%¹⁸⁹.

Dans la partie ci-dessous nous détaillons les méthodes de calcul utilisées pour monétariser les externalités sur l'environnement (nous ne détaillons pas celles relatives au bruit, aux accidents et aux coûts des embouteillages).

Calculs des coûts des externalités environnementales

La pollution de l'air : coûts liés à la santé humaine, rénovation de bâtiments, pertes de récoltes, dommages aux forêts et pertes de biodiversité

En ce qui concerne les coûts de la santé dus à la pollution de l'air, les calculs de l'ARE s'appuient sur les connaissances sur les risques liés à l'exposition des personnes aux polluants émis par le transport (combustion, abrasion des pneus, usure des freins etc.). A la base des calculs, les émissions totales de polluants sont exprimées en tonnes-équivalent de PM₁₀ (particules fines inférieures à 10 microns)¹⁹⁰. Les coûts des externalités liés à ces émissions sont ensuite calculées de la manière suivante : « *la corrélation entre exposition à la pollution et fréquence des maladies ou de la mortalité permet de déterminer le nombre de cas de maladies ou de décès causés par les polluants atmosphériques et ensuite de déterminer les coûts pour la santé [qui] se composent de frais médicaux, pertes de production, frais de remplacement supportés par les employeurs et des coûts immatériels* »¹⁹¹. Afin d'estimer ces coûts immatériels, l'ARE utilise la valeur de la vie statistique (*value of statistical life* VOSL). Cette valeur est obtenue via l'évaluation contingente du consentement à payer (préférence déclarée) afin d'éviter la perte d'une vie humaine : pour la Confédération suisse, la VOSL est équivalente à 6,5 millions de CHF¹⁹².

Pour ce qui est des dommages causés aux bâtiments par la pollution de l'air, l'ARE calcule les coûts externes liés aux particules fines PM₁₀ qui reflètent les montants nécessaires pour nettoyer, réparer et rénover les bâtiments par rapport à une situation exempte d'émissions de ces particules¹⁹³.

La pollution atmosphérique a également un impact sur les récoltes : l'oxyde de soufre émis par le trafic se mélange aux composés organiques volatils qui inhibent la photosynthèse, la croissance des plantes et *in fine* peut conduire à une réduction des récoltes¹⁹⁴ : ces quantités perdues sont multipliées par le prix des productions agricoles concernées afin d'obtenir les pertes de récoltes en termes monétaires.

Les émissions d'oxyde d'azote, d'ammoniacque et de dioxyde de soufre ont quant à elles comme conséquences une acidification des sols et une pollution à l'ozone qui perturbent la croissance des arbres. L'ARE obtient les coûts des dommages liés aux forêts en quantifiant la diminution de la croissance des arbres due à ces pollutions¹⁹⁵.

¹⁸⁹ Office fédéral du développement territorial ARE, « Coûts et bénéfices externes des transports en Suisse », 2015

¹⁹⁰ *Ibid.*

¹⁹¹ *Ibid.*

¹⁹² Ecoplan, Empfehlungen zur Festlegung der Zahlungsbereitschaft für die Verminderung des Unfall- und Gesundheitsrisikos (value of statistical life), 2016

¹⁹³ Office fédéral du développement territorial ARE, « Coûts et bénéfices externes des transports en Suisse », 2015

¹⁹⁴ Office fédéral du développement territorial ARE, « Coûts et bénéfices externes des transports en Suisse », 2015

¹⁹⁵ *Ibid.*

À l’instar des externalités sur les récoltes et les forêts, des pertes de biodiversité sont générées par les polluants aériens émis par le transport via une eutrophisation ou une acidification des écosystèmes. Les coûts imputés à la restauration de la biodiversité sont calculés à partir de la quantification des émissions des polluants aériens émis par le transport et des coûts de référence des pertes de biodiversité par tonne d’émission desdits polluants¹⁹⁶.

Les coûts climatiques

Pour monétariser cette externalité, l’ARE multiplie simplement les quantités de gaz à effet de serre émis par le transport (exprimés en tonnes équivalent-carbone) par la valeur moyenne de référence de la tonne de CO₂ soit 121,5 CHF pour 2015¹⁹⁷.

Nature et paysage

Pour cette externalité, l’ARE évalue puis monétarise l’impact du transport sur la fragmentation et la disparition d’habitats naturels, correspondant à des espaces de vie pour la faune et la flore¹⁹⁸.

Pour calculer le coût des externalités liées à la fragmentation des habitats, le calcul se base sur le prix de construction des ouvrages nécessaires aux transports. Pour les externalités liées à la disparition des habitats, le calcul est effectué à partir des dépenses engagées pour recréer les écosystèmes disparus et intègre donc le prix d’achat des terrains ainsi que les frais liés à la préparation et à l’entretien des surfaces de remplacement¹⁹⁹.

Fonctionnement et niveau actuels de la RPLP

De manière opérationnelle, le tarif de la RPLP par tonne-kilomètre est déterminé à partir des résultats de calcul des externalités détaillé précédemment.

Le niveau de redevance est établi en fonction de la distance parcourue sur le territoire suisse, d’un poids total maximum autorisé de référence²⁰⁰ et de l’échelon tarifaire (qui correspond à la catégorie EURO du poids lourds).

Échelons tarifaires (cts CHF/tkm)		Distance parcourue en Suisse (km)	Poids total maximum autorisé du véhicule tracteur et de la remorque (t)	Redevance (CHF)
Échelon 1 EURO 0, 1 et 2	3,10	300	30	279
Échelon 2 EURO 3	2,69	300	30	242,10

¹⁹⁶ *Ibid.*

¹⁹⁷ *Ibid.*

¹⁹⁸ *Ibid.*

¹⁹⁹ *Ibid.*

²⁰⁰ Il a été choisi de prendre le poids maximal autorisé dans le calcul pour deux raisons : d’une part la pesée réelle de chaque poids lourd à son entrée en Suisse était irréaliste, d’autre part cela pousse les transporteurs à optimiser les remplissages des poids lourds et contribue donc potentiellement à diminuer le trafic (Redevance poids lourds liée aux prestations (RPLP), *op. cit.*)

Échelon 3				
EURO 4, 5 et 6	2,28	300	30	205,2

Tableau 15. Exemples de comparaison de niveau de redevance à payer en fonction des catégories EURO des poids lourds. Source : BASIC, d'après les données de l'ARE.

2.3.2. Avancées et difficultés rencontrées

- Dimension politique

Depuis sa mise en place, la RPLP a bénéficié d'un soutien politique et citoyen stable et globalement positif. Une des rares controverses rencontrées était relative au trafic d'évitement : afin de réduire les distances parcourues, les transporteurs routiers auraient favorisé le réseau routier dit « subordonné » (réseau secondaire)²⁰¹. Afin de répondre à cette controverse, l'Office fédéral du développement territorial a commandité une étude en 2011 qui a conclu à une diminution du trafic sur l'ensemble du réseau routier entre 2000 et 2005, et une augmentation sur les autoroutes entre 2005 et 2010 mais toujours une réduction sur le réseau subordonné²⁰².

Aujourd'hui, la Confédération suisse cherche à faire évoluer la RPLP en y introduisant de nouvelles externalités : ce sujet sera abordé notamment dans le prochain²⁰³ Rapport sur la politique de transfert²⁰⁴ que le Conseil fédéral suisse publie biennuellement. À la suite de la publication de ce rapport est prévue une discussion politique au sein de l'Assemblée fédérale suisse avant de revoir les lois ainsi que l'accord avec l'Union européenne.

- Dimension juridique

Ce calcul des externalités environnementales repose une fois de plus sur un texte de loi, en l'espèce, la Loi relative à une redevance sur le trafic des poids lourds, LRPL du 19 décembre 1997. A fortiori s'agissant d'une redevance il n'aurait pu en être autrement.

Sa mise en œuvre a toutefois donné lieu à des recours formés auprès du Tribunal administratif fédéral par la branche des transports routiers contre la modalité de calcul prévue dans la loi, et en particulier contre l'intégration dans la redevance des coûts liés au temps perdu dans les embouteillages. Si le Tribunal administratif a pu faire droit au demandeur en première instance, la jurisprudence du Tribunal fédéral a répété en 2010 puis confirmé en 2013 le caractère légal de l'intégration des coûts liés au temps perdu dans les embouteillages, et par la suite de l'augmentation du tarif de la redevance décidée par le Conseil fédéral le 1er janvier 2008.

²⁰¹ *Ibid.*

²⁰² Office fédéral du développement territorial ARE, « RPLP et choix de l'itinéraire », 2011.

²⁰³ À paraître en septembre 2019

²⁰⁴ Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication DETEC, « Rapport sur le transfert du trafic en Novembre 2017 », Conseil fédéral suisse, 2017

Ces décisions de justice sont *in fine* venues conforter les méthodes de calcul de l'ARE notamment pour ce qui concerne les coûts liés aux embouteillages en leur garantissant une légalité certaine et part la même une légitimité.

Sur le long terme, les tarifs de la RPLP sont révisés régulièrement en raison de l'importante sous-couverture des coûts externes engendrés par les poids lourds (environ 1330 millions de francs de coûts externes non internalisés par la RPLP) et de la part des poids lourds en catégorie Euro 6 (qui constituent la majorité de la flotte en circulation et qui bénéficient des taux d'imposition les plus faibles de la RPLP). Ces révisions demeurent cependant encadrées par l'Accord bilatéral sur les transports terrestres conclu avec l'Union européenne²⁰⁵ qui réduit nécessairement la marge de manœuvre de la Confédération suisse.

- Dimension méthodologique

Conformément à l'article 7 de la loi qui prévoit que ces « coûts externes » soient calculés « en fonction de l'état des connaissances scientifiques », les calculs ont été mis régulièrement à jour par l'Office fédéral du développement territorial (comme par exemple les nouveaux « Value of a Statistical Life »)²⁰⁶.

Cela a eu pour impact d'intégrer de nouveaux coûts comme ceux générés par le morcellement du paysage et les dommages climatiques, mais aussi de mettre à jour les calculs pour certaines externalités déjà quantifiées sur la base de nouvelles connaissances scientifiques²⁰⁷.

2.3.3. Analyse

L'exemple de la redevance liée aux prestations des poids lourds mise en place par la Confédération suisse est intéressant car il permet tout d'abord de saisir l'importance d'inclure les usagers et citoyens dans l'établissement d'une politique publique de grande ampleur. Les processus de démocratie directe instaurés par la Confédération suisse expliquent que les citoyens et autres acteurs impliqués aient été consultés, car considérés comme parties prenantes du projet (voire décisionnaires en ce qui concerne les votes). Ils ont certainement permis une acceptabilité et une meilleure légitimité de la mesure, une compréhension de ses objectifs ainsi qu'un soutien sur le temps long.

Cet exemple est également intéressant si nous nous penchons sur le texte de loi qui a mis en place la RPLP. En effet celui-ci laisse la voie ouverte à une révision des coûts des externalités environnementales, que ce soit en termes de méthodologie comme de périmètre, au fur et à mesure des avancées scientifiques. Ainsi s'est mis en place un processus suffisamment souple pour que la RPLP puisse évoluer avec les connaissances sur les externalités environnementales. Le suivi et la révision de ces dernières permettent une mise à jour des données prises en compte dans la RPLP.

Néanmoins, nous pouvons souligner trois limites de la RPLP.

²⁰⁵ Art.40 de l'Accord entre la Confédération suisse et la Communauté européenne sur le transport de marchandises et de voyageurs par rail et par route, conclu le 21 juin 1999 et entré en vigueur le 1^{er} juin 2002 : <https://www.admin.ch/opc/fr/classified-compilation/19994647/index.html>

²⁰⁶ Office fédéral du développement territorial ARE, « Coûts et bénéfices externes des transports en Suisse », 2015

²⁰⁷ *Ibid.*

Premièrement, l'établissement de cette dernière a été défié par les acteurs de l'économie privée, et notamment les associations de transporteurs routiers sur l'intégration des coûts liés aux temps perdus dans les embouteillages. Si finalement les différentes instances judiciaires ont tranché en faveur de la Confédération suisse au détriment des transporteurs routiers, ces épisodes judiciaires soulignent l'importance de la solidité du texte législatif ainsi que de la démarche scientifique d'estimation sur lesquels les coûts des externalités environnementales se basent.

Deuxièmement, les coûts des externalités environnementales sont calculés au global et ne sont pas rattachés à un véhicule spécifique. Si cela est compensé par la pondération du tarif de la RPLP en fonction de la catégorie EURO du véhicule, nous restons quand même à un niveau relativement globalisant de la monétarisation des externalités environnementales.

Enfin, la RPLP ne prend en compte que les coûts des externalités environnementales liées à l'usage des véhicules et n'intègre pas ceux liés à l'ensemble du cycle de vie du véhicule. Cela n'était en effet pas défini comme une mission de la RPLP qui avait notamment pour objectif principal de rendre plus attractif le transport de marchandises par rails plutôt que par route.

2.4. Cas d'étude 4 : les marchés publics du Département des Travaux publics d'État des Pays-Bas

Ce quatrième et dernier cas d'étude concerne la méthode que le Département des Travaux publics d'État des Pays-Bas a développé pour intégrer les coûts des externalités environnementales comme critères d'attribution de ses marchés publics. Cette méthode associe deux critères complémentaires que sont l'échelle de performance CO₂ et l'indicateur de coûts environnementaux²⁰⁸.

2.4.1. Mise en œuvre du marché public

- Contexte

En 2010, le parlement néerlandais²⁰⁹ a voté l'obligation pour les autorités publiques néerlandaises d'avoir des marchés publics 100% durables d'ici 2015. Ce vote faisait notamment partie de la stratégie globale du gouvernement néerlandais de réduire ses émissions de CO₂ de 20% d'ici 2020 par rapport à 1990²¹⁰.

Le département des Travaux publics d'État (RWS) du Ministère des Infrastructures et de l'Environnement a ainsi décidé de développer une méthodologie lui permettant d'intégrer les externalités environnementales à ses marchés publics afin de réduire les émissions de CO₂ et autres impacts sur l'environnement engendrés par les matériaux utilisés pour les travaux publics²¹¹.

Afin de déterminer la réponse à appel d'offre gagnante, le RWS base son choix sur l'offre la plus avantageuse économiquement (MEAT) telle que définie par la directive 2004/18/CE²¹². Pour ce faire, le RWS utilise une combinaison de critères traditionnels de prix et de critères de qualité monétarisés, dont certains portent sur la durabilité environnementale du projet²¹³, afin d'objectiver la décision.

Les modalités d'évaluation et de monétarisation des critères qualité sont communiquées de façon transparente aux répondants qui peuvent calculer précisément la valeur monétaire de la qualité qu'ils proposent. Cette valeur est ensuite soustraite au prix réel de l'offre dans la logique suivante : plus le répondant fait un effort sur la qualité de son offre, plus la valeur monétaire à déduire du prix réel (« discount ») est importante. Le marché peut donc être théoriquement attribué au répondant qui a un prix réel élevé (voire le plus élevé), mais qui propose un projet avec un effort tel sur la qualité, valorisée en termes monétaires, qu'il se trouve avoir finalement l'offre la plus économiquement avantageuse.

La durabilité de l'offre est donc un des critères qualité de sélection des réponses et suit cette même logique.

²⁰⁸ Le département RWS parle de « *CO₂ performance ladder* » et de « *environmental costs indicator – ECI* », MKI en néerlandais (Source : Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, « The Rijkswaterstaat Approach. Green Public Procurement for Infrastructure in the Netherlands »).

²⁰⁹ House of Commons

²¹⁰ Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, *op. cit.*

²¹¹ *Ibid.*

²¹² *Most economically advantageous tender (MEAT)* telle que définie par l'article 53 de la Directive 2004/18/CE du Parlement Européen et du Conseil du 31 mars 2004 relative à la coordination des procédures de passation des marchés publics de travaux, de fournitures et de services.

²¹³ Les critères qualité du RWS incluent notamment : la durabilité, la gestion de projets, le design, la gestion de risques etc.

- Dimension méthodologique

Pour l'évaluation de la durabilité des offres, le RWS a développé deux outils qui permettent de rendre compte en termes monétaires des externalités environnementales liées aux processus de travail et aux produits utilisés par les différents projets des répondants : d'un côté une échelle de performance CO₂, de l'autre un indicateur de coûts environnementaux (détaillés ci-après).

L'échelle de performance CO₂

L'échelle de performance CO₂ est un système de certification attribuée aux répondants (ou que le répondant s'engage à obtenir dans l'année suivant la réponse à appel d'offre) en fonction des projets qu'il met en place pour réduire les émissions de CO₂ au sein de son entreprise et tout le long de ses chaînes d'approvisionnement.

La certification garantit le niveau d'effort que l'entreprise réalise pour réduire ses émissions de CO₂ et la note finale est obtenue sur une échelle allant de 1 à 5²¹⁴ :

- Au premier niveau l'entreprise se borne à mesurer ses émissions de CO₂,
- Les niveaux intermédiaires consistent en différents degrés d'objectifs que se fixe l'entreprise pour réduire ses émissions. Au niveau 3 par exemple, l'entreprise rend compte de ses émissions de CO₂ conformément à la norme ISO 14064-1 (l'empreinte carbone) et se dote d'objectifs chiffrés pour réduire ses émissions de CO₂ sur lesquels elle communique aussi bien en interne qu'auprès du grand public.
- Aux derniers niveaux, l'entreprise met en place des programmes de réduction de ses émissions au-delà de son seul périmètre mais aussi sur l'ensemble de ses chaînes d'approvisionnement. Au niveau 5 par exemple, en plus des engagements des niveaux précédents remplis, l'entreprise rend compte régulièrement de ses réductions de CO₂ et arrive à atteindre les objectifs fixés. Elle œuvre également activement à la mise en œuvre de programmes sectoriels et/ou filière de réduction des émissions en partenariat avec des acteurs publics ou de la société civile.

Dans les marchés publics du RWS, les répondants doivent renseigner le niveau de certification qu'ils ont obtenu sur l'échelle de performance CO₂. Le prix de leur offre est réduit par une valeur monétaire proportionnelle à leur effort pour réduire les émissions de CO₂, tel que garanti par leur niveau de certification²¹⁵. A noter que le montant de cette réduction est fixé par le RWS et peut varier en fonction des projets.

	Prix réel de l'offre	Niveau certifié ou déclaré sur l'échelle de performance CO ₂	Réduction fictive appliquée	Prix fictif de l'offre	Résultat
Entreprise A	9,7 millions €	Aucun	0%	9,7 millions €	Non

²¹⁴ SKAO, « CO₂ performance ladder: what is the ladder », article disponible en ligne ici : <https://www.skao.nl/what-is-the-ladder> ; Organisation de coopération et de développement économiques OCDE, « Country case: Green public procurement in the Netherlands », *Public Procurement Toolbox*, 2016

²¹⁵ Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, *op. cit.*

Entreprise B	10 millions €	3	4%	9,6 millions €	Non
Entreprise C	10,3 millions €	4	7%	9,58 millions €	Appel d'offre remporté pour un coût au RWS de 10,3 millions €

Tableau 16. Exemple de réduction fictive obtenue en fonction des niveaux de certification sur l'échelle de performance CO₂ de trois entreprises. Source : BASIC, d'après SKAO.

Il est important de souligner que la certification de performance CO₂ n'est pas obligatoirement déjà détenue par le répondant. Dans ce cas, le répondant estime par lui-même le niveau qui lui correspond en s'engageant à ce que ce niveau soit contrôlé et effectivement confirmé par le certificateur indépendant SKAO dans l'année suivant l'octroi du marché public. Si le niveau de certification n'est finalement pas confirmé par SKAO, une amende à hauteur de 150% de la réduction appliquée lors de la réponse au marché public est à payer par le répondant fautif²¹⁶.

