

RAPPORT D'ÉTUDE
N° DRC-17-165804-11313A

23/03/2018

Avantages et inconvénients du recyclage des matériaux contenant des additifs dangereux : Une approche économique et son illustration avec le cas du PVC souple et du DEHP.

INERIS

maîtriser le risque |
pour un développement durable |

Avantages et inconvénients du recyclage des matériaux contenant des additifs dangereux :

Une approche économique et son illustration avec le cas du PVC souple et du DEHP

EDEN/DECI/DRC
INERIS
Verneuil En Halatte Oise

Rapport réalisé pour : MTES, DGPR

Liste des personnes ayant participé à l'étude :

Jean-Marc BRIGNON

PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Jean-Marc BRIGNON	Laurence ROUÏL	Philippe HUBERT
Qualité	Responsable de l'Unité DRC/DECI/EDEN Economie et Décision pour l'Environnement	Responsable du pôle DRC/DECI Modélisation Environnementale et Décision	Directeur de la Direction des Risques Chroniques
Visa			

TABLE DES MATIÈRES

1. RESUME.....	5
2. INTRODUCTION.....	7
3. UN MODELE DU COUT EXTERNE TOTAL D'UN MATERIAU	9
4. APPLICATION ILLUSTRATIVE AU CAS DU PVC SOUPLE ET DU DEHP .	14
4.1 Paramètres du modèle	14
4.1.1 Paramètres économiques	14
4.1.2 Autres paramètres du scenario de référence	16
4.2 Résultats pour le scénario de référence	17
4.3 Scénarios illustratifs de modification de la politique de recyclage	19
4.3.1 Simulation d'une augmentation du taux de recyclage	19
4.3.2 Etude de sensibilité	20
4.3.3 Simulation d'un arrêt du recyclage	23
5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	25
6. BIBLIOGRAPHIE.....	27
7. ANNEXE TECHNIQUE	29
7.1 Calcul de la masse de matériau et de la masse d'additif sur le marché	29
7.2 Prise en compte d'un retard lié à la durée de vie de l'article	30
7.3 Modèle général pour n types d'articles différents	30

1. RESUME

La réutilisation des matériaux, en particulier des matières plastiques, est une option intéressante en termes de promotion de l'économie circulaire, d'utilisation efficace des ressources et d'économie d'énergie, et donc en termes de réduction des émissions de gaz à effet de serre et de polluants. Cependant, le recyclage pose des questions en ce qui concerne les risques potentiels pour la santé humaine et l'environnement lorsque des additifs dangereux de matières plastiques sont également recyclés, qui sans recyclage auraient été remplacés par des produits chimiques plus récents et moins dangereux dans les nouveaux matériaux vierges.

Un cas particulier de ce problème est celui des décisions européennes en cours concernant le phtalate DEHP dans le cadre de son utilisation comme plastifiant du PVC. La question est posée, dans le cadre du règlement REACH, de savoir si le recyclage a suffisamment d'intérêt pour justifier d'accorder à des entreprises l'autorisation de continuer à recycler du PVC comportant du DEHP.

On propose dans ce travail un premier cadre simple de modélisation pour évaluer le coût externe total de l'utilisation d'une matière plastique, en tenant compte des impacts sanitaires et environnementaux de toutes les étapes industrielles (production de plastique vierge, incinération et recyclage), et notamment les effets sur la santé du recyclage d'éventuels additifs dangereux lors du recyclage de la matière plastique. Sous diverses hypothèses sur la croissance future du marché, des taux d'incinération et de recyclage, il est possible de faire des projections et de comparer les différentes options de stratégies de recyclage du matériau.

Nous appliquons ensuite ce modèle à des fins d'illustration au cas du PVC souple en France, en établissant un scénario de référence tendanciel et en lui comparant deux scénarios : l'un avec une augmentation plus rapide des taux de recyclage, et un autre avec un arrêt du recyclage. En premier lieu, le modèle permet d'estimer que les coûts externes annuels totaux de l'alimentation du marché français en PVC souple sont d'un ordre de grandeur se situant à la centaine de millions d'euros (soit 30% environ de la valeur annuelle du marché du PVC souple).

Nous montrons que l'augmentation du recyclage a pour conséquence dans un premier temps d'augmenter le total des coûts externes. Toutefois, à partir d'un certain temps (variable en fonction des paramètres) il y aura un bénéfice global positif et croissant à augmenter les taux de recyclage. Toutefois, ce temps au-delà duquel l'augmentation du recyclage devient positive malgré le prolongement de la présence du DEHP est extrêmement variable en fonction des paramètres du modèle, essentiellement en fonction des valeurs des coûts externes de DEHP. Globalement, les différences demeurent de toute façon faibles en termes relatifs (ordre de grandeur de 1 à 2 %) sur les coûts externes totaux cumulés sur la période analysée (20 ans), si toutefois les valeurs extrêmes possibles pour le coût sanitaire du DEHP sont écartées.

Nous avons également simulé un scénario fictif d'arrêt total du recyclage, qui se révèle provoquer une augmentation plus sensible à long terme des coûts externes totaux, également d'un ordre de grandeur très dépendant de la valeur unitaire des dommages sanitaire du DEHP.

Ce type de modèles et de calculs est utile pour montrer les dynamiques temporelles et les tendances de long terme, les comparer au court terme, et suggère notamment que le recyclage est toujours profitable à long terme.

L'incertitude sur les coûts externes du DEHP serait toutefois réduite et pourrait permettre un usage plus opérationnel du modèle pour aider à la décision, si, au lieu d'un cas illustratif sur l'ensemble du PVC souple, on travaillait sur le cas d'articles bien définis, car alors les concentrations en DEHP, les conditions d'exposition aux articles et les impacts sanitaires pourraient être mieux précisés.

Une utilisation plus opérationnelle en termes de guidage de politiques pour un matériau précis suppose un certain nombre de progrès :

- En tout premier lieu l'amélioration des données sur les impacts sanitaires des additifs des matériaux. Rappelons qu'au-delà du cas du DEHP les additifs d'un matériau donnés sont très nombreux, et que les additifs qui remplaceront les anciens additifs « bannis » sont souvent encore moins bien connus.
- Le développement d'un cadre de modélisation plus fin, prenant en compte un ensemble d'articles avec des durées de vie différenciées et avec un mélange de leurs flux lors du recyclage. Le rapport indique la marche à suivre en ce sens.

Enfin, le développement de tels modèles serait utile pour étudier les conditions d'une durabilité de l'économie circulaire. En effet, introduire le recyclage, même intense, dans l'économie, ne garantit pas que les coûts externes de l'emploi de matériaux restent en-deçà de ce qui est supportable à terme pour l'homme et pour l'environnement. Le déploiement de modèles capables de projections quantitatives à très long terme, pourrait permettre de se fixer des objectifs de recyclage dont on saurait mieux s'ils respectent les contraintes environnementales et sanitaires de long terme, un peu à l'instar de ce qui est fait pour les objectifs de limitation des émissions de gaz à effet de serre dans le domaine du changement climatique.

2. INTRODUCTION

Les matières plastiques sont fabriquées dans une large mesure avec des ressources fossiles, et une vaste gamme de produits chimiques sont généralement ajoutés au polymère pour lui conférer diverses propriétés physiques et optiques.