L'indicateur de coûts environnementaux

Afin de quantifier la durabilité des matériaux utilisés par les répondants, le RWS a développé un logiciel permettant de calculer et traduire en valeurs monétaires leur impact environnemental²¹⁷. Celui-ci est calculé à partir d'une base de données nationale néerlandaise²¹⁸ compilant les émissions d'analyse cycle de vie (ACV) des matériaux utilisés²¹⁹ dans les travaux publics, lesquelles sont ensuite monétarisées via le logiciel développé par le RWS qui s'appelle DuboCalc²²⁰ (*sustainable building calculator*)²²¹. Ce dernier permet d'obtenir *in fine* une valeur agrégant les coûts de 11 externalités environnementales²²² calculées par le logiciel : c'est la valeur de l'indicateur de coûts environnementaux (*ECl value*)²²³.

Afin d'estimer les 11 externalités environnementales, le RWS et le logiciel DuboCalc utilisent l'approche de monétarisation des coûts d'abattement, autrement dit les coûts pour empêcher l'augmentation des émissions et des dommages. Ainsi, plus la valeur monétaire est basse, plus l'impact environnemental est

²¹⁶ *Ibid.*

²¹⁷ Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016, *op. cit.*

²¹⁸ Le RWS précise que cette base de données ACV sur les émissions des matériaux de construction est indépendante et certifiée (Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, *op. cit.*).

²¹⁹ Selon le RWS, les analyses cycle de vie (ACV) utilisées sont complètes puisqu'elles vont de l'extraction des matières premières jusqu'à la démolition et au recyclage des matériaux utilisés dans les travaux publics (Source : Organisation de coopération et de développement économiques OCDE, « Country case: Green public procurement in the Netherlands », *Public Procurement Toolbox*, 2016).

²²⁰ Le logiciel DuboCalc a été développé en interne par le RWS et est aujourd'hui géré par Cenosco : <https://www.dubocalc.nl/en/>

²²¹ Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016, *op. cit.*

²²² Les 11 externalités environnementales monétarisées par le logiciel DuboCalc sont : changement climatique, couche d'ozone, toxicité humaine, toxicité eau potable, toxicité eau de mer, toxicité des sols, smog photochimique, acidification, surfertilisation (eutrophisation), épuisement des ressources non renouvelables et épuisement des ressources fossiles (Source : Organisation de coopération et de développement économiques OCDE, 2016, *op. cit.*).

²²³ *Environment costs indicator* (ECl, ou MKI en néerlandais).

faible. À noter que cette approche de monétarisation est également celle utilisée par la méthodologie EcoCost²²⁴.

Concrètement, lors du lancement d'un appel d'offre, le RWS communique le logiciel DuboCalc ainsi que les méthodes de calcul sur les 11 externalités environnementales monétarisées auprès des aspirants répondants. Ces derniers doivent saisir en entrées les types de matériaux utilisés ainsi que les quantités utilisées pour chacun d'entre eux (voir ci-dessous la capture d'écran du logiciel DuboCalc).

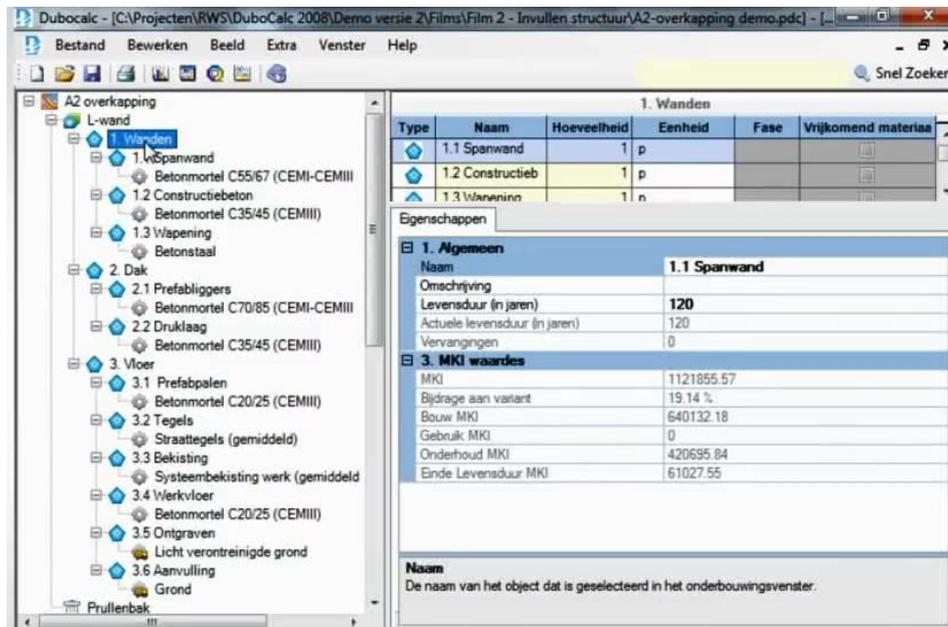


Tableau 17. Exemple de construction d'un projet détaillant les matériaux utilisés avec le logiciel DuboCalc. Source: Capture d'écran de la vidéo "DuboCalc: instructions in English" publiée par RWS

Le logiciel calcule ensuite automatiquement en fonction de ces deux paramètres les quantités émises par chaque matériau utilisé et les multiplie par le coût environnemental déterminé. Le tableau ci-dessous présente la liste du coût environnemental par catégorie d'impact²²⁵.

Externalité ou Catégorie d'impact environnemental ²²⁶	Unité utilisée pour quantifier l'impact par kg de matériau	Coût environnemental (€/kg)
Changement climatique	CO ₂ eq.	0,05
Couche d'ozone	CFC11 eq.	30
Toxicité humaine	1,4 DB eq.	0,09

²²⁴ ADEME, Le Basic, « Volet 1 – état des lieux et des connaissances sur les coûts des externalités environnementales », janvier 2019

²²⁵ Beentjes T., « LCA Achtergrondrapport granova », 2017 ; Jan van der Zwan, "The use of DuboCalc and the CO₂ performance ladder as instrument for GPP", 2011.

²²⁶ Milieueffectcategorie en néerlandais.

Toxicité eau potable	1,4 DB eq.	0,03
Toxicité eau de mer	1,4 DB eq.	0,0001
Toxicité des sols	1,4 DB eq.	0,06
Smog photochimique	C ₂ H ₄ eq.	2
Acidification	SO ₂ eq.	4
Surfertilisation (eutrophisation)	PO ₄ eq.	9
Epuisement des ressources non renouvelables	SB eq.	0,16
Epuisement des ressources fossiles	SB eq.	0,16

Tableau 18. Coût environnemental pour chaque externalité (catégorie d'impact environnemental). Source : BASIC, d'après les données de Beentjes 2017 et RWS

Enfin, le logiciel agrège les coûts des externalités environnementales en un résultat unique *ECI value*²²⁷.

MilieuKostenIndicator (MKI) Materials and processes			
Milieu-effectcategorie	Items (M/P)	Equivalent unit (kg)	Env. Cost [C/kg]
equivalent]			
1. Climate change	5,8	CO ₂ eq	€ 0,05
2. Effect on ozone layer	etc	CFK-11 eq	€ 30,--
3. Human toxicity		1,4-DCB eq	€ 0,09
4. Ecological toxicity, sweet water		1,4-DCB eq	€ 0,03
5. Ecological toxicity, salt water		1,4-DCB eq	€ 0,0001
6. Ecological toxicity, land		1,4-DCB eq	€ 0,06
7. Photochemical reactivity (Smog)		C ₂ H ₄ eq	€ 2,--
8. Acidification		SO ₂ eq	€ 4,--
9. Over fertilisation		PO ₄ eq	€ 9,--
10. Depletion of non renewable materials		Sb eq	€ 0,16
11. Depletion of fossil fuels		Sb eq	€ 0,16
			0,29 etc
DCB= dichloorbenzeen			MKI XX

Tableau 19. Exemple de calcul de l'ECI value (MKI). Source : Jan van der Zwan, 2011

Enfin l'*ECI value* est ensuite prise en compte pour déterminer l'offre économiquement la plus avantageuse selon une formule de calcul prescrite par le RWS. Pour ce faire, l'*ECI value* doit être transformée en « discount » à déduire du prix réel de l'offre : en effet, plus les externalités sont faibles, plus l'*ECI value* est basse et plus le discount sur le prix réel doit être élevé, et vice-versa. Ce discount (appelé MEAT pour

²²⁷ Le RWS a également publié de nombreuses vidéos expliquant le logiciel (disponible uniquement en néerlandais) : la vidéo suivante permet de visualiser le fonctionnement du logiciel tel qu'utilisé par un répondant à un appel de l'offre du RWS : Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, « DuboCalc: instructions in English » vidéo disponible ici : https://www.youtube.com/watch?v=LJY9QzxlW2w&list=PL_55kP3K1zD_tm0BaUj5sNxhlfytX6m&index=29).

« Most Economically Advantageous Tender ») est déterminé à partir de l'ECI value selon la courbe ci-dessous.

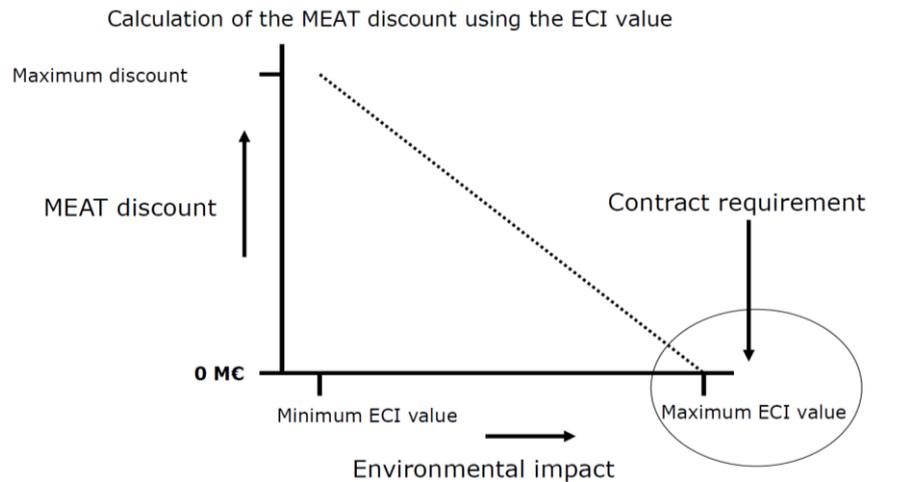


Figure 47. Illustration de la méthode de détermination du discount MEAT à partir de l'ECI Value.
Source : Leendert van Geldermalsen 2015

In fine, le « discount MEAT » ainsi calculé est soustrait au prix réel de l'offre pour obtenir un prix total corrigé, et déterminer l'offre la plus avantageuse²²⁸.

L'objectif pour le répondant est ainsi d'obtenir la valeur d'ECI la plus basse possible (et donc le discount le plus important), tout en s'assurant qu'il sera en capacité de mettre en application cet engagement. En effet, à l'instar de la certification sur l'échelle de performance CO₂, l'ECI devient un engagement contractuel à part entière une fois que l'appel d'offre est remporté : le répondant fera l'objet de contrôle et devra prouver du respect de ses engagements quant aux matériaux utilisés sous peine sinon de se voir appliquer une sanction financière correspondant encore une fois à 150% de la réduction fictive sur le prix réel de son offre accordée par le RWS.

À titre d'exemple, dans le cas de la construction de la route N61 aux Pays-Bas, l'effort réalisé par le répondant sur les matériaux aurait permis une réduction d'externalités de 2 millions d'euros, soit une diminution d'environ 25% du montant total de l'ECI value²²⁹.

- Dimension juridique

La particularité de la méthode développée par le RWS est de ne reposer sur aucun fondement juridique national et de n'avoir pas été appuyé par une loi votée par le Parlement néerlandais²³⁰.

Cependant, conformément au droit communautaire l'introduction des coûts des externalités environnementales comme critères des marchés publics n'est pas en contradiction avec le droit à la

²²⁸ Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016, *op. cit.*

²²⁹ Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, « Sustainable procurement using DuboCalc and the CO₂ performance ladder. N61 Hoeak – Schoondijke », 2015 ; Leendert van Geldermalsen, "Green Public Procurement The Rijkswaterstaat Approach", 2015

²³⁰ Entretien avec Gerwin Schweitzer, Conseiller au sein du RWS, Programme de construction et d'entretien durables.

concurrence européenne puisque le RWS fait appel à l'approche de l'offre la plus économiquement avantageuse (MEAT) telle que définie par l'article 53 de la directive 2004/18/CE²³¹.

2.4.2. Avancées et difficultés rencontrées

- Dimension méthodologique

Un des principaux points soulignés par RWS sur l'utilisation de l'échelle de performance CO₂ et encore plus de DuboCalc est l'intérêt pédagogique pour les répondants.

Tout d'abord, le logiciel DuboCalc permet au répondant de visualiser les valeurs ECI obtenues respectivement pour chacune des phases de son projet. Il peut ainsi identifier celle qui a l'impact environnemental le plus élevé et donc ajuster son projet en conséquence.



Figure 48. Exemple de visualisation des différentes phases d'un même projet par leurs ECI value (MKI) respectives. Source : Capture d'écran de la vidéo "DuboCalc: instructions in English" publiée par RWS.

La réduction du coût des externalités environnementales peut être réalisé par exemple en utilisant une variante d'un matériau plutôt qu'une autre. Dans le cas illustré ci-dessous, le logiciel informe le répondant sur les valeurs ECI des différentes typologies de béton, ce qui peut ainsi l'aider à choisir un béton avec un coût environnemental moins élevé.

²³¹ Entretien avec Gerwin Schweitzer, Conseiller au sein du RWS, Programme de construction et d'entretien durables.

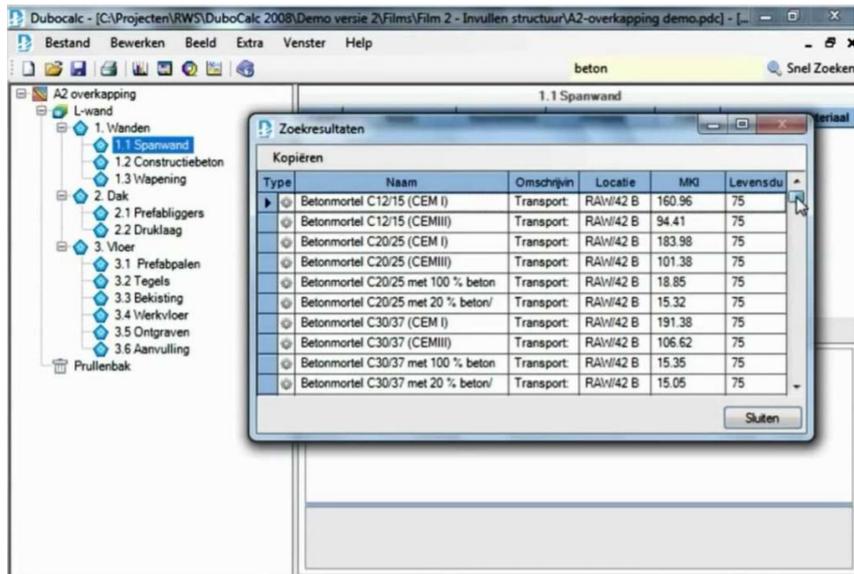


Figure 49. Exemple de comparaison entre différentes variantes d'un même matériau (ici le béton) avec leurs ECI value (MKI) respectives. Source : Capture d'écran de la vidéo "DuboCalc: instructions in English" publiée par RWS.

Enfin, le logiciel DuboCalc permet au répondant de faire un bilan global de sa proposition et de comparer différentes versions d'un même projet en fonction de leur valeur ECI totale respective, comme illustré ci-après.

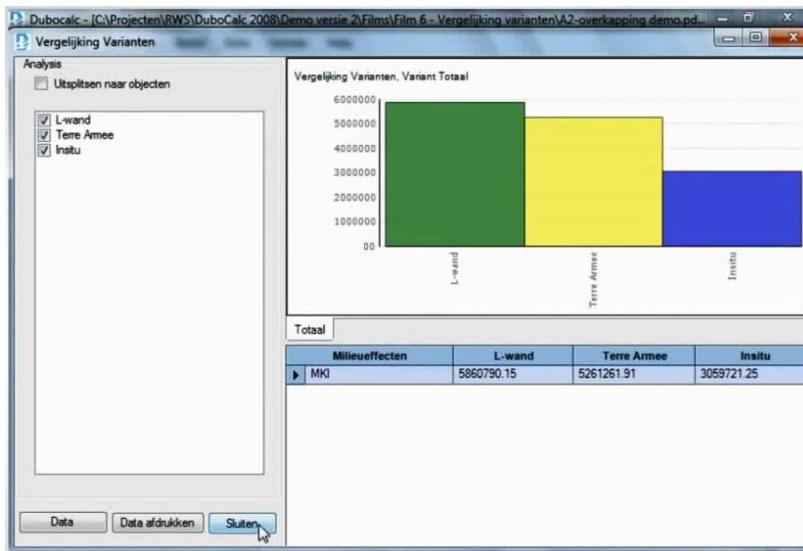


Figure 50. Exemple de comparaison entre différentes trois variantes d'un même projet selon leur ECI value totale respective. Source : Capture d'écran de la vidéo "DuboCalc: instructions in English" publiée par RWS.

- Dimension juridique

Afin de déterminer la réponse à appel d'offre gagnante, le RWS base son choix sur l'offre la plus avantageuse économiquement (MEAT) telle que définie par la directive 2004/18/CE²³². C'est ainsi une combinaison de critères prix et de critères qualité monétisés, dont la durabilité du projet²³³, qui objective la décision.

D'un point de vue d'ingénierie juridique, il est intéressant de noter que la démarche du RWS est à la base celle d'un pouvoir adjudicateur qui a développé sa propre méthodologie afin de faire usage des externalités environnementales dans ses propres marchés publics. Cette initiative est conforme aux exigences de la Directive de 2004 et anticipe celles de 2014 qui prévoient expressément le recours possible aux externalités environnementales et la mise en place de méthodologies adaptées. La démarche néerlandaise s'avère particulièrement intéressante dans la mesure où elle a été construite sur-mesure par le pouvoir adjudicateur pour les besoins de ses marchés. Elle ne s'appuie sur aucune méthodologie préexistante, contrairement à l'exemple niortais.

A fortiori, le RWS a non seulement conçu son propre outil méthodologique mais a développé son propre logiciel de monétarisation afin de proposer aux soumissionnaires de répondre de manière aisée sans avoir besoin de déterminer eux-mêmes les données à exploiter. Afin de quantifier la soutenabilité des matériaux utilisés par les répondants à ses appels d'offre de travaux publics, le RWS a développé un logiciel permettant de calculer et traduire en valeurs monétaires leur impact environnemental.

Le RWS a donc fait un usage des externalités environnementales dans un secteur relativement « vierge » et a développé une ingénierie méthodologique permettant de lever les points de blocages potentiels (absence de méthodologie ou de données exploitables aisément par les soumissionnaires) dans la mise en œuvre des externalités environnementales en droit de la commande publique.

L'utilisation de la valeur ECI et de l'échelle de performance CO₂ dans les marchés des travaux publics du RWS n'a fait l'objet que d'un recours judiciaire formé par un soumissionnaire. La décision rendue fut favorable au RWS confortant ainsi la légalité de la méthode.

2.4.3. Analyse

Cette initiative portée par le Département des Travaux publics d'Etat néerlandais RWS nous paraît très intéressante pour différentes raisons :

- Premièrement, les deux outils de l'échelle de performance CO₂ et de la valeur de l'indicateur des coûts environnementaux se complètent bien pour prendre en compte un périmètre relativement large d'externalités environnementales.
- Deuxièmement, le RWS fait appel à des quantifications d'émissions issues d'une base de données ACV avant de passer à la monétarisation des externalités environnementales. Ce

²³² *Most economically advantageous tender (MEAT)* telle que définie par l'article 53 de la Directive 2004/18/CE du Parlement Européen et du Conseil du 31 mars 2004 relative à la coordination des procédures de passation des marchés publics de travaux, de fournitures et de services.

²³³ Les critères qualité du RWS incluent notamment : la durabilité, la gestion de projets, le design, la gestion de risques etc.

fonctionnement est intéressant car il permet d'avoir une vision plus globale de l'impact environnemental d'un matériau et *in fine* d'un projet complet (en l'occurrence, de travaux publics). En cela, l'initiative va plus loin que les marchés publics appliquant la directive CVD puisque cette dernière ne concerne que les émissions dites de « sortie de pot d'échappement ».

- Troisièmement, le logiciel DuboCalc développé pour monétariser les externalités environnementales est simple d'utilisation pour les répondants, en plus d'être pédagogique. Ces derniers renseignent en détails les matériaux composant leur projet de travaux publics et le calcul du coût environnemental est réalisé automatiquement. Bien qu'il soit automatique, le calcul est transparent puisque les méthodes sont communiquées aux répondants.
- Enfin, la traduction en termes monétaires des externalités environnementales et du niveau de performance CO₂, et leur utilisation sous forme de « discount » appliqué au prix réel de l'offre, permet au RWS de rester complètement en ligne avec le droit européen de la concurrence sur les marchés publics tel que défini dans la directive de 2004. En particulier, ce dispositif permet au donneur d'ordre de continuer à déterminer « l'offre économiquement la plus avantageuse », laquelle prend en compte non seulement les prix réels, mais aussi les coûts des externalités.

Néanmoins deux limites sont à souligner quant à cette étude de cas :

- Même si les deux outils sont relativement simples d'utilisation pour les répondants, il n'en reste pas moins qu'ils ont demandé un investissement en temps et en énergie pour être mis en place. Le fait qu'il y ait en amont un fort soutien politique et une impulsion donnée par le Parlement néerlandais ont certainement joué en faveur de la mise en œuvre et du maintien de l'utilisation de ces deux outils dans les marchés publics du RWS.
- De plus, si les deux outils de performance CO₂ et d'*ECl value* sont intéressants à analyser dans leur construction et mise en application, ils restent des outils ad-hoc développés par un pouvoir adjudicateur afin de répondre à ses propres besoins. Autrement dit, l'outil n'est pas transversal et potentiellement pas transposable aux marchés publics d'autres pouvoirs adjudicateurs.

3. Analyse transverse : les enjeux de la solidité juridique, de la clarté méthodologique et de la volonté politique dans l'applicabilité des coûts des externalités environnementales

3.1. L'applicabilité des coûts des externalités environnementales selon les directives européennes

Les Directives de 2004 ont ouvert la voie à l'insertion des externalités environnementales dans les marchés publics en autorisant l'insertion de critères d'attribution à vocation environnementale pour déterminer l'offre économiquement la plus avantageuse. Mais il fallut attendre les Directives de 2014 pour que les externalités environnementales soient généralisées en droit communautaire de la commande publique.

Entre ces deux dates, la Directive de 2009/33/CE « Véhicules propres », transposée en droit français, avait posé les premières bases d'un cadre juridique et méthodologique opérationnel dans le secteur de l'automobile. Elle a eu un effet levier sur l'application des externalités environnementales dans le domaine de la commande publique en offrant pour la première fois une méthodologie « clef en mains » exploitable non seulement par les pouvoirs adjudicateurs, mais aussi par les opérateurs économiques car ils disposent de données aisément exploitables en termes d'émissions de polluants dans l'environnement.

C'est ainsi que l'initiative niortaise s'inscrit dans un environnement privilégié. Elle cumule :

- Un corpus juridique précis et adapté au secteur d'activité, qui offre une méthodologie de calcul opérationnelle et standardisée ;
- Un secteur d'activité dans lequel les données nécessaires sont aisément mises à disposition des soumissionnaires par les constructeurs.

Cet exemple de mise en œuvre montre que le degré d'applicabilité du coût des externalités environnementales est directement lié à la fiabilité d'un dispositif juridique proposant une méthodologie innovante, mais aussi et surtout à l'accessibilité des données nécessaires au calcul. Ces conditions cumulatives expliquent le nombre réduit d'initiatives que nous avons pu identifier, et le fait qu'elles sont souvent limitées à quelques secteurs d'activité dont l'automobile, ou limitées à un certain type d'externalités pour lesquelles les données sont connues (souvent les gaz à effet de serre).

L'exemple niortais permet de constater qu'une fois l'appropriation de la méthode acquise, une forte volonté politique et une information préalable des opérateurs économiques sont tout autant nécessaires pour intégrer les externalités environnementales dans la commande publique. La forte volonté politique est primordiale pour garantir la mise en place d'un environnement favorable pour une appropriation méthodologique par l'ensemble des acteurs (agents en charge des marchés et opérateurs économiques) et une implication forte des services de la commande publique du pouvoir adjudicateur.

De manière plus générale, il ressort de notre analyse que les directives européennes (2009 comme 2014) sont en partie remises en cause eu égard à la complexité du calcul et de l'intégration du coût des externalités environnementales, et ce malgré son efficacité pour répondre aux exigences environnementales des pouvoirs adjudicateurs dans les cas où il a été employé (voir le cas d'étude sur les achats de véhicules de la ville de Niort). Il ressort ainsi de notre évaluation que :

- Les marchés publics existants qui intègrent les coûts des externalités environnementales se limitent dans leur large majorité au transport, la seule méthode claire de calcul étant celle de la directive 2009/33/CE sur les véhicules propres, basée sur des valeurs tutélaires pour chaque émission de gaz à effet de serre et de polluants aériens. En l'absence d'une telle méthodologie, de valeurs tutélaires établies et de données accessibles, les pouvoirs adjudicateurs ne s'aventurent pas dans les coûts des externalités environnementales sur de nouveaux secteurs d'activité.
- Même dans le secteur des transports, les organismes publics n'ont que rarement recours à cette méthode en raison de sa grande complexité technique. Ayant des difficultés à se la réapproprier, ils préfèrent ne pas l'appliquer plutôt que de courir le risque juridique du contentieux en cas de mauvaise utilisation dans le cadre de leurs marchés publics.

Le coût des externalités environnementales tel qu'imaginé par la directive 2009/33/CE « Véhicules propres » pâtit donc d'un rapport complexité perçue / efficacité qui joue en sa défaveur selon les pouvoirs adjudicateurs. Néanmoins, les exemples recueillis au-delà du cadre d'application de cette directive donnent à penser que d'autres formes d'intégration innovante des coûts des externalités environnementales sont possibles afin de réduire la complexité de sa mise en œuvre, notamment pour les répondants, tout en conservant son efficacité pour répondre aux préoccupations et exigences environnementales des pouvoirs adjudicateurs. C'est ce que nous allons voir dans le paragraphe suivant.

3.2. Les apports des initiatives hors du cadre réglementaire européen dans la réflexion sur l'applicabilité des coûts des externalités environnementales

Avant même que ces Directives européennes soient écrites, les initiatives suisse et néerlandaise avaient anticipé ces deux obstacles et, notamment les réticences potentielles des pouvoirs adjudicateurs. Nous nous sommes intéressés à la façon dont elles se sont construites pour y arriver, et nourrir ainsi la réflexion sur la faisabilité de l'intégration des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics français de restauration collective, objet de la tâche 3 de cette étude.

Premièrement, les deux initiatives de politiques publiques – la RPLP pour la Confédération suisse et les outils de la valeur ECI et l'échelle de performance CO₂ – ont été précédées de décisions politiques parlementaires et de la mise en place d'outils légaux :

- L'introduction de la RPLP s'est basée sur une loi votée par l'Assemblée fédérale avant un accord préalable donné par les citoyens, lesquels avaient été invités à s'exprimer sur le projet de loi, en accord avec les principes de démocratie directe de la Confédération suisse. Cette solidité juridique ainsi que le soutien citoyen ont été importants dans la construction de la légitimité de la RPLP, son acceptabilité et son appropriation par toutes les parties prenantes, mais aussi lors des différents recours des transporteurs routiers suisses devant les Tribunaux suisses.
- La création et la mise en place des outils du RWS que sont la valeur ECI et l'échelle de performance CO₂ ont été précédés d'une décision du Parlement des Pays-Bas. Bien qu'elle n'ait pas été traduite en un texte de loi, cette décision parlementaire a donné l'impulsion politique et déclenché le soutien institutionnel indispensable à la construction des deux outils développés par le RWS.

Si la traduction des décisions du pouvoir législatif en dispositifs légaux est un prérequis indispensable, il faut également souligner l'importance du soutien politique sur le long terme qui vient impulser et donner

une direction à la gestion administrative quotidienne. À titre d'exemple, les révisions régulières de la RPLP, que ce soit en termes de périmètre des externalités environnementales prises en compte ou de méthodes de calcul de monétarisation, ont été rendues effectives grâce au soutien politique et parlementaire. Sans cela, le travail de suivi et de révision assuré l'Office fédéral du développement territorial suisse complété par celui de rendu de compte Conseil fédéral, bien que défini par la loi de la RPLP, aurait pu rester lettres mortes.

Un autre obstacle récurrent rencontré est celui de la compréhension, de la réappropriation et de l'application des méthodes de calcul. Les deux initiatives y ont répondu en développant leurs méthodes de calcul, justifiées par des travaux scientifiques préexistants solides, qu'elles ont communiquées de façon transparente et ont partagées avec les acteurs concernés. Une fois créées, ces méthodes se concrétisent par des outils les plus simples possibles d'utilisation :

- Afin de déterminer le tarif de la RPLP, l'ARE a eu recours à différentes études scientifiques et a utilisé de façon complémentaires les méthodes de quantification des émissions et celles de monétarisation des externalités environnementales. Les démarches et les sources sont mises à disposition du grand public dans des publications qui font un effort de synthétisation et de simplification de la complexité de ces sujets. Les publications régulières sont également réalisées de ce souci de transparence sur les changements potentiels, les causes qui les expliquent et les implications en conséquence. Finalement, les coûts des externalités environnementales imputés aux transports routiers sont exprimés en une grille tarifaire exprimée en euros par tonne-kilomètre. Le décompte se fait simplement par un compteur dont chaque camion est équipé.
- De plus, dès le projet de loi introduisant la RPLP, les transporteurs routiers ont été étroitement associés afin que leurs recommandations soient également écoutées et prises en compte. Ils ont été également associés à la phase de test pilote de la mise en place de la RPLP. Cette inclusion des acteurs de l'économie privée a certainement permis sa réappropriation efficace, et ce malgré les deux recours de l'association suisse des transporteurs routiers auprès des Tribunaux fédéraux sur l'intégration des coûts liés au temps perdu dans les embouteillages.
- Les deux outils que sont l'échelle de performance CO₂ et la valeur ECI mis en place dans les marchés publics du RWS ont également été construits afin qu'ils soient les plus simples possibles à manipuler par l'utilisateur final. Dans le cas par exemple du calcul de la valeur ECI, le logiciel DuboCalc ne requiert de la part du constructeur répondant que des informations sur les types de matériaux et les quantités utilisées pour chacun. Le calcul de la valeur ECI est réalisé automatiquement par le logiciel DuboCalc, sur la base d'émissions ACV et de calculs de monétarisation qui sont expliqués et communiqués à chaque aspirant répondant des marchés publics du RWS. Par ailleurs, l'outil DuboCalc permet également au répondant de visualiser les impacts environnementaux liés aux matériaux qu'il utilise dans ses projets et lui offre la possibilité de comparer différentes versions d'un même projet. Ainsi, l'outil a également une portée pédagogique puisqu'il permet au répondant de questionner ses pratiques et de les adapter afin de réduire ses impacts sur l'environnement et remporter *in fine* les marchés publics du RWS.

Enfin, même si le guide de monétarisation des externalités environnementales de l'UBA n'est pour l'instant pas appliqué dans le cadre de marchés publics en Allemagne, il est intéressant de retenir deux éléments

de cet exemple, à savoir : le processus méthodologique de monétarisation au long cours et l'établissement de valeurs monétaires :

- L'UBA met à disposition des acteurs intéressés des données quantifiées et monétarisées sur la base d'études scientifiques sur un périmètre relativement large d'externalités environnementales. De plus, l'UBA enrichit son guide méthodologique au fur et à mesure que les avancées scientifiques permettent de monétariser de nouvelles externalités environnementales.
- Si les valeurs monétaires calculées par l'UBA ne sont pas des valeurs tutélaires, elles restent néanmoins des valeurs de référence qui revêtent une certaine légitimité : elles sont par exemple utilisées par le Ministère de l'environnement dans les études d'impacts environnementaux de ses politiques publiques.

Ainsi, les trois cas qui se sont développés hors du cadre réglementaire de l'Union européenne viennent chacun nous apporter des éléments de réflexion et potentiellement des pistes de solution pour surmonter les obstacles rencontrés dans la mise en application des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics.

3.3. Fondamentaux pour l'applicabilité des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics

Il ressort de l'étude de chacun des cas ainsi que de leur analyse transversale que six fondamentaux semblent nécessaires pour assurer la réussite d'un marché public (ou plus largement, d'une politique publique) intégrant les coûts des externalités environnementales :

1. Le travail au long cours d'une entité publique sur la quantification des impacts, les méthodes de calcul de monétarisation et les externalités environnementales, et qui assure leur mise à jour au fur et à mesure du développement des connaissances scientifiques.
2. Basé sur le travail précédent, le développement d'un outil pour estimer et intégrer les coûts des externalités environnementales qui doit se baser sur :
 - Une méthodologie fondée scientifiquement et qui soit vulgarisée afin d'être facilement compréhensible et que les acteurs concernés puissent se la réapproprier, notamment les pouvoirs adjudicateurs et les répondants ;
 - Un outil pédagogique qui permette aux répondants de visualiser les impacts environnementaux de leurs activités et de se questionner en retour sur leurs pratiques et améliorer leurs offres ;
 - La disponibilité et l'accessibilité des données que les répondants doivent fournir ;
 - Des bases de données préexistantes, notamment sur les émissions sur le cycle de vie des produits concernés ;
 - Des valeurs tutélaires qui puissent être des références pour les pouvoirs adjudicateurs ;
3. La participation de tous les acteurs concernés au processus d'élaboration de l'outil afin d'assurer sa légitimité et sa réappropriation.
4. Un suivi de la mise en œuvre de l'outil auprès des pouvoirs adjudicateurs par l'entité publique qui l'a développé.

5. La solidité du cadre juridique qui inscrit dans la loi les éléments précédents (méthodologie, valeurs tutélaires...) au risque sinon que le dispositif ne soit pas réapproprié, car notamment perçu comme trop risqué d'un point de vue du contentieux juridique.
6. La volonté politique de mise en œuvre opérationnelle et sur le temps long tant au niveau général qu'à un échelon plus proche des autorités adjudicatrices.

Ces six éléments clefs vont nous aiguiller tout au long de la tâche 3 qui consiste en l'étude de faisabilité de l'intégration des coûts des externalités environnementales comme critères d'attribution des marchés publics de restauration collective en France.

Bibliographie

ADEME, Le Basic, « Volet 1 – état des lieux et des connaissances sur les coûts des externalités environnementales », janvier 2019

Annex 3 to Sec. 68 (3) of the VgV 2016 “Method to Calculate the Operating Costs of Road Vehicles Arising during their Useful Life”).

Art. 2 (3) of the AVV-EnEff (*General Administrative Regulation for the Procurement of Energy-Efficient Products and Services*) dated 18 January 2017

Art.40 de l’Accord entre la Confédération suisse et la Communauté européenne sur le transport de marchandises et de voyageurs par rail et par route, conclu le 21 juin 1999 et entré en vigueur le 1^{er} juin 2002 : <https://www.admin.ch/opc/fr/classified-compilation/19994647/index.html>

Assemblée fédérale de la Confédération suisse, Loi fédérale concernant une redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (Loi relative à une redevance sur le trafic des poids lourds, LRPL), du 19 décembre 1997 (État le 1^{er} janvier 2018) : <https://www.admin.ch/opc/fr/classified-compilation/20000031/index.html>

Beentjes T., « LCA Achtergrondrapport granova », 2017

Brannigan C. et al., “Ex-post Evaluation of Directive 2009/33/EC on the promotion of clean and energy efficient road transport vehicles”, Commission européenne, 2015

Centre for European Policy Studies CEPS, “The Uptake of Green Public Procurement in the EU27”, 2012

CJCE, 17 septembre 2002, Concordia Bus Finland, aff., C-513/99, JCP A, 2002, 1043

CJCE, 4 décembre 2003, EVN AG et Wienstrom GmbH c/ Republik Osterreich, aff. C-448/01, AJDA 2004, p. 334, note Gliozzo

Commission européenne, « Berlin purchases cost-efficient and clean police cars », *GPP in practice*

Communication de la Commission du 27 novembre 1996, « Les marchés publics dans l’Union européenne : pistes et réflexions pour l’avenir », pt. 5.48 et s

Communication de la Commission sur le droit communautaire applicable aux marchés publics et les possibilités d’intégrer des considérations environnementales dans lesdits marchés, du 4 juillet 2001, COM (2001) 274 final

Département fédéral de l’environnement, des transports, de l’énergie et de la communication DETEC, « Rapport sur le transfert du trafic en Novembre 2017 », Conseil fédéral suisse, 2017

Directive 2004/18/CE du Parlement Européen et du Conseil du 31 mars 2004 relative à la coordination des procédures de passation des marchés publics de travaux, de fournitures et de services.

Directive 71/305/CEE du Conseil, du 26 juillet 1971, portant coordination des procédures de passation des marchés publics de travaux, remplacée par la directive 93/37/CEE du Conseil, modifiée par la directive 97/52/CE du Parlement européen et du Conseil

Directive 77/62/CEE du Conseil portant coordination des procédures de passation des marchés publics de fournitures, remplacée par la directive 93/36/CEE du Conseil, modifiée par la directive 97/52/CE du Parlement européen et du Conseil

Directive 92/50/CEE du Conseil portant coordination des procédures de passation des marchés publics de services, modifiée par la directive 97/52/CE du Parlement européen et du Conseil

Directive 93/38/CEE du Conseil du 14 juin 1993 portant coordination des procédures de passation des marchés dans les secteurs de l'eau, de l'énergie, des transports et des télécommunications, modifiée par la directive 98/04/CE du Parlement européen et du Conseil

Europe 2004, comm. 40, obs. F. Berrod ;F. Linditch, « Environnement et marchés publics, une relation contre nature ? », JCP A 2004,p. 367 ; un marché de fourniture d'électricité peut retenir un critère d'attribution exigeant la fourniture d'électricité produite à partir de sources d'énergies renouvelables, pts 33 et 34 de l'arrêt.