La réutilisation des matériaux, en particulier des matières plastiques, est une option intéressante en termes de promotion de l'économie circulaire, d'utilisation efficace des ressources et d'économie d'énergie, et donc en termes de réduction des émissions de gaz à effet de serre. En outre, la réutilisation peut également éviter l'émission de polluants dans l'air et dans l'eau associés à la fabrication de matériaux vierges ou à l'incinération des articles en plastique usagés. Elle contribuera également à la limitation de la présence de débris de plastiques et de microplastiques dans les milieux aquatiques et terrestres.

Cependant, le recyclage pose des questions en ce qui concerne les risques potentiels pour la santé humaine et l'environnement lorsque des additifs dangereux de matières plastiques sont également recyclés, qui autrement auraient été remplacés par des produits chimiques plus récents et moins dangereux dans les nouveaux matériaux vierges.

Il est donc utile d'évaluer l'ensemble des avantages et inconvénients du recyclage, à savoir d'une part les risques pour les travailleurs exposés à des produits chimiques dangereux lors des opérations de recyclage, ou les consommateurs lors de l'utilisation d'articles recyclés, et d'autre part les avantages environnementaux.

L'Union européenne encourage le recyclage comme l'un des aspects clés de sa stratégie d'économie circulaire (Commission Européenne, 2015), et a notamment des objectifs de recyclage pour les déchets municipaux et des emballages de respectivement 65% et 75% en 2030 dans l'Union Européenne. L'industrie a également pris des initiatives pour recycler les matières plastiques. En 2015, 514 913 tonnes de déchets de PVC ont été recyclées dans le cadre de VinylPlus (VinylPlus, 2016) et l'objectif est de recycler 800.000 tonnes de PVC dans l'Union Européenne chaque année d'ici 2020.

La stratégie économique circulaire CE reconnaît que, pour promouvoir la demande de matières plastiques recyclées, la confiance en la qualité de ces matériaux est nécessaire, et l'élaboration de normes de qualité pour les matériaux secondaires (en particulier en matière plastique) est prévue pour 2018 (Commission Européenne, 2015). Non seulement la qualité technique, mais aussi la sécurité sanitaire et environnementale devrait être couverte par ces normes, afin de renforcer la confiance des consommateurs. Par conséquent, la CE prévoit également la mise au point de méthodes et d'analyse pour améliorer le suivi des produits chimiques préoccupants dans les produits recyclés, et d'une stratégie spécifique pour les plastiques en 2017. Une telle stratégie doit être soutenue par des méthodes permettant d'évaluer la performance environnementale globale du recyclage de matières plastiques.

Un cas particulier est celui des décisions en cours concernant le phtalate DEHP dans le cadre de son utilisation comme plastifiant du PVC. La question est posée, dans le cadre du règlement REACH, de savoir si l'intérêt du recyclage peut justifier d'accorder à des entreprises l'autorisation de continuer à recycler du PVC comportant du DEHP. Les comités de l'ECHA ont jusqu'à présent estimé qu'il y avait des arguments qualitatifs en faveur d'une telle autorisation. Au contraire, le Parlement européen s'est opposé à cette décision dans une résolution, affirmant notamment que « le recyclage ne doit pas justifier la perpétuation de l'utilisation des substances dangereuses existantes » (Parlement européen, 2015). Cet exemple montre l'intérêt de développer un cadre analytique qui essaie de dépasser les prises de position trop qualitatives.

On propose dans ce travail un premier cadre simple de modélisation pour évaluer le coût externe total de l'utilisation d'une matière plastique, en tenant compte des impacts sanitaires et environnementaux de toutes les étapes industrielles (production de plastique vierge, incinération et recyclage), et notamment les effets sur la santé de recyclage de l'éventuelle dangereux additifs lors du recyclage de la matière plastique.

Sous diverses hypothèses sur la croissance future du marché, des taux d'incinération et de recyclage, il est possible de faire des projections et comparer les différentes options de stratégies de recyclage du matériau.

Les impacts à prendre en compte étant de nature différente (climat, pollution de l'air, impact sur la santé des additifs), nous utilisons des techniques d'économie de l'environnement pour monétiser tous les impacts sur la santé et l'environnement et calculer le coût externe total de l'approvisionnement du marché. Pour cela on se base sur des valeurs économiques de référence disponibles des impacts des polluants et gaz à effet de serre.

Nous appliquons ensuite ce modèle à des fins d'illustration au cas du PVC souple en France, en établissant un scénario de référence tendanciel et en lui comparant deux scénarios : l'un avec une augmentation plus rapide des taux de recyclage que dans le scénario tendanciel, et un autre avec un arrêt du recyclage. La monétarisation permet également de comparer les poids respectifs des différentes catégories d'impacts au sein d'un scénario, et entre scénarios.

3. UN MODELE DU COUT EXTERNE TOTAL D'UN MATERIAU

Dans cette partie, on établit un premier cadre simple de modélisation pour évaluer le coût externe total de l'utilisation d'un matériau, en tenant compte des impacts sanitaires et environnementaux de toutes les étapes industrielles (production de plastique vierge, incinération et recyclage), et notamment les effets sur la santé du recyclage indirect d'éventuels additifs dangereux lors du recyclage de la matière plastique¹.

Le but est de réaliser un calcul à l'échelle d'un marché et de prendre en compte l'évolution temporelle des coûts externes. Des variations dans les taux de production, d'incinération, de recyclage² (donc dans le stock de matériau présent sur le marché), ainsi que l'évolution de la teneur en additifs dans le matériau dangereux sont modélisés. Le modèle combine donc : prise en compte du cycle de vie, un modèle de flux du matériau et des additifs, et une approche économique des externalités de santé et environnementales.

Un scénario de représentation d'un marché est caractérisé par les variables et les paramètres suivants :

- Le paramètre Q_0 est le stock initial de la matière plastique présent sur le marché (au temps $t = 0$) et $Q(t)$ de son évolution dans le temps, variable calculée par le modèle (sur la base d'un bilan de masse, voir ci-après)
- Le paramètre C_0 est la concentration initiale moyenne de l'additif dangereux dans ce stock et $C(t)$ son évolution au cours du temps, calculée par le modèle. Pour simplifier, nous considérerons dans ce rapport un seul additif, cependant, si plusieurs additifs sont préoccupants, leurs coûts externes peuvent être intégrés sur le même principe. On suppose également par souci de simplicité que les additifs du matériau vierge sont d'un danger comparativement négligeable et n'ont donc pas à être modélisés. Toutefois, des additifs dangereux du matériau vierge pourraient être pris en compte dans le modèle sans difficulté (voir Annexe 7.3).

$C(t).Q(t)$ est donc la quantité de l'additif sur le marché à l'instant t , et nous supposons que les impacts sur la santé³ et donc le coût externe de cet additif est proportionnel à cette quantité (plus de détails ci-après).

¹ Le recyclage peut dans certains cas éliminer totalement ou partiellement l'additif, mais nous nous plaçons dans le cas où cela n'est pas le cas (un taux d'élimination lors du recyclage pourrait être introduit si besoin).

² D'autres processus de fin de vie pourraient être ajoutés, mais le modèle a été ici adapté aux données disponibles pour le PVC plus souple / DEHP étude de cas.

³ Un impact sur l'environnement pourrait être introduit de façon analogue, mais par souci de simplicité et, dans l'optique d'une application au cas PVC/DEHP, il ne sera pas pris en compte ici.