Farcy C., « Application de la directive européenne 2009/CE/33 dans un marché public » in « Véhicule propre et mobilité, état des lieux et perspectives », *Les rencontres de la commande publique responsable* de RESECO, 2011

GPP2020, "Measuring energy and CO₂ savings", <http://www.gpp2020.eu/low-carbon-tenders/measuring-savings/>

ICLEI – Local Governments for Sustainability, "About us", https://www.iclei.org/en/About_ICLEI_2.html

Institute for Applied Ecology (Öko-Institut e.V.), Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt be.Berlin, Umwelt- und Kostenentlastung durch eine umweltverträgliche Beschaffung, 2015

JOCE n° L 134 du 30/04/04 p. 114

JOCE n° L 134 du 30/04/2004, p. 1

Leendert van Geldermalsen, "Green Public Procurement The Rijkswaterstaat Approach", 2015

Logiciel DuboCalc développé en interne par le RWS et aujourd'hui géré par Cenosco : <https://www.dubocalc.nl/en/>

Maibach M. et al., "Handbook on estimation of external costs in the transport sector", 2008

Natural Capital Coalition, « Government Dialogue Best Practice: German Evaluation of Environmental Damage. The Methodological Convention 3.0 for the Assessment of Environmental Costs », novembre 2018.

OECD Public Procurement Toolbox, <http://www.oecd.org/governance/procurement/toolbox/>

Office fédéral du développement territorial ARE, « Coûts et bénéfices externes des transports en Suisse », 2015

Office fédéral du développement territorial ARE, « Équitable et efficiente. La redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP) en Suisse », 2015

Office fédéral du développement territorial ARE, « RPLP et choix de l'itinéraire », 2011.

Ordinance on the Award of Public Contracts (Procurement Ordinance (Vergabeverordnung – VgV)) in the version of the Ordinance on the Modernisation of Public Procurement Law (Vergaberechtsmodernisierungsverordnung - VergRModVO) of 12 April 2016, Federal Law Gazette I of 14 April 2016, p. 624

Organisation de coopération et de développement économiques OCDE, « Country case: Green public procurement in the Netherlands », *Public Procurement Toolbox*, 2016

Organisation de coopération et de développement économiques OCDE, « Country case: Green public procurement in the Netherlands », *Public Procurement Toolbox*, 2016

P. Cossalter, « Le coût du cycle de vie, nouveau Graal des acheteurs publics ? », *Contrats et Marchés publics* n° 6, juin 2014, dossier 10.

Parlement européen, “Review of the Clean Vehicles Directive”, *Briefing-EU Legislation in Progress*, décembre 2018.

Programme européen Énergie intelligente, http://ec.europa.eu/cip/iee/index_fr.htm

PWC, “Impact assessment on a new approach for the cleaner and more energy efficient vehicles directive proposal”, Commission européenne, 2007

Recommandation du Conseil de l'OCDE C(596)39 fin, du 20.2.96.

Redevance poids lourds liée aux prestations (RPLP), <https://www.are.admin.ch/are/fr/home/transports-et-infrastructures/bases-et-donnees/redevance-poids-lourds-liee-aux-prestations--rplp-.html>

RESECO, « Actualité de la commande publique et de l’achat responsable 2017 : réforme de la commande publique », présentation au journée technique ATTF, 6 avril 2017

Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, « DuboCalc: instructions in English » vidéo disponible ici : https://www.youtube.com/watch?v=LJY9QzxlW2w&list=PL_55kP3K1IzD_tm0BaUj5sNxhIBfytX6m&index=29).

Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, « Sustainable procurement using DuboCalc and the CO₂ performance ladder. N61 Hoeak – Schoondijke », 2015.

Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, « The Rijkswaterstaat Approach. Green Public Procurement for Infrastructure in the Netherlands »

SKAO, « CO₂ performance ladder: what is the ladder », article disponible en ligne ici : <https://www.skao.nl/what-is-the-ladder>

Söldner Franz, “EU Policy on Clean Vehicles”, GPP Conference Stockholm, 2009

SPP, « Véhicules à faibles émissions. Groupement de commande de 19 véhicules à Niort, France », 2016

SPP, « Véhicules à faibles émissions. Groupement de commandes de 19 véhicules à Niort, France », 2016

Stiphout J. (van), “Sustainable Public Procurement with impact within the Dutch municipal GWW-sector”, 2018

Umwelt Bundesamt UBA, “Berechnungswerkzeug für Lebenszykluskosten verschiedener Produkte (LCC-Tool)”, 2018

Umwelt Bundesamt UBA, "Incorporating green procurement into your organizational practice", 2016

Umwelt Bundesamt UBA, « Methodological Convention 3.0 for the Assessment of Environmental Costs – Cost Rates », novembre 2018 actualisée en février 2019

Umwelt Bundesamt UBA, « Umweltfreundliche Beschaffung. Einführung in die Berechnung von Lebenszykluskosten und deren Nutzung im Beschaffungsprozess, Schulungsskript 2, Janvier 2019

United States Environmental Protection Agency (EPA), « Particulate Matter », 2014

Zwan J. (van der), "The use of DuboCalc and the CO2 performance ladder as instrument for GPP", 2011

- **Entretiens**

Entretien avec Benoit Taris, Responsable des achats publics de la ville de Niort

Entretien avec Matthieu Bellayer, Chef de projet Marchés publics durables, RESECO

Entretien avec Simon Clement, ancien coordinateur du projet *Clean Fleets* et *Sustainable Public Procurement (SPP) Region*

Entretien avec Dr. Kristin Stechemesser, Responsable des marchés publics verts à l'Agence environnementale allemande, Umwelt Bundesamt (UBA)

Entretien avec Björn Bünger, Économiste en chef à l'UBA, Co-auteur de la Convention méthodologique 3.0 sur l'évaluation des coûts environnementaux

Entretien avec Aurelio Vigani, Responsable de la RPLP à l'ARE

Entretien avec Gerwin Schweitzer, Conseiller au sein du RWS, Programme de construction et d'entretien durables

Volet 3 : faisabilité de l'intégration du coût des externalités environnementales dans les marchés publics de restauration collective

Introduction

Alors que les besoins alimentaires devraient doubler à l'horizon 2050 (hausse démographique et évolution des régimes alimentaires), et qu'il est désormais urgent de lutter contre le changement climatique tout en réduisant notre empreinte, l'alimentation constitue un enjeu stratégique de la transition écologique.

Représentant un quart de l'empreinte carbone des français, l'alimentation constitue un poste d'émissions de GES équivalent au transport ou au logement. Elle génère également des impacts conséquents sur la qualité et la consommation d'eau, la qualité des sols et de l'air, ou encore les espaces naturels et la biodiversité. L'essentiel de ces impacts est lié à la production agricole, et dans une moindre mesure aux transports, avec de fortes différences selon les produits et leurs modes de production.

La loi EGALIM du 30 octobre 2018 offre des éléments de réponse pour soutenir le développement d'une agriculture et d'une alimentation plus durables : elle identifie le rôle à jouer de la commande publique en restauration collective et fixe l'objectif de 50% d'approvisionnement en produits durables ou de qualité. Cet objectif peut être atteint avec des produits labellisés (SIQO et Ecolabel pêche durable), certifiés (HVE), ou encore au travers d'achats « prenant en compte le coût des externalités environnementales des produits pendant leur cycle de vie ».

Ce dernier volet de l'étude vise à évaluer la faisabilité de l'intégration concrète et opérationnelle des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics de restauration collective, ainsi que la pertinence de cette intégration.

Sur la base des résultats obtenus aux deux volets précédents, ce dernier volet analyse les opportunités et les contraintes liées à l'intégration des coûts d'externalités dans les marchés publics de restauration collective en France, et identifie les principaux leviers (techniques, économiques, juridiques, politiques) à actionner dans une stratégie de mise en œuvre opérationnelle.

1. Contexte, enjeux et faisabilité de l'intégration des coûts des externalités environnementales dans la restauration collective en France

1.1. Mise en contexte de la restauration collective et de l'approvisionnement en produits biologiques

Quinze millions de Français prennent chaque jour au moins un repas hors de leur domicile, dont plus de 50% en restauration collective²³⁴. En 2016, son **chiffre d'affaires s'est élevé à 17 milliards d'euros, et le montant de ses achats alimentaires à environ 8 milliards d'euros**²³⁵.

Ce sont ainsi plus de **3,5 milliards de repas** qui sont servis chaque année dans l'enseignement, la santé, le social, la restauration des entreprises, de l'administration et des autres collectivités²³⁶. La restauration collective concerne environ **73 000 établissements, dont 74% relèvent du secteur public**²³⁷.

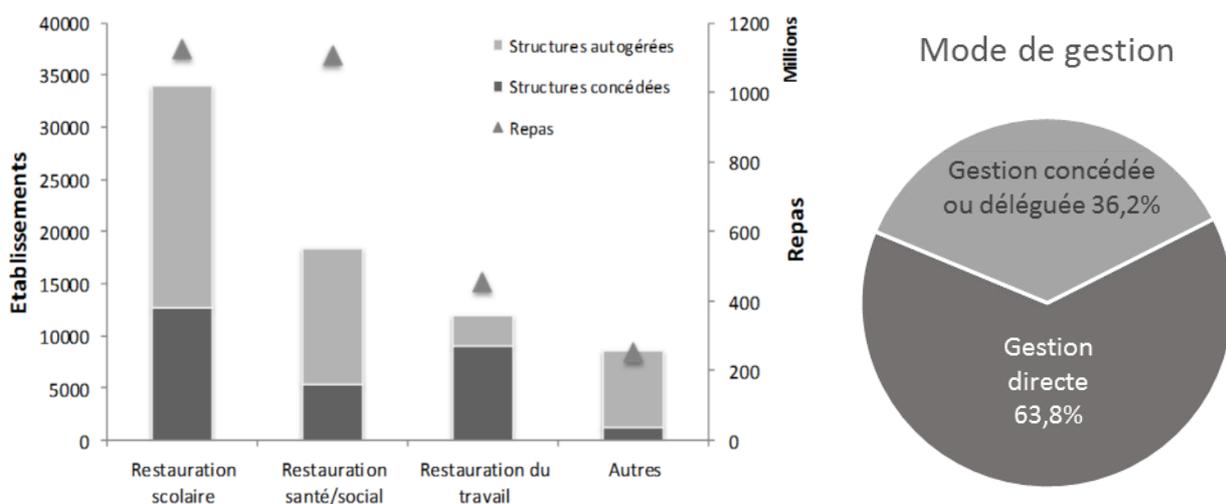


Figure 51. Part des différents secteurs de la restauration collective en fonction du nombre de restaurants et du nombre de repas. Source : Agence Bio, sur la base des données de Gira Food, 2017.

La gestion de la restauration collective implique les achats, l'élaboration, la livraison des repas et le service en salle. Elle peut être directe, c'est-à-dire par l'établissement, ou concédée à un prestataire.

En moyenne, sur 10 établissements de restauration collective, 6 fonctionnent en gestion directe et 4 en gestion concédée à des sociétés spécialisées²³⁸. La répartition des responsabilités en matière de restauration collective peut être schématisée de la manière suivante :

²³⁴ Agence Bio. « Observatoire des produits biologiques en restauration collective », 2017.

http://www.agencebio.org/sites/default/files/upload/observatoire_restaurationsbio2017.pdf

²³⁵ Ibid.

²³⁶ Ibid.

²³⁷ Ibid.

²³⁸ Ibid.

Catégorie	Type d'établissement	Responsabilité	Opérationnel (en charge d'appliquer la politique alimentaire)
Restauration scolaire publique	Restaurant scolaire municipal (crèche, école maternelle et primaire)	Mairie, ou intercommunalité selon la compétence	Chef de cuisine, gestionnaire, responsable de restauration
	Collège	Conseil Départemental	
	Lycée	Conseil Régional	
	Université	Etat/CROUS	
Restauration scolaire privée	Ecole, collège, lycée	OGEC	
Restauration médico-sociale	Hôpital	Conseil d'Administration de l'établissement	
	Maison de retraite	Mairie, intercommunalité selon la compétence	
Restauration d'entreprise	Restaurant administratif	Etat	
	Restaurant d'entreprise	Comité d'entreprise ou direction	
Autres	Armée, prison	Etat via le ministère compétent	

Tableau 20. Vision synoptique des responsabilités en matière de restauration collective. Source : Aurélie Dressayre, 2019

L'Observatoire National de la Restauration Collective Bio et Durable a rendu un rapport d'état des lieux²³⁹ en 2018 qui donne une vision panoramique de la structuration de la restauration collective bio et durable en France. Cette étude résulte d'un échantillon de 500 000 couverts, 3401 cantines, 239 collectivités.

S'agissant des produits issus de l'agriculture biologique, la valeur du marché en restauration hors foyer, tous circuits confondus, est estimée à 411 millions d'euros en 2016, en croissance de 6,8 % par rapport à 2015. Il se répartit en 229 millions d'euros en restauration collective et 182 millions en restauration commerciale.

La part des produits biologiques est estimée à 2,9 % de la valeur d'achat des denrées de la restauration collective, avec des différences significatives en fonction du mode de gestion de l'établissement. L'introduction de produits bio est moins développée dans les établissements de gestion concédée que dans les établissements de gestion directe qui font une recherche plus active de fournisseurs sur leur territoire²⁴⁰.

Le secteur scolaire est le plus concerné par l'introduction de produits bio, avec 79 % d'établissements proposant des produits « bio », suivi du secteur du travail avec 47 % d'établissements (restaurants d'entreprises et administratifs), puis du secteur de la santé et du social avec 30 % d'établissements.

Dans le secteur scolaire, 7,4 millions de repas sont servis chaque jour avec un prix moyen de 4,90€ (HT). Le coût matière dans ce prix oscille entre 1,80€ et 2,20€. Pour un repas « en mairie », les principales composantes du coût sont : 20 % pour les denrées, 10 % pour les fluides, 25 % pour les infrastructures et les matériels, 40 % pour les personnels et 5 % de divers. Le coût des repas est couvert, à des degrés variables selon les collectivités, par la participation des usagers. On observe une généralisation de la prise en compte des revenus des familles pour établir le coût qui leur est facturé, ce qui génère une déconnexion entre le tarif pratiqué et le coût réel.

²³⁹ Observatoire national de la restauration collective bio et durable, Rapport 2018

²⁴⁰ Ibid.

En termes de surcoût, selon l'Agence Bio, 77 % des établissements ayant introduit des produits biologiques font état **en 2017 d'un coût supplémentaire de 18 % en moyenne pour les matières premières (contre 24 % en 2012)**, surcoût qui n'est plus que de 16 % au global si l'on intègre les coûts de formation, changement de procédures²⁴¹. De manière similaire, l'Association des Maires de France a conduit un travail de recensement d'initiatives de communes et intercommunalités pour une alimentation de qualité, dont les résultats montrent un surcoût de l'ordre de 15%, mais qui est compensé par une réduction du gaspillage alimentaire, une intégration de la « cuisine de marché » (produits bruts, en vrac, frais et de saison), une meilleure adéquation entre les volumes achetés et les besoins (surtout pour les petites communes) et une réduction de la part de la viande²⁴².

Ces enseignements sont corroborés par l'étude de l'Observatoire National de la Restauration Collective Bio et Durable. Le levier essentiel utilisé par les collectivités pour équilibrer les budgets est celui de la lutte contre le gaspillage (83%), suivi dans une moindre mesure par d'autres outils : la diversification des protéines dans les menus (25%), le travail sur les produits de saisons et les produits bruts (16%) et la formation des équipes à une meilleure valorisation des produits (14%)

Par ailleurs, **l'approvisionnement en produits biologiques provient de la région d'implantation des services de restauration collective pour près de la moitié des produits biologiques achetés**. Cela s'explique notamment par une structuration de l'offre qui se constitue autour de plateformes de producteurs et d'outils de transformation coopératifs qui permettent de les conditionner et de les mettre en marché. Selon les déclarations des gestionnaires de services recensés dans la dernière enquête menée par le CSA pour le compte de l'Agence Bio, cette proportion aurait baissé ponctuellement l'an dernier : elle serait passée de 59% en 2017 à 48% en 2018 (au profit de l'approvisionnement français non régional)²⁴³.

Q2C. (si Q0=1) A combien estimez-vous la part, c'est à dire le pourcentage, de vos achats de produits bio ...
Base propose des produits bio (n=646)

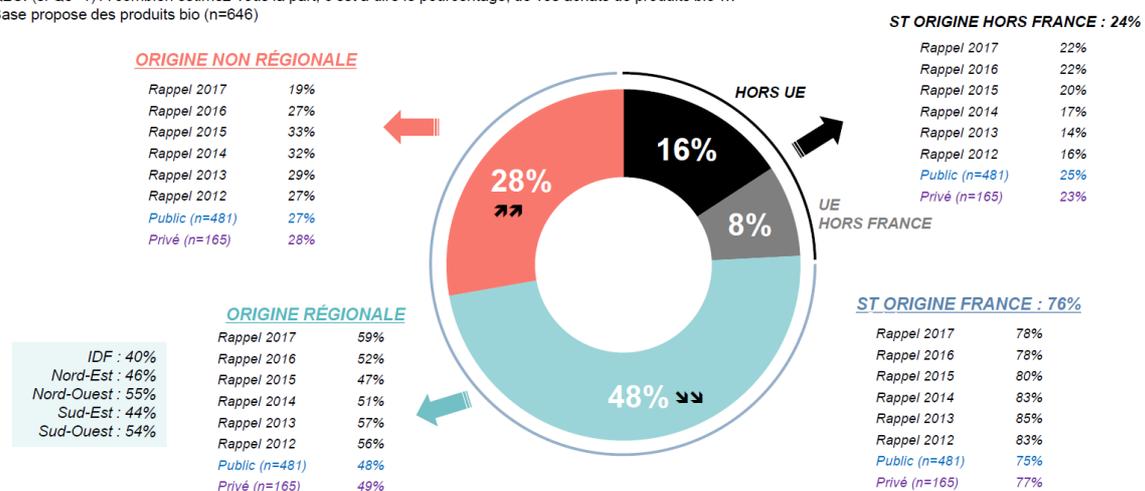


Figure 52. Origine des produits bio achetés par la restauration collective.
Source : CSA, étude n°1800607 pour l'Agence Bio, Octobre 2018.

²⁴¹ Agence Bio. « Observatoire des produits biologiques en restauration collective », 2017.

http://www.agencebio.org/sites/default/files/upload/observatoire_restauracionbio2017.pdf

²⁴² Assemblée Nationale, Projet de Loi pour l'équilibre des relations commerciales dans le secteur agricole et alimentaire et une alimentation saine et durable, février 2018

<http://www.assemblee-nationale.fr/15/pdf/projets/pl0627.pdf>

²⁴³ Mesure de l'introduction des produits bio en restauration collective – étude n°1800607

1.2. Enjeux juridiques de la loi EGALIM du 30 octobre 2018

1.2.1. Obligations relatives à la composition des repas servis dans les restaurants collectifs en faveur d'une alimentation saine, de qualité, durable et accessible à tous

Le Grenelle de l'environnement a recommandé, il y a 10 ans, un objectif de 20% de produits issus de l'agriculture biologique dans la restauration collective. Cette recommandation a été très faiblement suivie d'effet malgré la mise en place d'outils d'accompagnement.

Ainsi, dans son discours aux états généraux de l'alimentation du 22 octobre 2017, le Président de la République a réaffirmé en ces termes l'objectif poursuivi : « *l'engagement d'atteindre 50 % de produits bio ou locaux en restauration collective d'ici 2022 est confirmé et permettra de repenser territorialement notre alimentation et d'accompagner la nécessaire restructuration de certaines filières* ».

Sur la base de ce constat, il a donc été décidé d'inscrire dans la loi une obligation afin d'utiliser la **commande publique comme un levier de la transition écologique de l'alimentation**.

Pour ce faire, la commande publique doit se conformer aux principes fondamentaux qui l'encadrent et que l'on peut schématiser de la manière suivante :

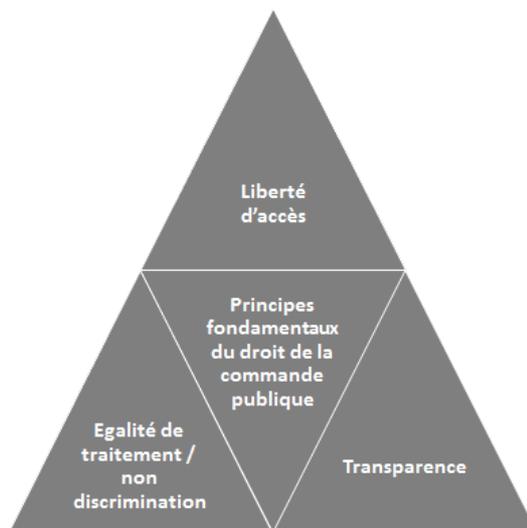


Figure 53. Principes fondamentaux de la commande publique. Source : Aurélie Dressayre, 2019.

Parmi ces principes fondamentaux, il découle du principe d'égalité de traitement une interdiction de recourir à un approvisionnement local au sens où celui-ci favoriserait un produit uniquement en raison de son origine. Cette contrainte juridique est rappelé au point 4 de l'article 42 de la directive 2014/24/UE du Parlement européen et du Conseil du 26 février 2014 sur la passation des marchés publics et abrogeant la directive 2004/18/CE dispose que : « *les spécifications techniques ne font pas référence à une fabrication ou une provenance déterminée ou à un procédé particulier, qui caractérise les produits ou les services fournis par un opérateur économique spécifique, ni à une marque, à un brevet, à un type, à une origine ou à une production déterminée qui auraient pour effet de favoriser ou d'éliminer certaines entreprises ou certains produits* »²⁴⁴.

²⁴⁴ Art. 42 de la directive 2014/24/UE du Parlement européen et du Conseil du 26 février 2014 sur la passation des marchés publics.

De même, lorsqu'un label particulier est exigé pour attester de « *certaines caractéristiques d'ordre environnemental, social ou autre* », les pouvoirs adjudicateurs sont tenus d'accepter « *tous les labels qui confirment que les travaux, fournitures ou services remplissent des exigences équivalentes* »²⁴⁵.

Par conséquent, il n'est pas possible d'imposer à des pouvoirs adjudicateurs des objectifs qui les conduiraient à définir leurs besoins en faisant référence à l'origine des produits. **En revanche, le droit de la commande publique admet que les besoins soient définis en tenant compte de préoccupations écologiques et que des critères environnementaux, liés à l'objet des contrats, soient utilisés.**

Ainsi, la notion de coût du cycle de vie telle qu'elle est définie à l'article 63 du décret n° 2016-360 du 25 mars 2016 relatif aux marchés publics permet de prendre en compte les coûts liés aux externalités environnementales liés au produit, en particulier les impacts liés au transport, pouvant inclure des critères de distance :

« Le coût du cycle de vie couvre, dans la mesure où ils sont pertinents, tout ou partie des coûts suivants du cycle de vie d'un produit, d'un service ou d'un ouvrage :

1° Les coûts supportés par l'acheteur ou par d'autres utilisateurs [...] ;

2° Les coûts imputés aux externalités environnementales liés au produit, au service ou à l'ouvrage pendant son cycle de vie, à condition que leur valeur monétaire puisse être déterminée et vérifiée. Ces coûts peuvent inclure le coût des émissions de gaz à effet de serre et d'autres émissions polluantes ainsi que d'autres coûts d'atténuation du changement climatique. »

Les externalités environnementales d'un produit sont les effets générés sur l'environnement (air, eau, sols) à chaque étape des chaînes alimentaires, de la production jusqu'à la fin de vie, et qui ne sont pas valorisés par le marché. Elles peuvent être quantifiées à l'aide d'une analyse de cycle de vie.

Il est possible d'associer une valeur monétaire à ces effets pour obtenir des **coûts des externalités environnementales**. Parmi les différentes méthodes existantes, la définition d'une valeur monétaire de référence (valeur tutélaire) affectée à chaque émission de polluant semble le plus opérationnel, à l'instar de ce qu'a fait la directive européenne « Véhicules propres » sur les émissions de CO₂.

Monétariser permet d'exprimer toutes les externalités environnementales en une seule unité : l'euro. Il est ainsi possible de les additionner et de **les intégrer dans les marchés publics comme une donnée financière**.

Dans ce cadre certes contraint, des outils du droit de la commande publique sont mobilisables pour favoriser l'approvisionnement de la restauration collective en produits durables ou de qualité. C'est ainsi qu'est introduit en droit français l'article L. 230-5-1 dans le code rural et de la pêche maritime par l'article 24 de la loi n° 2018-938 du 30 octobre 2018 pour l'équilibre des relations commerciales dans le secteur agricole et alimentaire et une alimentation saine, durable et accessible à tous :

« Au plus tard le 1er janvier 2022, les repas servis dans les restaurants collectifs dont les personnes morales de droit public ont la charge comprennent une part au moins égale, en valeur, à 50 % de

²⁴⁵ Art. 43 de la directive précitée.

produits répondant à l'une des conditions suivantes, les produits mentionnés au 2° du présent I devant représenter une part au moins égale, en valeur, à 20 % :

« 1° Produits acquis selon des modalités prenant en compte les coûts imputés aux externalités environnementales liées au produit pendant son cycle de vie ;

« 2° Ou issus de l'agriculture biologique au sens du règlement (CE) n° 834/2007 du Conseil du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques et abrogeant le règlement (CEE) n° 2092/91, y compris les produits en conversion au sens de l'article 62 du règlement n° 889/2008 de la Commission du 5 septembre 2008 portant modalités d'application du règlement (CE) n° 834/2007 du Conseil relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques en ce qui concerne la production biologique, l'étiquetage et les contrôles ;

« 3° Ou bénéficiant d'autres signes ou mentions prévus à l'article L. 640-2 dont l'utilisation est subordonnée au respect de règles destinées à favoriser la qualité des produits ou la préservation de l'environnement ;

« 4° Ou bénéficiant de l'écolabel prévu à l'article L. 644-15 ;

« 5° Ou bénéficiant du symbole graphique prévu à l'article 21 du règlement (UE) n° 228/2013 du Parlement européen et du Conseil du 13 mars 2013 portant mesures spécifiques dans le domaine de l'agriculture en faveur des régions ultrapériphériques de l'Union et abrogeant le règlement (CE) n° 247/2006 du Conseil, et dont l'utilisation est subordonnée au respect de règles destinées à favoriser la qualité des produits ou la préservation de l'environnement ;

« 6° Ou, jusqu'au 31 décembre 2029, issus d'une exploitation ayant fait l'objet de la certification prévue à l'article L. 611-6 et satisfaisant à un niveau d'exigences environnementales au sens du même article L. 611-6 ;

« 7° Ou, à compter du 1er janvier 2030, issus des exploitations ayant fait l'objet du plus haut niveau de certification prévu à l'article L. 611-6 ;

« 8° Ou satisfaisant, au sens de l'article 43 de la directive 2014/24/ UE du Parlement européen et du Conseil du 26 février 2014 sur la passation des marchés publics et abrogeant la directive 2004/18/ CE, de manière équivalente, aux exigences définies par ces signes, mentions, écolabel ou certification ».

Le dispositif proposé complète les dispositions actuelles du code rural et de la pêche maritime relatives à la qualité nutritionnelle des repas servis en collectivité en application de l'article L. 230-5-1 du code rural. Le texte s'applique donc **à tous les gestionnaires, publics comme privés, des services de restauration scolaire et universitaire, des services de restauration des établissements d'accueil des enfants de moins de six ans, des établissements de santé, des établissements sociaux et médico-sociaux ainsi que des établissements pénitentiaires**. Cette liste inclut donc les services gérés par les personnes publiques, quel que soit le mode d'exploitation, régie ou concession.

La finalité de cette disposition peut être ainsi schématisée :

	<i>50% minimum (en valeur) de produits respectant l'un de ces critères</i>			<i>50% maximum de produits sans prescription particulière</i>
<i>A compter 1^{er} janvier 2022</i>	20% de produits bio y compris les produits en conversion	Produits labélisés, certifiés ou équivalents	Produits acquis selon des modalités prenant en compte les coûts imputés aux externalités environnementales liées au produit pendant son cycle de vie	<i>Produits acquis selon les règles actuelles du code des marchés publics</i>

Tableau 21. Récapitulatif de l'impact de la loi EGALIM sur les établissements de restauration collective. Source : Aurélie Dressayre

Sur le plan de la légalité de ces dispositions avec le droit de la commande publique, il convient de relever que :

- la faculté d'inclure plus largement les modes de valorisation définis à l'article L. 640-2 du code rural et de la pêche maritime (à l'exception des produits relevant de la certification de conformité) n'est pas incompatible avec le droit de la commande publique. En effet, pour écarter un risque de distorsion de concurrence, **le texte prévoit explicitement la possibilité pour les opérateurs de remplir également leurs obligations en utilisant des produits équivalents** à ceux visés audit article.
- de même, la référence aux externalités environnementales en droit de la restauration collective, constitue une notion reconnue par le droit de la commande publique introduite par le droit communautaire.

Mais c'est sous l'angle de l'impératif de simplification des normes que **le Conseil d'Etat est venu tempérer la légalité du dispositif** en rendant sur ce point un avis négatif. L'avis de l'Assemblée générale du Conseil d'Etat adopté le 25 janvier 2018 sur le projet de loi relatif à l'équilibre des relations commerciales dans le secteur agricole et alimentaire et une alimentation saine et durable est le suivant :

« Le Conseil d'Etat ne peut donner un avis favorable à ces dispositions. S'il partage les objectifs poursuivis par cette mesure, il estime que la disposition législative qui lui est soumise, très contraignante et d'une grande complexité, est contraire à l'impératif de simplification des normes. Il estime qu'il serait plus approprié de recourir à d'autres méthodes relevant du droit souple et reposant sur la confiance plus que sur la contrainte pour atteindre les objectifs légitimes que le gouvernement s'assigne. Au surplus, il relève que ces nouvelles dispositions ne sont pas cohérentes avec les règles de qualité nutritionnelle des repas prévues par l'article L. 230-5 du code rural et de la pêche maritime et que leur articulation n'est pas précisée. »

1.2.2. Impact du recours au coût des externalités environnementales sur la structuration de la commande publique de restauration collective

Le critère tiré de la prise en compte du coût du cycle de vie du produit doit permettre d'intégrer dans les marchés publics des établissements publics de restauration collective les coûts correspondant aux externalités environnementales liées au produit, en particulier les impacts liés au transport, et de participer à l'atteinte de l'objectif recherché.

1.2.2.1. Impacts sur la définition des marchés de fournitures de denrées alimentaires.

En droit, l'obligation d'allotir les marchés publics résulte de l'article 32 de l'ordonnance n° 2015-899 du 23 juillet 2015 (art. L. 2113-11 code de la commande publique) relative aux marchés publics. Désormais le principe est à l'allotissement du marché. Tout marché public non alloti doit donc être motivé par des éléments de faits et de droit justifiant qu'il n'était pas possible d'identifier des prestations distinctes.

Le Conseil d'Etat exerce un contrôle normal limité à l'erreur manifeste d'appréciation sur le respect par l'acheteur de l'obligation de procéder à l'allotissement des marchés publics afin de garantir une réelle concurrence entre les opérateurs. Le choix opéré par l'acheteur du nombre et de la consistance des lots ne peut être remis en cause que si l'acheteur commet des erreurs grossières dans le découpage au regard « *des caractéristiques techniques des prestations demandées, de la structure du secteur économique en cause et, le cas échéant, des règles applicables à certaines professions* » (CE, 21 mai 2010, *Commune d'Ajaccio*, n° 333737., CE, 21 mai 2010, *Commune d'Ajaccio*, n° 333737). Mais cette jurisprudence pourrait devenir plus restrictive dès lors que l'absence d'allotissement doit désormais être obligatoirement motivé.

En pratique, il serait donc possible de ne pas allotir :

- Si l'objet du marché ne permet pas l'identification de prestations distinctes ;
- Si la dévolution en lots séparés est de nature à restreindre la concurrence ;
- Si cela risque de rendre techniquement difficile ou financièrement plus coûteuse l'exécution des prestations.

En l'espèce, **les produits issus de l'agriculture conventionnelle et ceux issus de l'agriculture biologique peuvent faire l'objet de deux marchés autonomes** car il s'agit de prestations distinctes. Mais il paraît **plus difficile de justifier la création d'un marché autonome pour des produits pour lesquels des externalités environnementales seront prises en compte.**

La prise en compte des externalités constitue non pas une prestation distincte mais un critère d'attribution. En ce sens, **le marché « fruits » serait par exemple divisé entre un marché alloti par produit conventionnel et un marché alloti réservé au bio. Au sein du marché conventionnel l'attribution de certains pourra avoir lieu en prenant compte les externalités environnementales comme critère d'attribution.**

En conclusion, il sera donc possible de procéder à un découpage par lots autonomes selon la nature des denrées (fruits, légumes, laitage, viandes etc.) et selon leurs caractéristiques (produits issus de l'agriculture conventionnelle, biologiques ou labellisés, prenant en compte les externalités environnementales ou non).

1.2.2.2. Impact du recours aux externalités environnementales sur les services de restauration gérés en régie

Pour les services de restauration en régie, le service gestionnaire devra passer des marchés de fournitures de denrées alimentaires afin de se conformer aux prescriptions du nouvel article L. 230-5-1 du code rural.

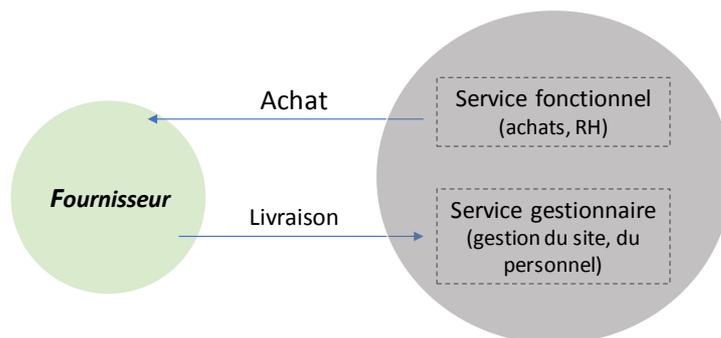


Figure 54. Schématisation de fonctionnement d'une restauration collective en régie. Source : Aurélie Dressayre, 2019.

On constate que pour atteindre les objectifs attendus par article en termes de produits biologiques et durables, les alternatives offertes par le texte (produits labélisés, externalités environnementales, etc.) devront être traduites dans les marchés publics sous des formes différentes et surtout auront des implications à des stades différents du marché public.

Ainsi, c'est au stade de la passation que les externalités environnementales vont constituer un critère de notation et donc de sélection des offres.

Tandis que c'est au stade de l'exécution du marché que la référence au bio et les produits labélisés interviendront dans la mesure où ils constituent des prescriptions techniques

1.2.2.3. Impact du recours aux externalités environnementales sur les services de restauration concédés

Tout comme les services de restauration en régie, les services de restauration collectivité concédés devront également se conformer aux prescriptions du nouvel article L. 230-5-1 du code rural.

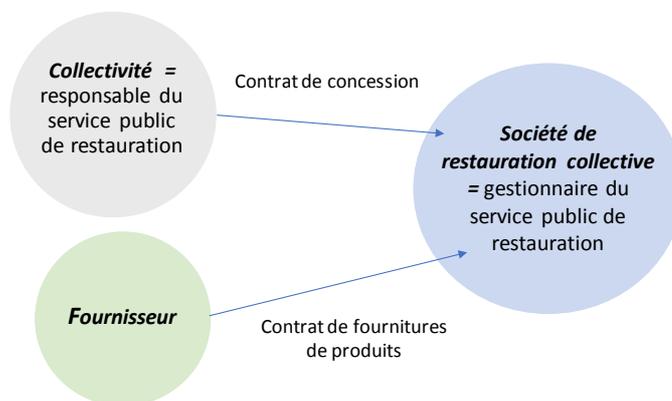


Figure 55. Schématisation de fonctionnement d'une restauration collective concédée. Source : Aurélie Dressayre, 2019.

Dans ce cas, pour atteindre les objectifs de la loi, l'ensemble des exigences relatives aux produits biologiques, labélisés ou tenant compte des externalités environnementales interviendra au stade de l'exécution, et non comme critère d'attribution du marché (contrairement au cas précédent). Les critères de durabilité des produits seront en effet considérés comme des **prescriptions techniques** auxquelles la Société de Restauration Collective devra se conformer et qu'elle sera tenue d'imposer à ses fournisseurs.

Les externalités environnementales seront donc des critères d'exécution du contrat de concession conclu entre la collectivité et la Société Concessionnaire, cette dernière devant faire en sorte de se conformer aux exigences de la loi.

La collectivité devra pouvoir contrôler que ce soit le cas, et notamment que la Société Concessionnaire mette en œuvre l'article L. 230-5-1 code rural. Ceci pourra se faire par le biais des contrats conclus entre la Société Concessionnaire et ses fournisseurs pour disposer des denrées nécessaires au service. Ces contrats seront la preuve que la Société Concessionnaire pourra apporter à l'acheteur public pour l'assurer qu'elle prend bien en compte des externalités dans la Délégation de Service Public dont elle a la charge.

1.3. Enjeux stratégiques de la prise en compte du coût des externalités environnementales dans l'application de la loi EGALIM

Comme détaillé précédemment, l'objectif fixé pour la restauration collective par la loi EGALIM est que 50% des approvisionnements soient constitués de produits durables ou de qualité en 2022. Pour atteindre ce seuil les donneurs d'ordre peuvent faire appel, au-delà des produits issus de l'agriculture biologique qui doivent représenter au moins 20% des achats, aux produits labellisés via les autres signes officiels de la qualité et de l'origine (SIQO) ou l'Ecolabel pêche durable, aux produits certifiés « Haute Valeur Environnementale » (HVE), ou encore au travers d'achats « prenant en compte le coût des externalités environnementales des produits pendant leur cycle de vie ».

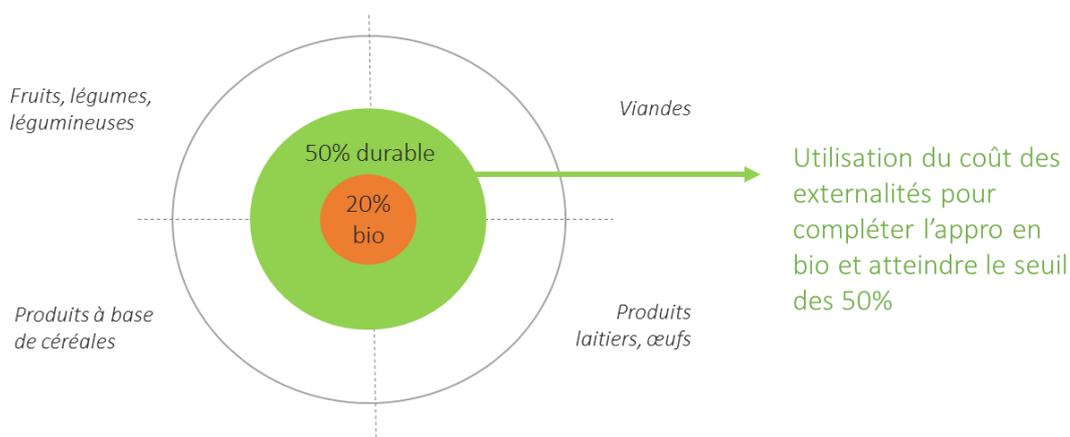


Figure 56. Schéma du positionnement stratégique du coût des externalités dans le cadre de la loi EGALIM. Source : Basic.