- $i(t)$, $v(t)$ et $r(t)$ sont respectivement les taux d'incinération, de production de matériau vierge, et de recyclage, exprimés en ratio par rapport au stock. Ce sont les fractions du stock qui sont respectivement incinérées, produites, et recyclées par unité de temps. Le présent modèle propose des relations du type $i(t) = i^*t + i_0$ avec une capacité d'incinération initiale i_0 , mais des relations non monotones pourraient également être représentées. Les trois taux sont interdépendants, et sont des paramètres qui seront calibrés simultanément de façon cohérente, afin de reproduire les observations quant aux quantités annuellement produites, incinérées, recyclées, et à la consommation annuelle du matériau (voir ci-après section 4.3).
- T est la durée de vie moyenne des articles sur le marché. Toujours pour présenter un modèle simple, une seule catégorie d'articles est prise en compte. Plusieurs catégories d'articles possédant des durées de vie distinctes et des taux de mélange distincts lors du recyclage peuvent être représentées, avec un plus grand réalisme, mais au prix d'une plus grande complexité calculatoire et un besoin en données accru (cf. Annexe 7.3).
- Les coûts externes unitaires respectifs de l'incinération, de la production de matériaux vierge, de son recyclage (par unité de masse de matériau). Dans le présent travail, ces paramètres sont ici supposés constants, mais, notamment pour représenter des progrès environnementaux futurs dans les technologies mises en œuvre⁴, il faudrait sans changement méthodologique, supposer qu'ils varient au cours du temps (décroissance en cas de progrès environnemental).
- Enfin, un dernier paramètre constant est le coût externe unitaire de l'additif⁵ (par unité de masse de l'additif présent sur le marché et unité de temps)

Le but est d'exprimer, étant donnés les paramètres du modèle (Q_0 , C_0 , i , i_0 , v , v_0 , r , r_0 , T , coûts externes unitaires), le coût externe total $EXT(t)$ pour alimenter le marché en matériau du temps initial à l'instant t .

$EXT(t)$ est la somme de

1) $ExtADD(t)$: coûts externes liés à la présence de(s) l'additif(s) sur le marché du fait du recyclage, à partir de $t = 0$.

2) $ExtPRI(t)$, les coûts externes des opérations de production, de recyclage et d'incinération, à partir de $t = 0$.

Quelques remarques sur les principales limites et hypothèses pour ce calcul :

⁴⁴ Des connaissances futures dans les dommages causés par les émissions de ces procédés pourraient aussi motiver l'évolution temporelle de ces paramètres.

⁵ Plusieurs additifs pourraient être pris en compte sans changement méthodologique. Toutefois, dans la perspective du cas d'application, cela n'a pas été effectué dans le cadre de ce travail.

L'ensemble des coûts externes liés à la fourniture du stock de matériau avant $t=0$ ne sont pas calculés. Cela nécessiterait de connaître l'historique des taux d'incinération, production et recyclage, et l'historique d'introduction de l'additif sur le marché. L'incertitude supplémentaire n'est pas justifiée, surtout que le modèle sera utilisé pour des comparaisons entre différents scénarios futurs, dans lesquelles ces coûts passés n'interviendront pas.

Bien que les prendre en compte ne présenterait pas de difficulté méthodologique, dans ce modèle simplifié, on considère un marché isolé (ou global), sans exportations ni importations de matériau.

Cette omission ne porte pas nécessairement à conséquence pour les matériaux importés puisque, dans une perspective d'empreinte environnementale, les coûts externes de la production (ou du procédé de recyclage) doivent être affectés au marché de consommation finale. Ainsi nous compterons implicitement tout plastique vierge consommé comme fabriqué sur le marché étudié.

Coût externe ExtADD (t) de l'additif :

A chaque instant u (entre 0 et t) une quantité $dq(u) = r(u)Q(u)C(u)du$ de l'additif est introduite sur le marché par le recyclage entre u et $u + du$. Son coût externe entre u (moment de son introduction) et le moment où il est soit incinéré ou recyclé à nouveau (et dans ce dernier cas, introduit à nouveau sur le marché) est proportionnel à cette quantité et au temps que l'article qui la renferme restera sur le marché⁶ (selon l'approche de l'ECHA pour le DEHP, qui sera précisée dans la section 4) et est donné par:

$$\int_u^{u+T} \text{ADD} \cdot dq(u) \cdot ds \quad (\text{Eq. 1})$$

Où ADD représente le coût externe d'une unité de masse d'additif pendant une unité de temps.

L'hypothèse est faite ici que les dommages de l'additif sont, au coefficient d'actualisation près, proportionnels à la quantité introduite, puis au temps de la présence des articles contenant l'additif sur le marché (ADD étant le coefficient de proportionnalité). La quantité d'additif sur le marché est un indicateur de l'ampleur des doses potentielles, et le temps de présence des articles de la probabilité d'exposition des individus. Dans le cas où des informations plus détaillées seraient disponibles, par exemple si des effets concrets sur la santé (cas de maladies ...) pouvaient être évalués quantitativement en fonction de la concentration dans les articles, les coûts externes pourraient être exprimés plus précisément, en valeur monétaire de ces impacts sanitaires quantifiés.

⁶ Nous supposons que l'additif est détruit lors de l'incinération. Il serait possible d'introduire, pour des additifs émis par l'incinération, un terme d'impact spécifique dans le modèle.

Par conséquent, le coût externe total de tous l'additif introduit par le recyclage entre le temps 0 et t est donné par l'intégration de l'expression précédente entre 0 et t, soit par:

$$ADD.T. \int_0^t e^{-d.u}.r(u)Q(u)C(u). du \text{ (Eq.2)}$$

Nous avons implicitement supposé que l'additif est stable dans le temps. Il serait simple d'introduire une cinétique de dégradation de l'additif dans le modèle sans changement méthodologique. Toutefois on ne dispose pas d'informations fiables pour fixer la valeur d'un tel coefficient de dégradation.

Comme indiqué plus haut, les importations et exportations de matériau ne sont pas explicitement représentées. En particulier, le matériau recyclé peut être exporté, et dans ce cas les effets sanitaires de l'additif seront ou non intégrés au bilan, selon le périmètre que l'on souhaite prendre en compte pour la quantification des impacts sanitaires. Si la fraction de matériau recyclé qui est exportée est connue, on pourra décider de l'introduire comme coefficient multiplicatif dans l'Equation 2 ci-dessus⁷.

Coûts externes de la production, l'incinération et du recyclage :

Etant donné que le coût externe de chacun de ces processus est proportionnel à la quantité de matériau traitée, on a :

$$ExtPRI(t) = \int_0^t (I. i(u). Q(u) + R. r(u). Q(u) + P. v(u). Q(u)) du \text{ (Eq.3)}$$

Où I, R et P désignent respectivement les coûts externes de l'incinération, du recyclage et de la production d'une unité de masse de matériau.

Le calcul des coûts externes ExtADD(t) et ExtPRI(t) nécessite d'abord les expressions de Q(t) et Q(t).C (t), qui sont obtenues à l'aide des bilans de masse du matériau et de l'additif (voir Annexe Technique).

Dans le cas simple d'un seul type d'article, des expressions totalement explicites sont obtenues pour les coûts externes, elles sont employées pour l'application au DEHP et au PVC souple qui suit.