Dans ce panel de possibilités, **le coût des externalités environnementales présente des atouts importants et un enjeu stratégique** pour les pouvoirs adjudicateurs. En effet :

- Il permet de tenir compte de **multiples problématiques environnementales** (émissions de gaz à effet de serre, mais aussi pollution de l'air et de l'eau, protection de la biodiversité...) afin de comparer de façon objective des modes de production agricole sur ces différentes dimensions.
- Il peut ainsi permettre de **récompenser des « bonnes pratiques agricoles » non valorisées** à ce jour par les labels et certifications citées dans le décret d'application de la loi.
- Au-delà de la production agricole sur laquelle se concentrent la plupart des labels et certifications, il permet de **considérer l'ensemble du cycle de vie des produits** – production, transformation, transports... - et ainsi d'évaluer la durabilité environnementale d'une filière agroalimentaire de manière plus complète.

Sur le court terme, la mise en œuvre opérationnelle du coût des externalités environnementales permettrait d'ouvrir plus largement la palette de produits agricoles et agro-alimentaires que les pouvoirs adjudicateurs peuvent prendre en compte pour approvisionner leur restauration collective, et ainsi leur permettre d'atteindre plus facilement l'objectif de « 50% minimum » stipulé dans la loi.

Sur le long terme, l'intégration du coût des externalités environnementales dans les marchés publics de restauration collective permettrait plus globalement d'encourager et favoriser le développement des modes de production agricoles et agro-alimentaires, éventuellement non labellisés, compatibles avec un scénario de transition écologique.

1.4. Le coût des externalités environnementales est-il applicable de manière opérationnelle, et à quelles conditions ?

La première question posée est celle de la faisabilité de l'intégration du coût des externalités environnementales dans les marchés publics de restauration collective.

Les investigations menées dans le cadre de la présente étude ont permis de **répondre par l'affirmative** à cette question, sur la base :

- De l'analyse des méthodes existantes de chiffrage monétaire du coût des externalités environnementales appliquées au secteur de l'agriculture et de l'alimentation (tâche 1).
- De l'analyse d'initiatives de marchés publics et de réglementation mises en place par des autorités locales ou nationales, en France et ailleurs en Europe, qui se basent en tout ou partie sur le coût des externalités environnementales (tâche 2).

Ces recherches ont également permis de mettre en lumière des conditions préalables de mise en œuvre qui sont détaillées ci-après.

1.4.1. Bilan synthétique de l'analyse des méthodes de chiffrage du coût des externalités environnementales

Le premier volet de recherche a permis de faire un état des lieux des principales études publiées depuis 2012 qui tentent d'estimer les coûts des externalités liés à l'agriculture et l'alimentation, en France comme à l'étranger (une quinzaine d'études au total).

Cette revue bibliographique a permis d'identifier 3 méthodologies qui permettent de chiffrer les principales externalités environnementales - sur le climat, l'air, l'eau et les sols - et de les attribuer à des produits alimentaires spécifiques, une caractéristique indispensable pour pouvoir les utiliser dans le cadre de l'approvisionnement de la restauration collective (voir ci-dessous).

<i>Méthode de monétarisation</i>	STEPWISE	ECO-COST	TRUCOST
<i>Externalités mesurées</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Air • Climat • Eau • Sols 	<ul style="list-style-type: none"> • Air • Climat • Eau • Sols 	<ul style="list-style-type: none"> • Air • Climat • Eau • Sols
<i>Méthode de quantification non monétaire</i>	Analyse cycle de vie	Analyse cycle de vie	Analyse cycle de vie

<i>Méthode de monétarisation</i>	Budget maximum que les individus peuvent dépenser pour mener une vie qu'ils jugent satisfaisante	Coût des mesures qui permettraient d'éviter les dommages sur l'environnement	Consentement à payer des individus pour maintenir leur santé, conserver la biodiversité...
<i>Développée par...</i>	Bureau d'études (LCA Consultants)	Académique (J. Vogtlander)	Bureau d'études (Trucost)
<i>Démarche</i>	Documentée mais non open source	Démarche open source	Démarche propriétaire mais peu documentée

Tableau 22. Tableau de synthèse des 3 méthodes d'estimation des coûts des externalités environnementales de produits alimentaires qui ont été analysées dans la présente étude. Source : Basic

Si l'analyse a fait ressortir que ces 3 méthodologies n'étaient pas directement utilisables dans le cadre des marchés publics (haut niveau de technicité et d'expertise requis, forte hétérogénéité des modélisations utilisées, questionnements de fond liés aux hypothèses, incertitudes des résultats...), elle a par contre permis :

- de confirmer la faisabilité technique du chiffrage des externalités environnementales liées aux produits alimentaires
- d'identifier plusieurs fondamentaux qui permettraient de développer une méthodologie adaptée aux marchés publics de restauration collective.

Ces fondamentaux sont les suivants :

- **Concernant la quantification** des externalités environnementales, étape préalable à leur chiffrage monétaire en euros : la source d'information la plus fiable et objectivée est la base de données AGRIBALYSE qui contient les résultats d'Inventaires du Cycle de Vie (émissions de gaz à effet de serre, de polluants dans l'air et dans l'eau...) pour plus de 120 produits qui couvrent les principales productions agricoles françaises, animales et végétales. Dès décembre 2019, cette base mettra à disposition des références pour environ 4000 produits alimentaires différents, incluant, en sus de l'étape de production agricole, les étapes de transformation et de transport.
- **Concernant le chiffrage monétaire** des externalités environnementales : les estimations qui sont les moins sujettes à controverse sont basées sur des valeurs tutélaires, c'est-à-dire sur des valeurs fixées par l'Etat ou tout autre autorité publique sur la base de l'état de l'art des connaissances scientifiques, et destinées à être utilisées dans leurs calculs socio-économiques (décisions d'investissement public...). Ces valeurs ne sont pas établies sur une base arbitraire, mais déterminées à partir des différentes méthodes présentées plus haut, pondérées d'arbitrages politiques. A défaut, il est recommandé de se baser sur des estimations de coûts de dommages, c'est-à-dire des dépenses réelles et tangibles engagées par les autorités publiques (budget de l'Etat, des collectivités locales, de la sécurité sociale...) pour lutter contre les dégâts environnementaux associés, ou en limiter l'ampleur. Si de telles estimations ne sont pas disponibles, une autre approche objectivée mais plus discutable est celle du coût d'abattement, c'est-à-dire le coût de la solution technique/technologique qui permettrait d'éviter une externalité environnementale donnée (par exemple celui d'une station d'épuration permettant de décontaminer une eau polluée).

1.4.2. Inspirations d'exemples mis en place dans d'autres pays

En complément de l'analyse précédente des méthodologies existantes, nous avons recherché des exemples de mise en œuvre des coûts des externalités environnementales comme critères d'attribution de marchés publics non alimentaires, en France et au sein de l'Union européenne, dans la mesure où aucune disposition sur les marchés alimentaires n'a été expérimentée à notre connaissance. Ce 2^{ème} volet de recherche nous a permis d'identifier et d'analyser plus en détail 4 cas d'études, résumés ci-après :

	Cas d'étude 1	Cas d'étude 2	Cas d'étude 3	Cas d'étude 4
Objet / secteur concerné	Parc automobile	Convention méthodologique pour calculer les coûts environnementaux	Transport routier (poids lourds)	Travaux publics
Domaine de mise en œuvre	Marché public	Études d'impacts des politiques publiques	Taxe	Marché public
Méthode de calcul	Coût global, dont les coûts des émissions de polluants	Analyse coûts-bénéfices	Coûts des externalités, en particulier environnementales	Emissions de CO2 et coûts des externalités environnementales
Périmètre	Véhicules de la ville de Niort	Politiques publiques, principalement du Ministère de l'environnement	Tout transport routier traversant la Suisse	Travaux publics financés par le RWS
Pays	France	Allemagne	Suisse	Pays-Bas
Impacts pris en compte	3. Émissions de CO ₂ 4. Autres polluants aériens (« sortis pot d'échappement »)	7. Gaz à effet de serre (GES) 8. Polluants aériens 9. Bruit 10. Consommation énergétique 11. Production de chaleur 12. Transport	9. Dommages dus à la pollution atmosphérique 10. Bruit 11. Réchauffement climatique 12. Coûts liés à la nature et au paysage 13. Dégâts aux sols dus à des substances toxiques 14. Dommages dus aux processus amont et aval 15. Accidents 16. Coûts supplémentaires dans les espaces urbains	12. Changement climatique 13. Couche d'ozone 14. Toxicité humaine 15. Toxicité eau potable 16. Toxicité eau de mer 17. Toxicité des sols 18. Smog photochimique 19. Acidification 20. Sur fertilisation 21. Épuisement des ressources non renouvelables 22. Épuisement des ressources fossiles
Quantification	Clean Fleet calculation tool	Méthode ad-hoc	Méthode ad-hoc	Base de données ACV nationale
Monétarisation	Valeurs tutélaires de l'UE (telles que définies par la Clean Vehicle Directive 2009)	Préférences observées (prix de marché) Préférences déclarées Coûts défensifs (réparation et remplacement)	Préférences observées Coûts de réparation et de remplacement Coûts d'abattement (évitement) Coût défensifs (dommages)	Coûts d'abattement

Tableau 23. Récapitulatif des 4 marchés publics analysés intégrant les coûts des externalités environnementales. Source : BASIC

L'analyse de ces cas d'étude a fait émerger 6 fondamentaux qui semblent nécessaires pour assurer la réussite d'un marché public intégrant les coûts des externalités environnementales :

1. Le travail au long cours d'une **entité publique de référence** sur la quantification des impacts, les méthodes de calcul de monétarisation et les externalités environnementales, et qui assure leur mise à jour au fur et à mesure du développement des connaissances scientifiques.
2. Le **développement d'un outil** pour estimer et intégrer les coûts des externalités environnementales qui se base sur :
 - Une **méthodologie fondée scientifiquement** et suffisamment vulgarisée afin d'être compréhensible de tous et ainsi garantir sa réappropriation par les acheteurs et les soumissionnaires ;
 - Une **dimension pédagogique** qui permette aux répondants de visualiser les impacts environnementaux de leurs activités et de se questionner en retour sur leurs pratiques et améliorer leurs offres ;
 - La **disponibilité et l'accessibilité des données** vis-à-vis des opérateurs économiques (afin de leur permettre de fournir les informations sollicitées par les acheteurs), et vis-à-vis des acheteurs (afin de leur donner la capacité de vérifier ces données lors de l'analyse des offres conformément au droit de la commande publique) ;
 - Des **bases de données préexistantes**, notamment sur les émissions sur le cycle de vie des produits concernés ;
 - Des **valeurs tutélaires** qui puissent être des références pour les pouvoirs adjudicateurs ;
3. La **participation de tous les acteurs concernés** au processus d'élaboration de l'outil afin d'assurer sa légitimité et sa réappropriation.
4. **Un suivi de la mise en œuvre de l'outil** auprès des pouvoirs adjudicateurs par l'entité publique qui l'a développé. En particulier, une **évaluation de son efficacité** tout au long de son processus de développement afin de pouvoir l'adapter et le corriger au fur et à mesure (méthode agile).
5. **Un cadre juridique fiable, avec l'inscription par voie réglementaire (a minima par circulaire)** certains des éléments précédents (méthodologie, valeurs tutélaires...) au risque sinon que le dispositif ne soit pas réapproprié, car notamment perçu comme trop subjectif et donc doté d'une insécurité juridique susceptible d'ouvrir une voie contentieuse supplémentaire.
6. **Une volonté politique** de mise en œuvre opérationnelle et sur le temps long, tant au niveau national (pour mettre au point un outil commun qui décharge les pouvoirs adjudicateurs de la responsabilité de définir par eux-mêmes les méthodes de calcul et constituer ainsi une sorte de « garantie » pour les « protéger » d'éventuels recours contentieux) qu'au niveau local pour permettre une réappropriation et une application effective de l'outil dans les marchés publics de restauration collective par les autorités adjudicatrices.

Les deux premiers volets de l'étude ont donc permis de **confirmer qu'il était possible de concevoir une méthodologie pour intégrer le coût des externalités environnementales** des produits alimentaires dans des marchés publics de restauration collective. Ils ont aussi permis d'**identifier des principes fondamentaux**, tant pour la construction d'une méthodologie adaptée que pour la mise en place d'un cadre propice à sa réappropriation effective par les pouvoirs adjudicateurs.

Pour les concrétiser opérationnellement, nous proposons une stratégie en 2 temps :

1. **Mise en place** : Réussir la mise en place des marchés publics « pilotes » de restauration collective qui intègrent des coûts d'externalités environnementales pour certains produits ;

2. **Déploiement** : Etendre progressivement et de manière continue le nombre de produits concernés, d'externalités prises en compte et d'autorités adjudicatrices qui les mettent en œuvre.

Cette stratégie a été conçue sur un pas de temps assez rapide – mise en place jusqu'à la mi-2020 (au mieux) si le projet démarre à l'été 2019, puis déploiement progressif – afin que le coût des externalités environnementales puisse contribuer à l'atteinte des objectifs de la loi EGALIM fixés pour 2022 vis-à-vis de la restauration collective.

2. Mise en place du coût des externalités environnementales dans des marchés publics pilotes de restauration collective en France

Le premier objectif de la stratégie proposée est de permettre à des pouvoirs adjudicateurs « pionniers » d'intégrer le coût de certaines externalités environnementales dans des marchés publics pilotes d'approvisionnement de leur restauration collective.

Pour ce faire, quatre étapes successives paraissent nécessaires :

- Déterminer tout d'abord les externalités qui sont d'ores et déjà monétarisables
- Identifier les étapes du cycle de vie prioritairement concernées et les produits ou groupes de produits alimentaires pour lesquels les calculs sont faisables et apportent une valeur ajoutée
- Définir une méthode de calcul « universelle » pour quantifier le coût des externalités et l'intégrer dans les marchés publics
- Développer un outil de calcul commun pour tous les pouvoirs adjudicateurs

2.1. Identification des externalités monétarisables

Conformément aux principes méthodologiques fondamentaux identifiés dans le premier volet de l'étude (tâche 1), nous avons tout d'abord recherché les enjeux environnementaux pour lesquels l'Etat français a édicté des valeurs tutélaires de référence, et le montant de ces valeurs.

Cette recherche nous a permis d'identifier 2 externalités qui ont été analysées dans des rapports publiés récemment :

- **Les émissions de gaz à effet de serre** et leur impact sur le dérèglement climatique, pour lesquelles le rapport récent de la Commission Quinet publié par France Stratégie définit une valeur du carbone pour chaque tonne émise pendant les 30 prochaines années (de 54 euros en 2018 jusqu'à 775 euros en 2050)²⁴⁶. Cette valeur tutélaire est destinée à être utilisée par les autorités (nationales ou locales) pour choisir les options d'investissement ou d'achat public permettant de rester dans la limite de 1,5°C d'augmentation des températures définie dans l'Accord de Paris de 2015.
- **Les émissions de polluants aériens** et leur impact sur la santé humaine, pour lesquelles le Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) a analysé en 2013 les différentes méthodes de détermination de valeurs tutélaires²⁴⁷. Il recommande ainsi d'utiliser la valeur de la vie

²⁴⁶ France Stratégie, La valeur de l'action pour le climat : une valeur tutélaire du carbone pour évaluer les investissements et les politiques publiques, Février 2019

²⁴⁷ Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), Quelles valeurs monétaires pour les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique ? Enjeux, limites et perspectives, Document méthodologique, Avril 2013

statistique associée au risque de pollution atmosphérique telle que définie dans le rapport Boiteux de 2001 (504 000 euros en 2000) et qui représente les pertes engendrées par des décès prématurés. Par ailleurs, le CGDD laisse la porte ouverte à l'utilisation d'une autre valeur de référence, celle des années de vie perdues, qui permet de prendre en compte les enjeux d'équité générationnelle (les épisodes morbides de plus jeunes étant plus valorisés que ceux des personnes âgées), mais à condition de prendre des précautions méthodologiques (contextualisation des résultats, repérage des doubles comptages...).

Externalités	Méthode	Recommandations
Climat	Monétarisation sur la base de valeurs tutélaires (faisable dès 2019)	Utilisation des valeurs tutélaires du carbone publiées dans le rapport Quinet (janvier 2019)
Pollution de l'air	Monétarisation sur la base de valeurs tutélaires (faisable dès 2019)	Utilisation des valeurs tutélaires de la vie statistique et de l'année de vie en bonne santé du rapport CGDD de 2013 Nécessité de quantifier le lien entre les valeurs tutélaires et les émissions de polluants aériens liés à la production agricole (NH3 et PMxx) en s'appuyant sur les recherches existantes (projet NEEDS...)

Tableau 24. Tableau de synthèse des externalités monétarisables à court terme sur la base de valeurs tutélaires. Source : Basic.

La valeur tutélaire du carbone est directement utilisable pour évaluer le coût des externalités engendrées par des produits alimentaires sur le climat : pour ce faire, il suffit de multiplier les émissions de gaz à effet de serre estimées dans des Inventaires du Cycle de Vie (ICV) par la valeur de référence.

Concernant la pollution de l'air, un travail supplémentaire est nécessaire. Il faut tout d'abord quantifier le lien épidémiologique entre les décès prématurés ou épisodes de morbidité, et les émissions de polluants aériens engendrés par les modes de production agricole (principalement l'ammoniac et les particules fines). Pour ce faire, il est possible de se baser sur les données et les facteurs de corrélation concernant la France qui sont issus de deux projets de recherche de la Commission Européenne : ExterneE (2005) et NEEDS (2007). Il est également possible d'utiliser ces mêmes valeurs tutélaires pour calculer le coût de la pollution de l'air engendrée par les autres maillons des filières alimentaires au-delà de la production agricole, en particulier les transports et la transformation des produits.

D'après nos recherches, il n'existe pas à l'heure actuelle de valeur tutélaire associée aux autres types d'externalités environnementales liées aux filières alimentaires, notamment la pollution de l'eau, la dégradation des sols, le déclin de la biodiversité... Par contre il est possible d'envisager la création de telles valeurs à court et moyen terme pour un certain nombre d'entre elles (pour plus de détails, voir le chapitre 3 sur le déploiement).

2.2. Identification des étapes du cycle de vie prioritairement concernées et les produits ou groupes de produits pour lesquels les calculs sont faisables

2.2.1. Etapes du cycle de vie à prendre en compte

Une fois déterminées les valeurs tutélaires utilisables, il est nécessaire d'identifier les étapes du cycle de vie qui génèrent les externalités les plus importantes, et sont donc concernées en priorité.

Concernant les gaz à effet de serre, la récente étude coordonnée par le CIRED montre que la production agricole est l'étape indispensable à considérer, puisqu'elle représente à elle seule les 2/3 des émissions des filières alimentaires françaises. Elle est suivie par les transports des marchandises (18,5% des émissions) et par la transformation agroalimentaire (5,5%).

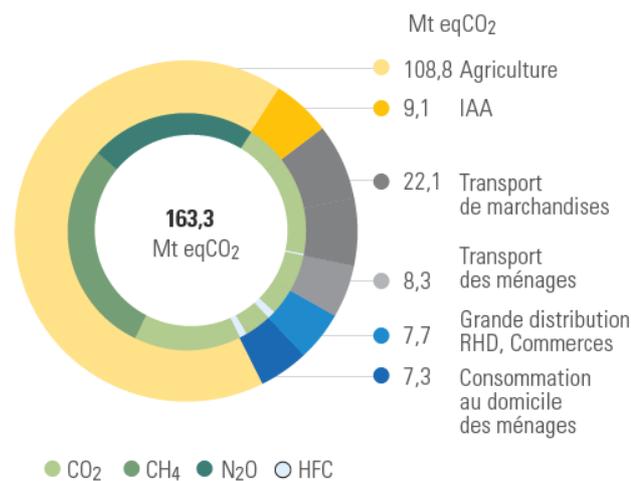


Figure 57. Empreinte carbone de l'alimentation française. Source : Barbier et al., 2019.

On ne dispose pas d'estimations équivalentes concernant les émissions de polluants aériens le long des filières alimentaires françaises. L'un des rapports identifiés dans le premier volet de la présente étude offre des ordres de grandeur : ils concernent les produits laitiers commercialisés par l'entreprise Arla Foods (l'un des leaders européens du secteur). Ils indiquent une situation similaire à celle des gaz à effet de serre, la production agricole étant responsable de 60% des coûts des externalités liées aux émissions de matières inorganiques, suivie par les sites industriels laitiers (et le transport des marchandises (environ 7%-8%).

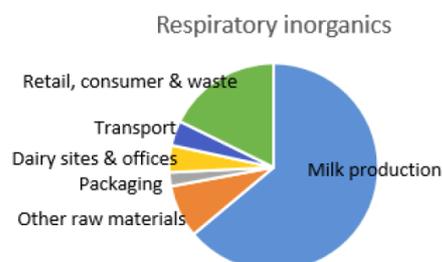


Figure 58. Estimation des externalités liées à la pollution aérienne de l'entreprise laitière Arla Foods. Source : Eco-cost, 2014.

Il ressort donc de cette première analyse que l'étape de la production agricole doit être la première concernée par les estimations de coût des externalités, au risque sinon d'obtenir des chiffres partiels qui ne rendent pas compte des principales sources d'impact négatif sur l'environnement. Sur cette base, il est alors possible d'ajouter des estimations concernant les maillons du transport des marchandises et de la transformation agroalimentaire. Les derniers maillons de la chaîne, bien qu'importants, ne sont a priori pas concernés par la présente démarche puisqu'ils sont de la responsabilité du consommateur final des produits.

2.2.1. Produits ou groupes de produits concernés par l'évaluation

Dans un deuxième temps, il est nécessaire d'identifier les groupes de produits alimentaires pour lesquels les données disponibles permettent d'ores et déjà de réaliser des calculs de coût des externalités environnementales.

Conformément aux principes méthodologiques fondamentaux identifiés dans le premier volet de la présente étude (tâche 1), nous proposons de nous appuyer sur la base de données AGRIBALYSE qui contient les résultats d'Inventaires du Cycle de plus de 120 produits agricoles français. Ces inventaires concernent à l'heure actuelle des produits bruts sur le périmètre des exploitations agricoles, et vont être (largement) enrichis d'ici la fin de l'année 2019 pour intégrer un plus grand nombre de produits et des résultats de consommations de ressources et d'émissions de polluants au-delà du maillon de la production agricole.

Un premier repérage des données actuellement disponibles dans AGRIBALYSE donne les résultats suivants :

	Nombre de produits	dont bio
Céréales	11	3
Fruit	16	4
Huile	2	0
Lait	8	1
Légume	12	2
Légumineuse	5	1
Œuf	6	1
Poisson	1	0
Viande	59	8
Total général	120	20

Tableau 25. Tableau de synthèse des inventaires disponibles dans AGRIBALYSE. Source : Basic d'après AGRIBALYSE.

Nous avons ensuite cherché à identifier des produits pour lesquels il existe des inventaires permettant de différencier au moins 2 modes de production agricole différents. En effet, le calcul des externalités environnementales n'est pertinent pour les marchés publics de restauration collective que s'il permet de distinguer des offres aux caractéristiques contrastées, par exemple en fonction du mode d'élevage pour les volailles : en cage, au sol, en plein air, agriculture biologique...

Dans cet ensemble, les produits issus de l'agriculture biologique ont un statut à part car ils font souvent l'objet d'un allotissement séparé dans la plupart des marchés publics de restauration collective, possibilité qui leur est offerte puisque les caractéristiques intrinsèques des produits sont différentes. Puisque le code des marchés publics permet ainsi aux pouvoirs adjudicateurs de traiter leur approvisionnement en bio de manière séparé, le calcul du coût de leurs externalités n'aurait pas de valeur ajoutée à court terme (même si à moyen terme, la prise en compte des maillons au-delà de la production agricole pourrait avoir un intérêt - voir le chapitre suivant pour plus de détails). De plus, ces produits étant déjà comptabilisés dans les 50% de produits de qualité et/ou plus durables, ajouter un second critère de durabilité ne permet pas de contribuer à l'atteinte des objectifs quantifiés de la loi.

Nous nous sommes donc concentrés sur les produits agricoles associés à plusieurs inventaires dans AGRIBALYSE, hors agriculture biologique. Cette recherche a mis en lumière 3 principales catégories de produits pour lesquels un calcul du coût des externalités environnementales est non seulement possible, mais représenterait un intérêt pour les donneurs d'ordre en restauration collective :

- **Les fruits et légumes**, pour lesquels il serait possible de différencier les produits de saison cultivés en plein champ de ceux cultivés sous serre chauffée (ces derniers engendrant des externalités bien plus élevées).
- **Les viandes (bovine, porcine, volaille) et les œufs**, pour lesquels il serait possible, grâce au coût des externalités environnementales, de différencier les systèmes d'élevage en fonction de leur intensivité et du type d'alimentation animale
- **Les produits laitiers**, pour lesquels il serait possible de faire le même type de différenciation que pour les viandes, en fonction de l'intensivité des systèmes d'élevage et du type d'alimentation animale

Parmi ces 3 catégories, les viandes apparaissent comme une catégorie d'autant plus intéressante à approfondir qu'elle est deux fois moins souvent achetée en bio par les établissements de restauration collective que les fruits, légumes et produits laitiers (d'après la dernière étude menée sur le sujet en 2018 par le CSA pour le compte de l'Agence Bio – voir ci-dessous).

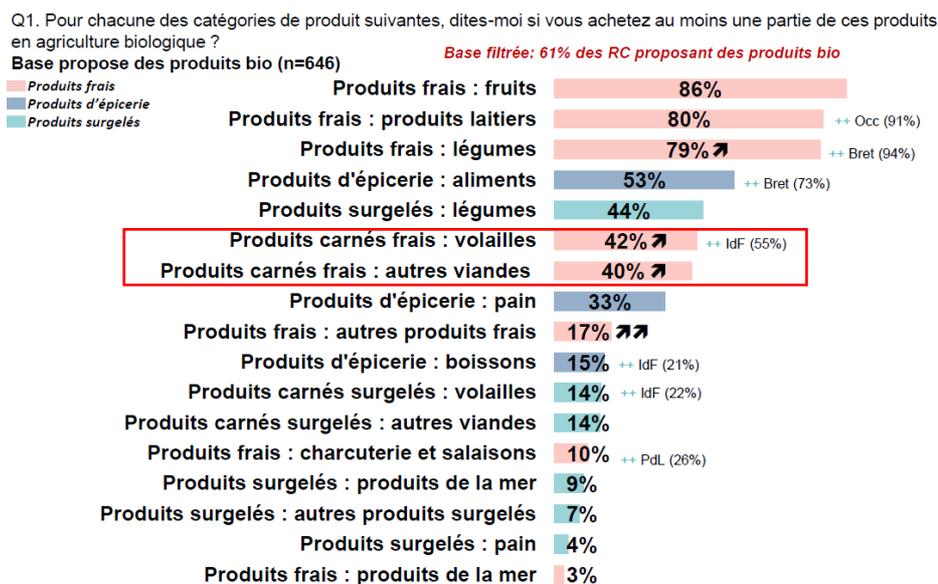


Figure 59. Mesure de l'introduction des produits bio en restauration collective – étude n°1800607. Source : CSA, Octobre 2018.

Au-delà, il est également possible d'envisager de compléter à court terme le calcul des externalités environnementales en incluant certains maillons situés au-delà de la production agricole, notamment :

- **La transformation agroalimentaire**, à partir des données d'Inventaire du Cycle de Vie (ICV) qui seront disponibles dans la nouvelle version d'AGRIBALYSE à partir de la fin 2019.
- **Le transport des marchandises**, à partir de la méthodologie de calcul édictée par la directive européenne sur les véhicules propres. Pour la mettre en œuvre dans le cadre des marchés publics de restauration collective, il est nécessaire de développer un outil de calcul spécifique qui demanderait aux répondants de déclarer la moyenne des tonnes-km induites par la collecte de leurs produits agricoles en amont et par le trajet des marchandises en aval depuis leurs entrepôts jusqu'au lieu de livraison final.
- **Les emballages**, à partir des facteurs d'émissions des matériaux associés qui sont publiés dans la base Carbone de l'ADEME. Là aussi, un outil de calcul adapté devra être développé pour calculer les coûts des externalités associés en fonction du poids des matériaux utilisés par les répondants.

La prise en compte de ces deux derniers maillons – transports et emballages – pourrait éventuellement permettre de distinguer positivement des produits agricoles d'origine (plus) locale, à condition que les types de véhicules et de matériaux utilisés engendrent de moindres pollutions.

Cette **distinction positive des produits locaux via le coût des externalités environnementales est par contre beaucoup plus incertaine** concernant l'étape de production agricole. A titre d'exemple, les fruits ou légumes cultivés sous serre chauffée engendrent des émissions de gaz à effet de serre 10 fois supérieures aux cultures de plein champ, ce qui pénalise un grand nombre de productions de la moitié Nord de la France, et ce quel que soit les externalités engendrées sur la phase de transport (en raison de leur part beaucoup plus faible dans les émissions totales).

2.3. Définition de la méthode de calcul des externalités et d'intégration dans les marchés publics

Une fois sélectionnées les valeurs tutélaires de référence, les étapes du cycle de vie à prendre en compte de manière prioritaire, et les catégories de produits pour lesquels les calculs sont faisables et intéressants, il s'agit ensuite d'établir et de **rédigier la méthode précise de calcul des externalités**.

Pour ce faire, nous proposons comme source d'inspiration la Directive européenne sur les « Véhicules propres » qui est déjà connue des pouvoirs adjudicateurs et qui a développé un canevas clair de définition :

- Du périmètre concerné (définition des externalités environnementales, des étapes du cycle de vie et des catégories de produits prises en compte pour les évaluations)
- Des sources de données servant de base aux évaluations
- Des formules de calcul pour chaque externalité

Au-delà de la méthode de calcul, il est également nécessaire de définir la **méthode d'intégration du résultat dans les marchés publics**, en fonction des pondérations définies dans le décret d'application de la loi EGALIM (une possibilité aurait pu être d'adopter une logique inspirée de l'approche néerlandaise analysée en tâche 2 qui institue un « discount » en fonction du coût des externalités, mais cette possibilité semble écartée au vu de la formulation finale du décret).

Pour mettre au point ces 2 méthodes – de calcul des externalités et d'intégration dans les marchés – nous recommandons de **tester les formules proposées dans un certain nombre de cas types** de mise en œuvre

afin d'envisager les conséquences directes et indirectes de la prise en compte du coût des externalités environnementales. En fonction des résultats de ces simulations, les méthodes pourront être ajustées afin d'éviter, autant que faire se peut, des retombées négatives involontaires sur les approvisionnements des pouvoirs adjudicateurs (par exemple l'éviction de certains types de fournisseurs, les stratégies de contournements de certains répondants...) ou des effets rebonds néfastes à l'environnement.

La formulation finale des méthodologies (de calcul et d'intégration) pourra être détaillée dans une circulaire, support qui semble le plus adapté.

En termes opérationnels, nous recommandons également de construire une **démarche de concertation ambitieuse** des parties prenantes concernées (pouvoirs adjudicateurs, délégataires de services de restauration collective, représentants des producteurs agricoles et des industriels...) qui s'inspire de celle développée par la Suisse dans le cadre de sa taxe poids lourd (démarche analysée dans le 2^{ème} volet de la présente étude).

A cette fin, **l'instauration récente du Conseil National de la Restauration Collective est un atout**, cette plateforme permettant d'instruire la concertation et de conduire l'ensemble du processus de mise au point de la méthodologie de calcul des externalités environnementales, jusqu'à leur intégration dans des marchés publics et l'évaluation des premières expériences pilotes.

2.4. Développement de l'outil de calcul

Comme décrit au précédent chapitre, l'un des fondamentaux de la mise en œuvre du coût des externalités dans les marchés publics de restauration collective consiste dans le développement d'un **outil de calcul à destination des répondants et des pouvoirs adjudicateurs**.

Pour ce faire, nous proposons d'utiliser comme **source d'inspiration l'outil Dubocalc développé par le Département des Travaux publics néerlandais**, en particulier de sa philosophie pédagogique. L'enjeu est ainsi de permettre aux répondants de mieux comprendre pourquoi ils obtiennent une bonne ou une mauvaise note, et le cas échéant pouvoir changer leur offre s'ils le souhaitent/le peuvent (pour plus de détails, voir l'analyse des initiatives menées dans le 2^{ème} volet de la présente étude).

Le développement d'un tel outil dans le cadre des marchés publics français de restauration collective nécessite tout d'abord l'élaboration du cahier des charges de l'outil, qui comprend en particulier :

- La définition des fonctionnalités pour les utilisateurs, c'est-à-dire des différents usages de l'outil par les répondants et les pouvoirs adjudicateurs dans le cadre de la procédure d'appel d'offres (entrée d'information, calcul des externalités, visualisation des résultats, comparaison des offres...).
- L'identification des sources de données à connecter à l'outil et des interfaces techniques associées (ainsi que la fréquence des mises à jour d'information).
- La détermination des niveaux de confidentialité pour l'accès aux données
- La définition de parcours pédagogiques pour les utilisateurs afin de garantir l'ergonomie de l'interface, la facilité d'usage, la réappropriation de l'outil par les répondants comme par les pouvoirs adjudicateurs...

Comme pour la phase précédente de définition des méthodes de calcul, le **développement d'un processus participatif** de construction de l'outil sera l'une des clés de réussite du projet. Il s'agira en particulier d'assurer une consultation rapprochée des pouvoirs adjudicateurs (utilisateurs des services comme élus) et des soumissionnaires pour la définition de l'outil ainsi que pour le test des premières versions pilotes.

En particulier, une évaluation de l'efficacité de l'outil devra être menée tout au long de son développement afin de pouvoir l'adapter et le corriger au fur et à mesure en fonction des retours des futurs utilisateurs (adoption d'une démarche dite « agile »).

3. Extension progressive et continue du nombre de produits concernés, d'externalités prises en compte et d'autorités adjudicatrices utilisatrices

En complément de la stratégie de mise en place décrite au chapitre précédent, nous proposons de **développer une stratégie de « déploiement » structurée autour de deux objectifs :**

- Faire en sorte que le **périmètre de produits alimentaires concernés et d'externalités** prises en compte s'étende progressivement.
- Faire en sorte que les **premières expérimentations de marchés publics** intégrant le coût des externalités environnementales **se diffusent sur le territoire** à des pouvoirs adjudicateurs de toute taille et dans tous les contextes (urbain, péri-urbain, rural...).

3.1. Augmentation du nombre d'externalités environnementales monétarisées prises en compte et mise en œuvre d'un processus de suivi/révision régulier

3.1.1. Extension du nombre d'externalités

Partant des valeurs tutélaires identifiées dans la phase de mise en place (qui concernent le dérèglement climatique et l'impact sanitaire de la pollution aérienne), il s'agit dans la phase de déploiement **d'étendre progressivement le nombre d'externalités prises en compte** dans le calcul intégré dans les marchés publics.

Impacts	Horizon	Recommandations
<ul style="list-style-type: none"> • Pollution de l'eau 	Faisable à moyen terme (2020 ?)	Construire des valeurs tutélaires moyennes pour les émissions de nitrates, phosphates et pesticides dans l'eau à partir des travaux du CGDD (2011) et de RDC Environnement (2009)
<ul style="list-style-type: none"> • Gaspillage 		Développer une méthode de calcul permettant de rendre compte du niveau de gaspillage en comparaison aux moyennes des ACV d'AGRIBALYSE
<ul style="list-style-type: none"> • Déclin de la biodiversité 	?	S'appuyer sur la dynamique de réflexion en cours sur l'établissement de valeurs tutélaires liées à la biodiversité
<ul style="list-style-type: none"> • Pesticides (santé humaine) • Déforestation importée • Dégradation des sols • Raréfaction de la ressource en eau 	?	Initier des travaux d'état des lieux des connaissances sur chaque impact et de construction de valeurs tutélaires

Tableau 26. Tableau de synthèse des externalités qui seraient monétarisables à moyen-long terme. Source : Basic.

Sur la base des principaux impacts environnementaux de l'alimentation identifiés dans le volet 1 de l'étude, et d'une revue de littérature sur les facteurs de monétarisation qui pourraient y être associés, plusieurs cas de figure sont apparus.

Tout d'abord, **l'externalité de pollution de l'eau par les activités agricoles ressort comme la première pouvant faire l'objet d'une monétarisation**. En effet, les études publiées en 2009 par RDC Environnement et en 2011 par le CGDD fournissent des estimations détaillées des dépenses qu'elle induit sur la collectivité (pour assurer la potabilisation de l'eau, l'entretien des réseaux, le retour au bon état écologique des cours d'eau et des nappes phréatiques en lien avec la Directive Cadre européenne sur l'Eau...). Ces études pourraient ainsi servir de base à un travail de construction de valeurs tutélaires pour les émissions de nitrates, phosphates et pesticides dans l'eau. L'un des défis de ce travail sera de prendre en compte la nécessaire régionalisation des données (car l'émission d'un kg de polluant induit des coûts très différents suivant que le milieu aquatique est déjà fortement pollué ou non).

Une autre externalité qui pourrait faire l'objet d'un calcul de coûts engendrés à moyen terme est celle du **gaspillage alimentaire**. En effet la nouvelle version d'AGRIBALYSE qui sera disponible fin 2019 fournira des données non seulement sur le gaspillage jusqu'à la sortie de la ferme mais aussi aux autres étapes du cycle de vie des produits. Sur cette base, il pourra être intéressant de réfléchir à développer une méthode de calcul permettant aux répondants de rendre compte de leur niveau de gaspillage en comparaison aux moyennes inventoriées dans AGRIBALYSE²⁴⁸.

Parmi les autres externalités identifiées, **le déclin de la biodiversité fait partie des enjeux cruciaux** liés à la production agricole et alimentaire. Si plusieurs publications officielles²⁴⁹ demandent qu'on priorise la construction de valeurs tutélaires pour cette externalité, afin de pouvoir la prendre en compte dans les décisions publiques, il est difficile d'envisager une mise en œuvre à court terme. En effet, on manque aujourd'hui d'indicateurs consolidés sur cet enjeu, étape nécessaire pour permettre une monétarisation de l'externalité correspondante (la principale source d'information est en l'état l'observatoire agricole de la biodiversité²⁵⁰, initiative participative d'observation de l'abondance de 4 espèces animales dans les espaces ruraux).

Par ailleurs, nous avons identifié plusieurs autres enjeux qui sont de plus en plus discutés dans le débat public en lien avec l'agriculture et l'alimentation : **pollution aux pesticides** (et impacts sanitaires associés), **déforestation importée** (et impacts associés sur le climat), **dégradation des sols**, **raréfaction de la ressource en eau**... Notre revue de littérature n'a pas permis d'identifier de valeur tutélaire permettant de calculer le coût de ces externalités à l'heure actuelle. Il s'agirait donc, d'initier un état des lieux des connaissances afin de développer progressivement sur cette base des valeurs de référence pour chacune d'entre elles.