Pour un modèle plus réaliste représentant les flux de plusieurs types d'articles se mélangeant en proportions connues au moment du recyclage, le calcul peut être conduit selon le même principe que pour le cas présenté ici d'un seul type d'article, mais nécessitera en général le recours à des méthodes de calcul numérique (voir Annexe Technique 7.3).

⁷ La question est naturellement plus complexe, par exemple des matériaux peuvent être importés ou exportés alors qu'ils sont à un certain stade de leur durée de vie, et seule la durée restante, si elle est connue, devrait être prise en compte pour ce qui est des impacts sanitaires de l'additif.

Enfin, il est possible d'introduire, étant donné que les coûts externes sont estimés sur une plage temporelle future étendue, une actualisation économique. Dans ce cas on introduit le facteur de l'actualisation économique en temps continu $e^{-d.t}$, où $d > 0$ désigne le taux d'actualisation. (Machina M.J. and Viscusi W.K., 2014)., et les équations ci-dessus sont modifiées de la façon suivante :

$$\int_u^{u+T} e^{-d.s} \cdot ADD \cdot dq(u) \cdot ds \text{ (pour Eq.1)}$$

$$\left(\frac{ADD}{d}\right) (1 - e^{-d.T}) \int_0^t e^{-d.u} \cdot r(u) \cdot Q(u) \cdot C(u) \cdot du \text{ (pour Eq.2)}$$

$$\text{ExtPRI} (t) = \int_0^t e^{-d.u} (I \cdot i(u) \cdot Q(u) + R \cdot r(u) \cdot Q(u) + P \cdot v(u) \cdot Q(u)) du \text{ (pour Eq.3)}$$

4. APPLICATION ILLUSTRATIVE AU CAS DU PVC SOUPLE ET DU DEHP

Nous appliquons maintenant le modèle à des fins d'illustration, à l'échelle de la France, à des calculs des coûts externes, pour le cas du PVC souple et de son additif le phtalate DEHP.

4.1 PARAMETRES DU MODELE

4.1.1 PARAMETRES ECONOMIQUES

Les coûts externes unitaires sur l'environnement et la santé (effets liés à la pollution de l'air, en particulier) de la production, de l'incinération et du recyclage sont évalués sur la base d'analyses du cycle de vie disponibles. L'impact sur la santé spécifiquement associé à la présence de phtalates dans le PVC souple, est pris en compte par l'utilisation et l'adaptation de l'évaluation actuelle des risques pour la santé du DEHP dans le PVC souple réalisée par l'ECHA.

Pour les coûts externes non liés au DEHP, c'est-à-dire le coût externe unitaire de la mise en œuvre du procédé lors d'une étape industrielle (production, incinération, ou recyclage), il est lui-même obtenu en multipliant les émissions unitaires de cette étape industrielle, par le coût externe du polluant émis (gaz à effet de serre, polluants atmosphériques). Ces coûts externes de la pollution atmosphérique à la fois englobent les effets sur l'environnement de la pollution atmosphérique (principalement l'acidification et l'eutrophisation), et leurs impacts sur la santé.

En ce qui concerne le DEHP, les impacts pour la santé (infertilité, cryptorchidie⁸, hypospadias⁹) sont liés à la reprotoxicité du DEHP, et sont supportés par les enfants de sexe masculin dont les mères ont été exposées au DEHP. Ils ont été monétisés par l'ECHA en utilisant des estimations des coûts directs pour le système de santé, et des études de consentement à payer (ECHA, 2017). L'ECHA a exprimé ces impacts économiques en termes de €/kg DEHP/an. Parce que de nombreuses hypothèses sont nécessaires pour effectuer les calculs, l'ECHA avertit que les estimations sont extrêmement incertaines, et conclut qu'elles pourraient varier entre un minimum de 0,09 €/kg/an et un maximum de 4,29 €/kg/an, par conséquent d'un facteur allant jusqu'à 60. Nous utiliserons la moyenne géométrique de 0,62€/kg/an dans le scénario de référence, et les valeurs minimales et maximales pour illustrer l'impact des incertitudes en ce qui concerne DEHP sur les résultats des calculs.

Pour le PVC souple vierge, nous supposons que le plastifiant alternatif utilisé a un impact négligeable sur la santé et l'environnement par rapport au DEHP. (ECHA, 2017) a confirmé la disponibilité de ces alternatives.

⁸ La cryptorchidie (testicules non descendus) est l'absence d'un ou des deux testicules du scrotum et l'anomalie congénitale la plus fréquente chez les nourrissons.

⁹ L'hypospadias est une malformation congénitale commune de l'urètre chez le mâle humain où l'ouverture urinaire n'est pas à l'emplacement habituel sur la tête du pénis.

L'ensemble des valeurs de référence qui suivent avait été rassemblé lors d'une précédente étude de l'INERIS (Brignon J.M., 2015), à laquelle le lecteur est invité à se reporter pour des détails supplémentaires sur le choix des sources de données utilisées. Les principales sources utilisées sont l'Agence Européenne de l'Environnement et l'université de Delft (coûts externes des polluants atmosphériques), une synthèse de l'INERIS (coûts du CO₂), et l'ECHA (coûts du DEHP).

L'ensemble de ces données avait été rassemblé lors d'une précédente étude de l'INERIS (Brignon J.M., 2015), à laquelle le lecteur est invité à se reporter pour des détails supplémentaires sur le choix des sources de données utilisées.

Les coûts externes unitaires des émissions sont rappelés dans le Tableau 1. Pour le DEHP, la valeur figurant dans ce tableau correspond au paramètre ADD utilisé dans le modèle. Pour les autres polluants, les valeurs du tableau 1 sont ensuite multipliées par les quantités émises par kg de PVC souple traité, fournies par les ACV, pour obtenir les paramètres P, R, et I. Les valeurs de référence proviennent de l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA, 2014) (sauf DEHP) et sont utilisées dans le scénarios de référence. Les valeurs de sensibilité sont utilisées dans les tests de sensibilité des simulations, et proviennent de l'organisme de recherche CE Delft, auteur d'une importante compilation de coûts externes qui fait référence (sauf DEHP).

Polluant	Valeur de référence	Valeur pour test de sensibilité
CO ₂	0.059	0,1
PM ₁₀	21.2	44
SO ₂	15.9	16
NO _x	5.5	11
Pb	965	437
Cd	31	136
Dioxines	27.10 ⁷	54,107
DEHP	Minimum (0,09 € / kg DEHP / an) et maximum (4,29 € / kg DEHP / an)	

Tableau 1 : Coûts externes de référence des polluants considérés, en € / kg sauf pour DEHP

Les coûts externes unitaires des étapes du cycle de vie du PVC qui sont utilisés par le modèle (paramètres P, R, I) sont résumés dans le Tableau 2 :

Etape du Cycle de vie	Coût externe par kg de PVC souple
Production	0,285
Incinération	0,198
Recyclage	0,029

Tableau 2: Coûts externes unitaire des étapes de cycle de vie du PVC souple (€/ kg de PVC souple)

4.1.2 AUTRES PARAMETRES DU SCENARIO DE REFERENCE

Dans cette section nous identifions les paramètres pour le scénario de référence, celui qui représentera l'état initial du marché en France, et la poursuite des tendances passées en matière de politique de fin de vie et de recyclage du PVC souple.

Les paramètres qui doivent être choisis, sont (Q_0 , C_0 , i_{ref} , I_{ref} , v_0 , v_{ref} , r_0 , ref , et T). L'instant « 0 » représente dans toute la suite le début de l'année 2017.

Q_0 est la quantité initiale du présent PVC souple sur le marché. C'est un paramètre inobservable et les statistiques disponibles ne fournissent que des quantités mises chaque année sur le marché, ou des chiffres de consommation. Pour estimer un chiffre probable pour Q_0 , nous avons utilisé un modèle simple de stock historique décrit dans (Chapon V. et al., 2017) pour transformer les séries chronologiques disponibles des données de production annuelle de PVC en quantités totales sur le marché.

C_0 est la concentration initiale en DEHP du PVC souple en masse/masse: Les informations disponibles résumées dans (ECHA, 2017) indiquent une valeur actuelle de 0,08 (8%).

Les taux initiaux de production, d'incinération, et de recyclage v_0 , i_0 et r_0 sont fixés par les éléments suivants : nous considérons que les taux d'incinération et de recyclage actuels en France sont 40% et 20% respectivement (valeur pour tous les matériaux non minéraux en 2011, exprimées en termes de quantités annuelles respectivement incinérées et recyclées ramenées aux quantités annuelles consommées)¹⁰. Le taux de consommation de PVC souple vierge pour la France a été estimée avec les données de l'organisation de l'industrie du PVC en Europe à 218 kt / an. Nous supposons ci-après que l'incinération est le seul processus de fin de vie.

¹⁰ <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/indicateurs-indices/f/1929/1339/taux-recyclage-dechets-france.html>

La mise en décharge ou le compostage constituent d'autres destinations potentiellement importantes pour les matériaux et les plastiques, et pourraient également être intégrés dans le modèle. Cependant, aucune étude ACV n'a pu être trouvée sur la mise en décharge du PVC, et elle n'est donc pas explicitement intégrée dans le cadre de modélisation.

Les Paramètres i_{ref} , v_{ref} et r_{ref} , qui fixent l'évolution de ces taux, sont calibrés à l'aide de deux contraintes simultanées:

- 1) Ils sont fixés par l'ajustement du taux de croissance annuel moyen du marché du PVC calculé au cours de la période d'étude à la valeur observée actuellement (on prend 2,5% à titre d'exemple dans cette étude de cas)¹¹.
- 2) Leurs valeurs reflètent les politiques de base actuelles concernant l'incinération, le recyclage et l'incinération. À titre d'exemple, pour cette étude de cas, nous avons choisi que $i_{ref} < 0$ et $r_{ref} > 0$, et que le taux de recyclage annuel (initialement de 40%) augmente d'environ 2% chaque année.

Le paramètre T représentant la durée de vie moyenne des articles, qui n'intervient pas dans le modèle de flux de matériau (seulement dans le calcul des coûts externes des additifs, et éventuellement dans le modèle de stock et flux des additifs), peut être déduite des résultats de modélisation du stock de matériau, en calculant la durée moyenne de renouvellement du stock. Avec l'ensemble des paramètres adoptés ci-dessus, et notamment les taux de recyclage et d'incinération, on obtient une valeur de $T = 12$ ans. Nous avons comparé cette valeur avec celle basée sur un recensement des données d'observation des durées de vies réelles, effectué dans l'étude de (Chapon V. et al., 2017), et qui est de 7 ans. Comme (Chapon et al. 2017) signalent la très grande incertitude de leur résultat, la valeur de 12 ans déduite des autres hypothèses du modèle nous semble plausible, et préférable pour la cohérence des hypothèses de modélisation.

4.2 RESULTATS POUR LE SCENARIO DE REFERENCE

Tout d'abord, les coûts externes totaux annuels, et la répartition par processus industriel et pour le DEHP sont présentés à la Figure 1, pour le scénario de référence pour la période 2017-2035. Le coût externe annuel total de la fourniture du PVC souple en France serait de l'ordre de grandeur de 85 millions d'euros (pour une consommation annuelle de l'ordre de 200 kt/an sur la période).

¹¹ A cet effet, le modèle calcule également la série chronologique des quantités annuelles produites, incinérées et recyclées de PVC, à partir desquelles nous pouvons calculer les séries chronologiques de la future consommation annuelle (production annuelle + recyclage - incinération) et donc le taux de croissance annuel du marché du PVC, ainsi que les taux d'évolution annuelle des quantités produites, recyclées et incinérées.

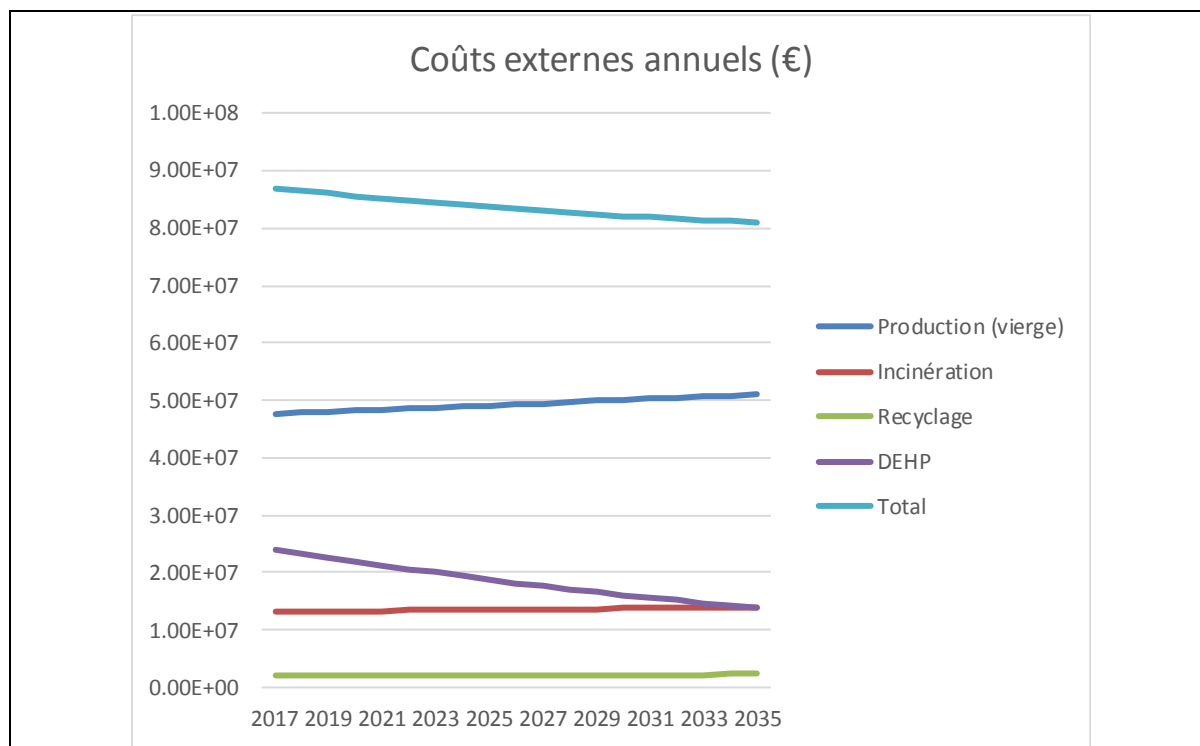


Figure 1 : coûts externes annuels (scenario de référence)

Avec les paramètres utilisés, le coût externe total diminue légèrement au fil du temps, malgré un marché en croissance, et malgré les impacts négatifs du recyclage en termes de DEHP (puisque celui-ci reste sur le marché). Par conséquent, dans cette étude de cas, la politique actuelle semble apporter déjà une amélioration globale (ici sous-estimée parce que le coût externe annuel du DEHP décroît en réalité légèrement plus rapidement, voir Annexe 7.2).