Au-delà de l'enrichissement progressif du nombre d'externalités prises en compte pour le calcul, l'analyse des initiatives existantes dans d'autres secteurs a fait ressortir l'importance de mettre en place un

²⁴⁸ Une distinction importante est à faire entre le gaspillage alimentaire le long de la chaîne, et l'efficacité nutritive qui est un « démultiplicateur » d'externalités environnementales (par exemple pour les viandes, la faible efficacité du produit entraîne de plus fortes pertes d'eau à la cuisson). Il est proposé d'en faire un indicateur pédagogique dans un premier temps

²⁴⁹ En particulier : Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), Quelles valeurs monétaires pour les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique ? Enjeux, limites et perspectives, Document méthodologique, Avril 2013
Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services, May 2019

https://www.ipbes.net/system/tdf/spm_global_unedited_advance.pdf?file=1&type=node&id=35245

²⁵⁰ <http://observatoire-agricole-biodiversite.fr/> consulté le 2 mai 2019

processus de révision permanente mené en concertation avec les parties prenantes concernées. Il s'agit ainsi de mettre à jour les coûts des externalités environnementales, en termes de méthodologie de calcul comme de périmètre, au fur et à mesure des avancées scientifiques et en lien étroit avec les acteurs clés du secteur. Pour ce faire, nous recommandons d'adopter une démarche inspirée de l'expérience Suisse mise en place pour la Redevance Poids Lourds liée aux Prestations (pour plus de détails, voir le cas d'étude correspondant dans le rapport du volet 2).

3.1.2. Extension du nombre de produits et d'étapes du cycle de vie concernés

Pour mener à bien la phase de déploiement, il est important d'**étendre également par étape le périmètre des produits alimentaires et des étapes du cycle de vie pris en compte** dans le calcul du coût des externalités.

A ce titre, l'utilisation de la base AGRIBALYSE comme socle pour quantifier les consommations de ressources et les émissions de polluants est un atout important, notamment sa dynamique d'enrichissement permanent depuis sa création.

Au-delà des produits alimentaires « bruts » qui sont aujourd'hui pris en compte dans la base de données, les prochaines mises à jour permettront d'intégrer progressivement :

- des produits transformés
- d'autres étapes des filières alimentaires : transport, transformation, emballage...

Comme pour les valeurs tutélaires détaillées précédemment, un facteur clé de réussite repose sur l'**accompagnement de cette extension graduelle via un dispositif d'évaluation et de concertation régulière** avec les principales parties prenantes concernées, avec un souci de transparence sur les changements potentiels, les causes qui les expliquent, et les implications qui en découlent.

3.2. Diffusion progressive et continue de la démarche sur les territoires

Au-delà des éléments techniques détaillés précédemment, la réussite de la phase de déploiement repose sur la mise en place d'**une stratégie de conduite du changement adaptée et efficace** pour accompagner l'élargissement progressif du nombre d'acheteurs ayant recours aux coûts des externalités environnementales dans les marchés publics de restauration collective.

Cette stratégie s'articule autour de 3 composantes principales :

- Au départ de la démarche, une prise de conscience suffisante et un constat partagé nécessaires
- En toile de fond, la crédibilité, la légitimité et la sécurisation juridique de la démarche
- Au cours du processus, un accompagnement suffisant des acheteurs dans l'intégration concrète du coût des externalités dans leurs marchés publics

3.2.1. Susciter une prise de conscience et construire un constat partagé

La stratégie de conduite du changement repose tout d'abord sur la **prise de conscience et la conviction** des élus, des personnels des autorités adjudicatrices, et plus largement de tous les acteurs de la restauration collective, **concernant l'ampleur des coûts qui sont reportés sur la société** en raison des externalités environnementales de l'agriculture et l'alimentation.

Autrement dit, **le manque de visibilité sur les coûts de ces externalités, et de mesure objective de leur étendue, est l'un des principaux obstacles à la diffusion de la démarche proposée.** Ceci est d'autant plus

vrai que la grande majorité des acteurs n'est pas familière avec cette notion, et qu'elle manque d'informations pédagogiques pour bien comprendre en quoi elle consiste.

Ainsi, l'une des clés de la stratégie de conduite du changement est de **construire, dès le début du projet, un constat partagé** par les acteurs de la restauration collective sur la problématique des externalités environnementales de l'alimentation, point de départ nécessaire pour réussir leur prise en compte dans les marchés publics.

C'est probablement cet aspect qui a manqué en appui à la Directive européenne sur les « Véhicules propres » et qui explique, au moins en partie, la faible utilisation de l'outil de calcul du coût des externalités environnementales liées aux véhicules (pour plus d'informations, voir le cas détaillé dans le rapport du volet 2 de l'étude).

Pour dépasser cet obstacle, un levier essentiel réside dans la **diffusion d'une information claire et pédagogique** pour sensibiliser en premier lieu les élus et les personnels des autorités adjudicatrices, et plus largement les acteurs du secteur (délégués de services, fournisseurs de marchandises, organisations agricoles, grossistes, industriels de la transformation...).

Pour diffuser de manière large et efficace cette information, il serait intéressant de **développer une offre de formation spécifique** allant de la sensibilisation sur les concepts des externalités et de leur mesure, jusqu'à la prise en main des outils développés pour les marchés publics. Ce parcours de formation pourrait ainsi être relayé par des organisations clés telles le Centre National de la Fonction Publique Territoriale (CNFPT), l'Association des Maires de France (AMF), l'Assemblée des Communautés de France (ADCF)...

3.2.2. Assurer la crédibilité, la légitimité et la sécurisation juridique de la démarche

Pour être crédible et légitime, les supports pédagogiques décrits précédemment, ainsi que plus largement les outils de calcul et de mise en œuvre dans les marchés publics, devraient être développés **sous l'égide d'une institution publique** – ou d'un consortium rassemblant par exemple les instituts techniques (INTERFEL, IDELE, INTERBEV...) et l'INRA sous pilotage d'un acteur opérationnel – **identifié(e) comme structure de référence sur les méthodes de calcul des externalités environnementales** liées à l'alimentation, à l'image de la démarche initiée par le gouvernement fédéral allemand à travers l'UBA (pour plus de détails, voir l'étude de cas associée dans le rapport du volet 2 de la présente étude).

La reconnaissance d'une ou plusieurs institutions de référence sur la question des externalités est d'autant plus importante qu'elle est essentielle pour assurer la **sécurisation juridique du processus** aux yeux des autorités adjudicatrices, lesquelles ont besoin de se reposer sur une méthode et des outils universels développés par une instance légitime au niveau national.

3.2.3. Accompagner les acheteurs dans l'intégration concrète du coût des externalités dans leurs marchés de restauration collective

Pour que la démarche se diffuse parmi les pouvoirs adjudicateurs, il apparaît de plus nécessaire de créer un point central afin de répondre à leurs questions et en développant un **dispositif d'accompagnement adapté et complet** pour l'élaboration des marchés qui intégreraient les externalités environnementales.

Le rôle de ce point de contact centralisé est à distinguer de celui de la structure qui serait chargée de l'évaluation du dispositif. Parmi les sources d'inspiration, on peut citer le service organisé par le Ministère

des Finances au sein de sa Direction des Affaires Juridiques afin de répondre spécifiquement aux questions des acheteurs et des opérateurs économiques (et de publier des fiches techniques, des modèles, etc.), et qui est clairement distinct des services de contrôle du ministère.

L'accompagnement nécessaire sur le terrain impliquerait d'aller au-delà de l'explication de l'outil d'évaluation des externalités qui aura été développé, et d'apporter un soutien aux pouvoirs adjudicateurs dans deux champs complémentaires :

- Tout d'abord **en termes de « sourcing »** pour aider les personnels à identifier les opérateurs en mesure de répondre aux marchés et de fournir les données nécessaires, voire de les contrôler.
- Ensuite, **au niveau de la rédaction du dossier de consultation**, afin d'aider les personnels à faire le lien entre d'un côté leurs besoins et leurs priorités, de l'autre les nouvelles exigences liées à l'intégration des externalités environnementales.

Ces besoins paraissent d'autant plus importants au vu du retour d'expérience analysé dans le volet 2 de la présente étude. En effet, l'absence d'un dispositif semblable pour accompagner la mise en œuvre de la directive des véhicules propres semble expliquer, au moins en partie, que seule une collectivité française – la mairie de Niort – ait pris le temps et investit les ressources nécessaires pour intégrer le coût des externalités environnementales dans son marché d'achat de véhicules.

4. Conclusion

Le présent rapport montre que **l'intégration des coûts des externalités environnementales dans les marchés publics de restauration collective est faisable et peut être diffusé à moyen terme** parmi les pouvoirs adjudicateurs français.

Pour réussir sa mise en œuvre (telle que détaillée dans le chapitre précédent), et faire en sorte qu'elle puisse contribuer à l'atteinte des objectifs de la loi fixés pour 2022, **trois conditions minimales apparaissent comme nécessaires** :

- **Un portage volontariste par l'Etat**
- **Des moyens humains et financiers dégagés dès le début du projet**
- **Un suivi dans le temps**

De manière opérationnelle, **certaines actions nécessitent d'être engagées dès le début** du projet (qu'elles soient liées à la stratégie de mise en place ou de déploiement). C'est plus particulièrement le cas des activités de sensibilisation des élus et des personnels des services adjudicateurs à la question du coût des externalités des produits alimentaires, et à l'intérêt de leur intégration dans les marchés publics de restauration collective. C'est là un facteur clé pour réussir la réappropriation de la démarche par les acteurs de terrain, et nourrir la volonté politique nécessaire à tous les niveaux.

Pour conduire la stratégie proposée, nous recommandons donc d'organiser les activités en **deux chantiers complémentaires** qui jalonnent les 2 phases de mise en place et de déploiement :

- Le développement technique et juridique
- La conduite du changement

Le schéma suivant présente une vision synoptique des activités proposées pour l'introduction des externalités environnementales dans les marchés publics de restauration collective.

PHASE DE MISE EN PLACE
(12 mois)

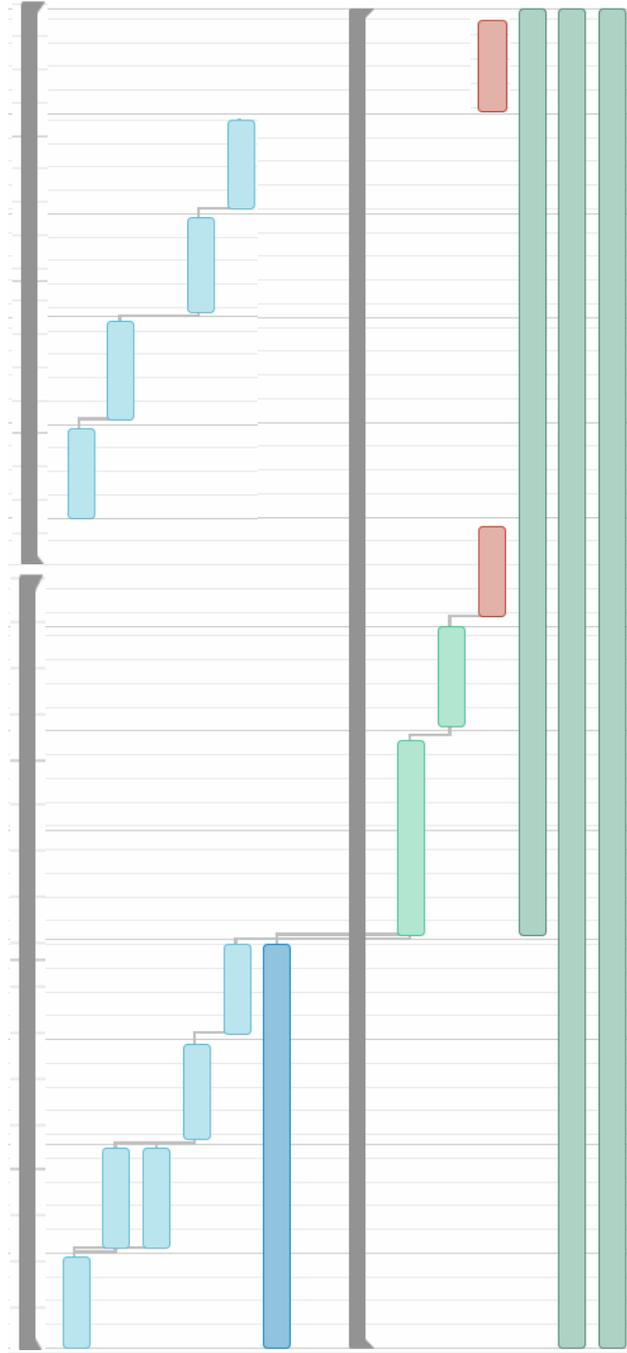
PHASE DE DÉPLOIEMENT

Développement juridique et technique

- Définir et valider les valeurs tutélaires
- Identifier les produits (Agribalyse)
- Cartographier les allotissements
- Définir la méthode de calcul et d'intégration
- Développer et diffuser l'outil de calcul
- Vérifier et valider juridiquement

Conduite du changement

- Mettre en place des marchés publics "pilote"
- Capitaliser sur les retours d'expériences
- Mise en oeuvre dans les marchés publics
- Accompagner les pouvoirs adjudicateurs
- Sensibiliser et former (élus et fonctionnaires)
- Concertation avec les parties prenantes



Comme illustré dans le diagramme précédent, il paraît nécessaire de planifier **12 mois minimum pour la phase de mise en place**, afin de tester l'intégration d'externalités dans plusieurs marchés publics de restauration collective, si possible dans des contextes différents (métropole, ville secondaire, communautés de communes en zone rurale...).

Ce laps de temps est par ailleurs nécessaire pour **assurer la participation des acteurs clés à la démarche**, la conduite d'une concertation suffisante pour que leurs contributions soient prises en compte, et l'évaluation continue de l'efficacité des outils mis au point tout au long de leur développement afin de les adapter aux réalités du terrain et les corriger au fur et à mesure.

En complément de l'échéancier illustré précédemment qui a été présenté en réunion de comité de pilotage le 4 avril 2019, les membres du comité ont demandé un **chiffage indicatif des moyens humains et financiers** associés qui est détaillé ci-après :

	Nombre de jours	TOTAL
Développement technique	140 - 170	95 000 à 110 000 €
Définir et valider le périmètre (produits, étapes du cycle de vie), les valeurs tutélaires et les méthodes de calcul	45 - 50	30 000 à 35 000 €
Design, développement et diffusion de l'outil de calcul (y compris validation juridique)	100 - 120	65 000 à 75 000 €
Conduite du changement	85 - 100	60 000 à 75 000 €
Mise en place et accompagnement des marchés publics "pilote" puis capitalisation sur les retours d'expériences	40 - 45	25 000 à 30 000 €
Sensibilisation et formation des élus et personnels	25 - 30	20 000 à 25 000 €
Concertation avec les parties prenantes	20 - 25	15 000 à 20 000 €
TOTAL H.T.	225 - 270	155 000 à 185 000 €

Ce budget indicatif ne prend pas en compte le temps de travail et l'implication des experts des ministères, instituts de recherche, instituts techniques et de l'ADEME, ainsi que des personnels et des élus des pouvoirs adjudicateurs, et plus largement des parties prenantes impliquées dans la concertation tout au long du processus.

Au-delà des discussions ayant eu lieu lors du dernier comité de pilotage, **l'équipe de recherche a esquissé les contours d'une alternative si les conditions minimales de portage par l'Etat et/ou de moyens humains et financiers ne sont pas remplis**. Dans ce cas, le pas de temps se trouverait rallongé :

- Une 1^{ère} phase de recherche-action se déroulerait pendant 2 à 3 ans
- S'en suivrait à partir de 2022 la phase de mise en œuvre et déploiement

La première phase de recherche-action s'organiserait autour d'un appel à projets de recherche-action permettant de développer et de tester le calcul et l'intégration de coûts des externalités environnementales sur différents territoires et différentes catégories de produits. Les projets de recherche-action seraient portés par des instituts scientifiques (INRA...) et techniques (IDELE, INTERFEL...) en partenariat avec des collectivités locales pilotes.

Le programme serait conçu dès son démarrage avec un volet important de suivi et d'évaluation des actions qui déboucherait sur une étape clé de valorisation des résultats. Cette valorisation s'organiserait autour d'une restitution auprès des réseaux de collectivités territoriales afin de témoigner de l'efficacité du dispositif et de contribuer à sa diffusion auprès de tous les pouvoirs adjudicateurs.

Dans cette alternative, la définition d'une méthode de calcul et d'un outil opérationnel associé se feront dans un 2^{ème} temps, sur la base des résultats du programme de recherche-action mené. Elle suivra les principes fondamentaux décrits dans les chapitres précédents, à savoir :

- la clarté, la transparence et la crédibilité scientifique de la méthode,
- l'aspect pédagogique de l'outil opérationnel développé, utilisable avec des données facilement accessibles et vérifiables
- la disponibilité et l'adaptabilité d'un dispositif d'accompagnement des pouvoirs adjudicateurs, qui aille de la formation sur les concepts et méthodologies jusqu'au soutien à la mise en œuvre (sur le sourcing, la rédaction du dossier de consultation...)

À l'instar du scénario précédent, la concertation avec l'ensemble des parties prenantes de la restauration collective en France tout au long des deux phases est essentielle afin d'assurer la réappropriation du dispositif.

Dans ce scénario alternatif, le coût des externalités environnementales ne contribuerait pas à l'atteinte des objectifs fixés pour 2022, et serait au mieux disponible à cet horizon.

L'ademe en bref

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Elle met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale. L'Agence aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, les économies de matières premières, la qualité de l'air, la lutte contre le bruit, la transition vers l'économie circulaire et la lutte contre le gaspillage alimentaire.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de la Transition Écologique et Solidaire et du ministère de l'Enseignement Supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



Alimentation et coût des externalités environnementales

Ce rapport compile les trois volets de l'étude commanditée par l'ADEME sur « Alimentation et coûts des externalités environnementales » et réalisée par le groupement composé du Basic et d'Aurélié Dressayre.

Dans le contexte de la mise en œuvre de la loi EGA, l'ADEME a commandité une étude qui a pour objectif d'identifier les méthodologies et sources de données pouvant être intégrées dans des appels d'offres publics pour prendre en compte le coût des externalités environnementales des produits alimentaires le long du cycle de vie

Cette étude est organisée autour de 3 volets :

1. Faire un état des lieux des méthodologies et sources de données existantes qui permettent d'évaluer le coût des externalités de l'alimentation le long de son cycle de vie, en France et à l'étranger ; identifier les opportunités et les freins de leur mise en œuvre dans le cadre des marchés publics de restauration collective.
2. Identifier les cas d'application concrète du coût des externalités environnementales dans le cadre de marchés publics non alimentaires (en France, et si pertinent à l'étranger) ; analyser les bonnes pratiques et les difficultés de mise en œuvre.
3. Sur la base des résultats précédents, étudier la faisabilité de l'intégration des coûts des externalités environnementales des denrées alimentaires dans les marchés publics de restauration collective.

Comment sont appliquées les démarches d'Analyse du Cycle de Vie (ACV) au secteur de l'agriculture et de l'alimentation ?

Quels impacts environnementaux peuvent être quantifiés (climat, air, sol, biodiversité, santé des individus exposés à des substances nocives...) ?

Quelles sont les principales méthodes utilisées pour le chiffrage du coût des externalités environnementales le long du cycle de vie ? Quelles sont leurs caractéristiques, leurs avantages et leurs limites ?

Quelles méthodologies sont pertinentes pour l'application aux marchés publics au regard du cadre juridique ?

Quels « critères » de coût des externalités environnementales pourraient être intégrés dans les marchés publics de restauration collective : coût du carbone, coût de la pollution de l'air... ?

Telles sont les principales questions au cœur de cette étude sur le coût des externalités environnementales de l'alimentation.