On notera également que sur l'ensemble de la période étudiée, en supposant un ordre de prix du PVC souple de 1000 €/t en 2017 et une inflation de 2%, les coûts externes annuels représenteraient environ 30%, donc une part non négligeable, de la valeur du marché annuel du PVC souple.

4.3 SCENARIOS ILLUSTRATIFS DE MODIFICATION DE LA POLITIQUE DE RECYCLAGE

4.3.1 SIMULATION D'UNE AUGMENTATION DU TAUX DE RECYCLAGE

Pour cette simulation, deux scénarios sont comparés:

- le scénario de référence avec la situation initiale « de base » et les tendances, qui a été décrit précédemment,
- et un scénario similaire avec l'augmentation du taux de recyclage par rapport à la référence

Nous étudions la différence de performance environnementale totale (en termes de coûts externes totaux) entre les deux situations décrites dans chacun des scénarios. Nous pouvons ainsi examiner la pertinence de l'augmentation du recyclage d'un point de vue de la durabilité globale, en prenant en compte à la fois les impacts négatifs (une présence plus longue du DEHP sur le marché) et positifs (meilleur bilan en termes de GES et de pollution du recyclage).

Le scénario de référence et ses paramètres a été décrit à la section 4.1

Nous définissons un second scénario « recyclage + » ($Q_0, C_0, i_0, i, v_0, v, r_0, r$) avec les mêmes conditions initiales et les mêmes paramètres initiaux que le scénario de référence, mais avec une augmentation plus rapide du taux de recyclage par rapport au scénario de référence: $r(t)=r_0+r*t$ avec $r>R_{ref}$. On considère que l'augmentation du taux de recyclage est obtenue via :

- une réduction supplémentaire du taux d'incinération et, par conséquent, dans ce scénario $i(t)= i_0+ (i_{ref}-(r-R_{ref}))*t$.
- une diminution du taux de production de PVC souple vierge : $v(t) = v_0+(V_{ref}-(r-R_{ref}))*t$.

De cette façon, le taux de croissance $v(t) - i(t)$ et le stock initial de PVC souple sont identiques entre les deux scénarios. Par conséquent, la quantité totale de PVC souple dans les articles présents sur le marché est identique dans les deux scénarios (par souci de comparabilité, les consommateurs ont à leur disposition la même quantité d'articles en PVC à chaque instant).

Nous avons ajusté les paramètres du modèle « recyclage + », à titre d'exemple, de telle façon que le taux de recyclage annuel soit augmenté d'environ 2% supplémentaires par an par rapport au scénario de référence.

La figure 2 ci-dessous montre le résultat du calcul de la différence relative en % du total des coûts externes entre les deux scénarios.

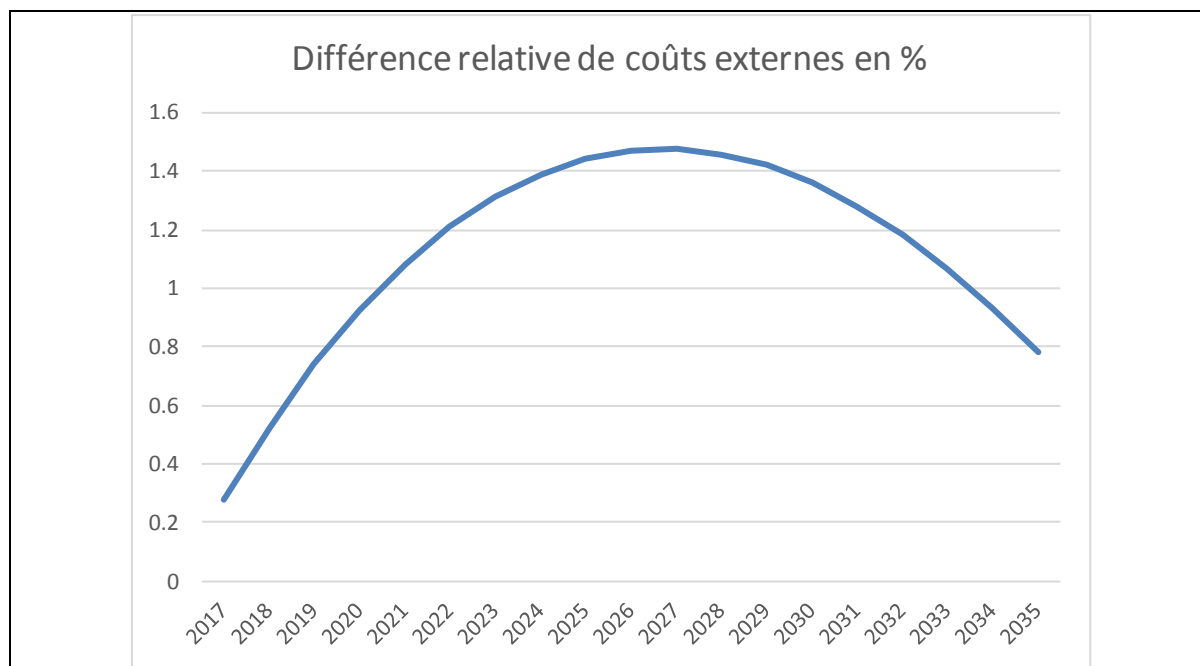


Figure 2 : Différence relative des coûts externes entre le scénario « recyclage + » et le scénario de référence

La différence relative des coûts externes totaux entre les deux modèles peut être décrite de la manière suivante: de 2017 à 2027, les effets négatifs causés par le DEHP du recyclage supplémentaire rendent le bilan globalement moins favorable. Cependant, à plus long terme, le bilan se révèle être en faveur du scénario de recyclage, car les concentrations en DEHP ont tendance à diminuer, tandis que les autres avantages environnementaux demeurent comparables.

On constate également que la différence est faible, étant donné que les changements réalistes qui sont simulés ne modifient que marginalement le système de production et ses impacts. Il semble donc d'après ces simulations illustratives, que des augmentations marginales du recyclage n'ont que globalement peu d'impact environnemental, et qu'il est à terme positif.

4.3.2 ETUDE DE SENSIBILITE

Dans le calcul ci-dessus, il est positif après environ 10 ans d'augmenter le taux de recyclage mais des tests de sensibilité montrent que ce résultat est extrêmement sensible à certains paramètres clés, et relativement insensibles aux autres.

Comme cela apparaît clairement sur la figure 3, la sensibilité aux valeurs de référence économique du DEHP est élevée et modifie la conclusion de la simulation (du fait de la très large gamme de valeurs possibles pour ce paramètre, étant donné l'incertitude de la connaissance des impacts sur la santé du DEHP). Ce fait indique un besoin de réduire l'incertitude de la connaissance des impacts sur la santé et leur impact économique, dans une optique d'aide à la décision pour les politiques de recyclage. Nous devons aussi garder à l'esprit que, pour plusieurs raisons structurelles mentionnées ci-dessus, le modèle surestime la quantité de DEHP restant sur le marché.

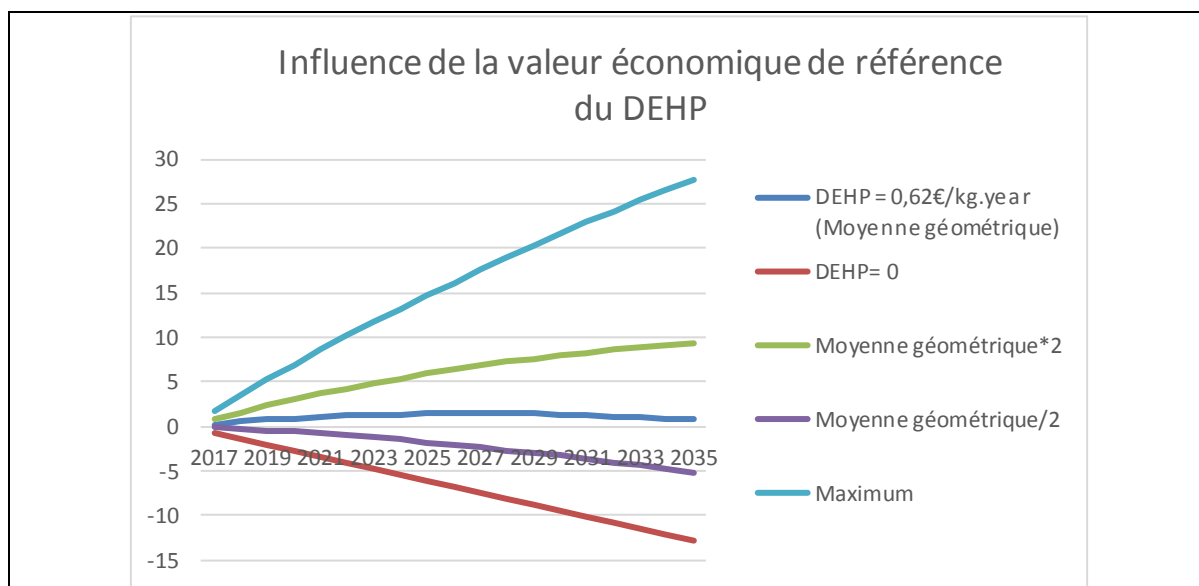


Figure 3 : test de sensibilité du % de différence des coûts externes à la valeur du coût externe unitaire du DEHP

On constate également que la différence de coûts externes, très faible dans le calcul avec la valeur centrale du paramètre, peut toutefois devenir non négligeable pour des temps longs et des valeurs plus extrêmes du coût externe unitaire du DEHP. La forte incertitude sur les coûts externes du DEHP qui est à l'origine de cette dispersion des réponses de la modélisation, serait toutefois réduite si, au lieu d'un cas illustratif sur l'ensemble du PVC souple, on travaillait sur le cas d'articles bien définis, car alors les concentrations en DEHP, les conditions d'exposition aux articles et les impacts sanitaires pourraient être mieux précisés.

Nous avons également testé la sensibilité des résultats aux coûts externes de référence pour le CO₂ et pour les polluants atmosphériques (voir Tableau 1). La sensibilité est importante, mais par contre n'influence pas la conclusion (Figure 4).

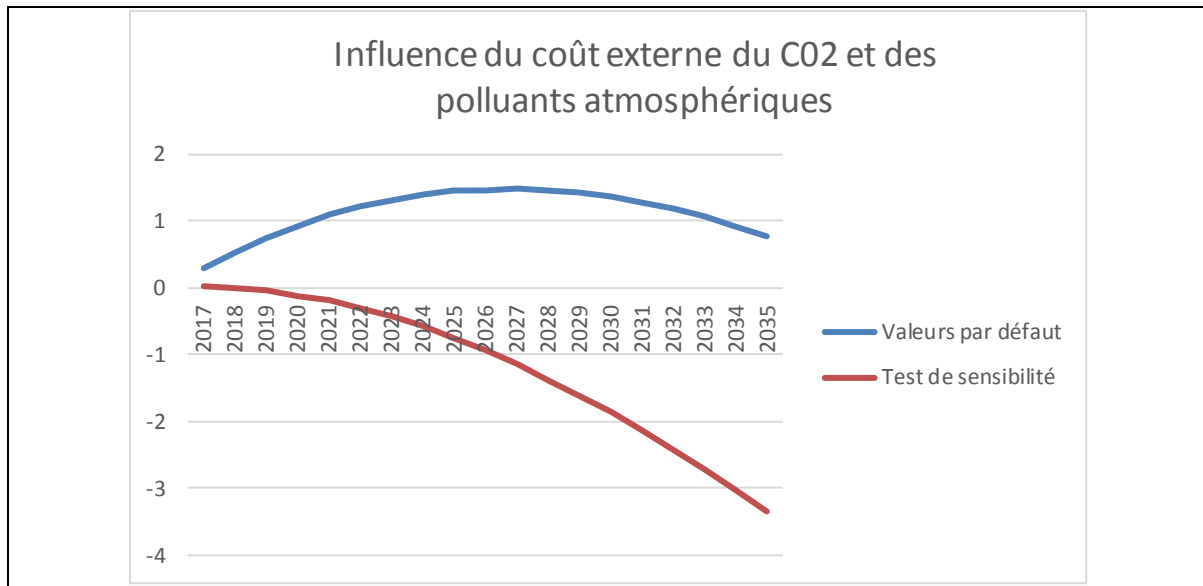


Figure 4 : test de sensibilité à la valeur du coût externe du CO₂ et des polluants atmosphériques

En comparaison des deux tests précédents, la sensibilité au taux d'actualisation, habituellement élevée pour l'analyse économique d'un problème environnemental à long terme, est ici comparativement faible (test effectué pour la valeur de référence économique centrale du DEHP). Toutefois, la date à partir de laquelle l'augmentation du recyclage devient une politique préférable, ainsi que la date du point d'inflexion des courbes, est largement influencée par ce paramètre.

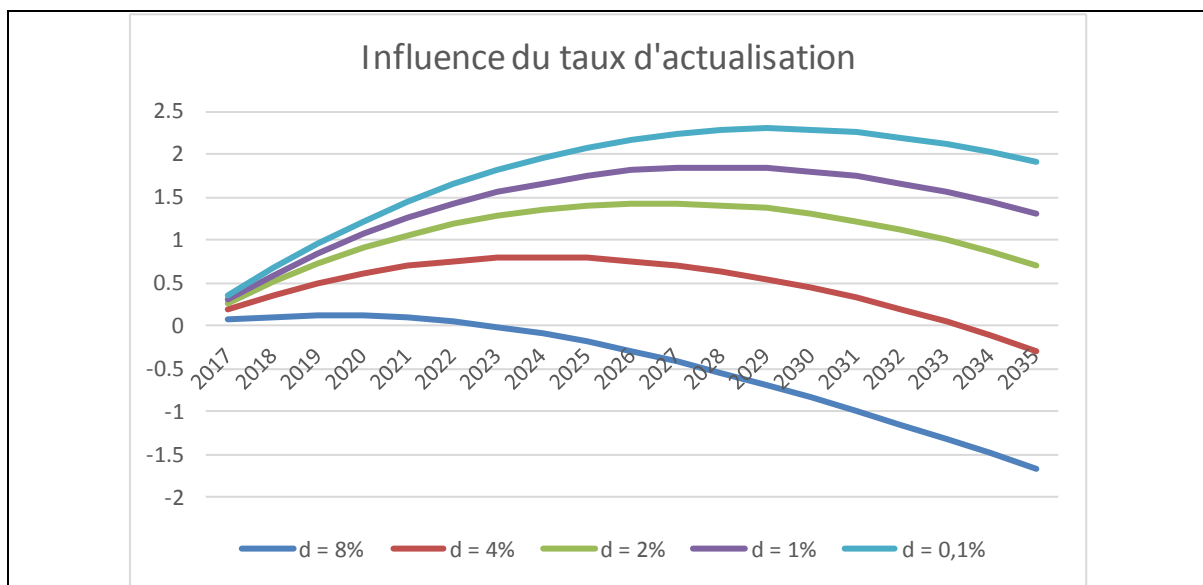


Figure 5 : test de sensibilité à la valeur du taux d'actualisation

4.3.3 SIMULATION D'UN ARRÊT DU RECYCLAGE

Un autre scénario intéressant est d'évaluer les conséquences de l'arrêt du recyclage à partir de $t = 0$. Même purement théorique, ce scénario montre les conséquences maximales d'un frein au recyclage qui serait motivé par les dangers du DEHP.

Nous utilisons le même scénario de référence avec les mêmes conditions initiales que ci-dessus, puis nous définissons un second scénario dans lequel le taux de recyclage est annulé à partir de $t = 0$. Pour obtenir la même quantité de PVC disponible pour les consommateurs que dans le scénario de référence, l'arrêt du recyclage est compensé par une augmentation équivalente à $t = 0$ en termes de production vierge, et donc également d'incinération.

La figure 6 montre la différence relative en % du total des coûts externes entre les deux scénarios. Par comparaison au cas d'étude précédent, la différence est ici plus importante, en effet un arrêt brusque du recyclage est un changement de politique drastique. Le scénario est calculé pour la valeur médiane du coût externe unitaire du DEHP (environ 0,6€/kg DEHP/an). A long terme, la production vierge supplémentaire et l'incinération compenseront de plus en plus l'avantage initial d'avoir arrêté le recyclage, et la politique « sans recyclage » deviendrait globalement insoutenable à long terme.

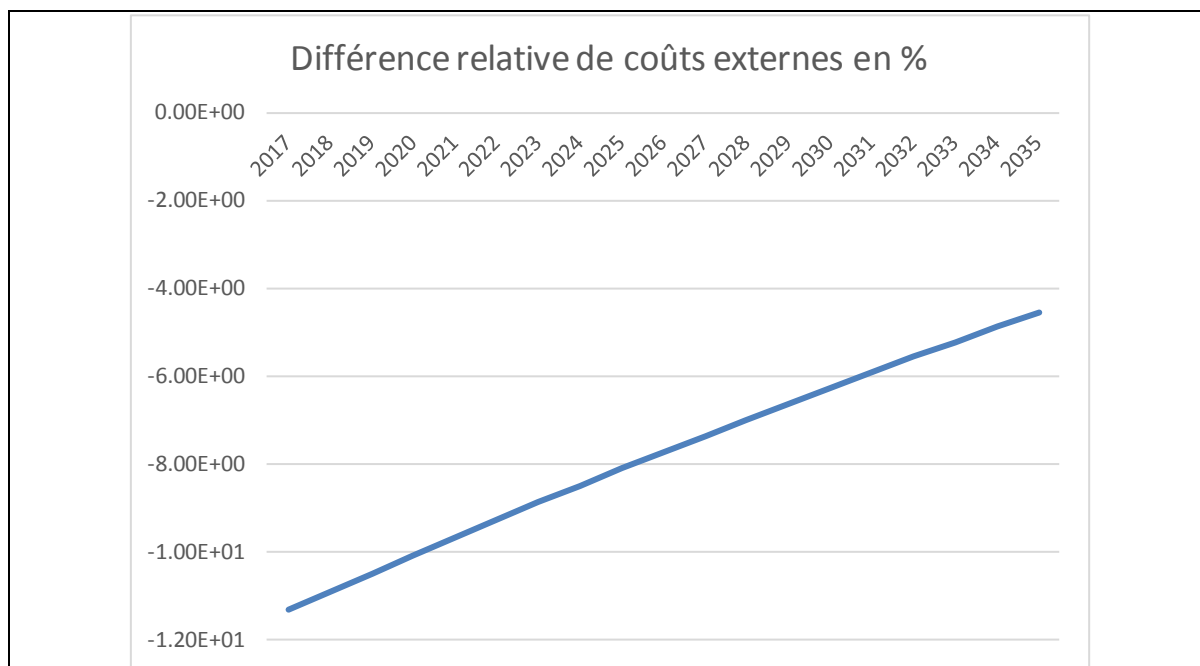


Figure 6 : Différence relative des coûts externes entre le scénario « sans recyclage » et le scénario de référence

Encore une fois, les résultats dépendent considérablement du coût externe unitaire du DEHP comme le montre la figure 7 et le manque de connaissances sur ce paramètre crucial est problématique pour évaluer l'effet positif ou négatif d'une politique « sans recyclage » vis-à-vis du PVC souple au cours des prochaines décennies.

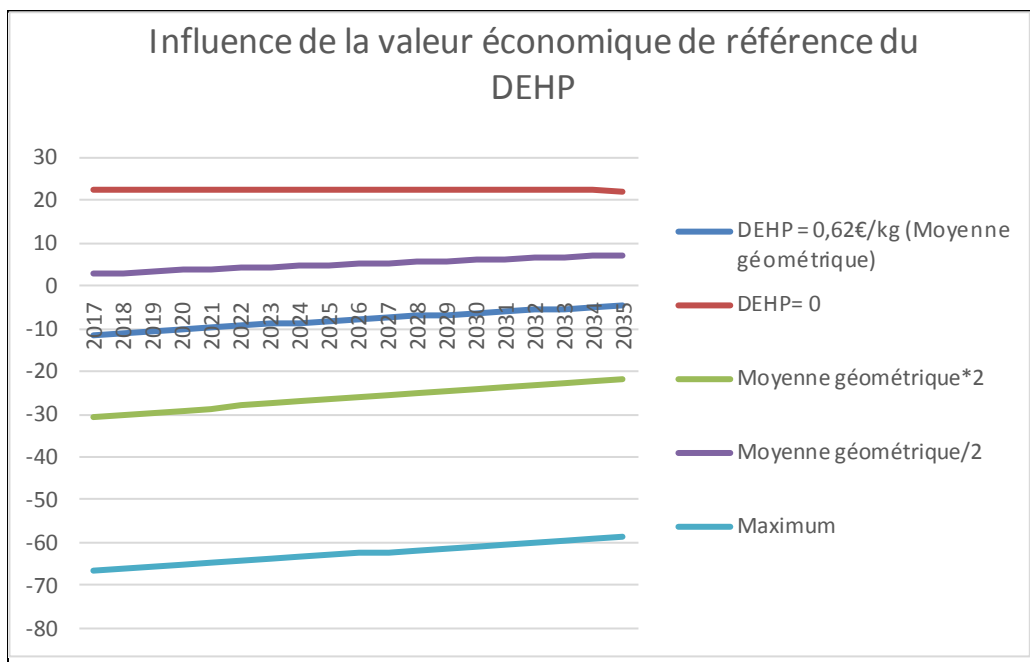


Figure 7 : test de sensibilité à la valeur du coût externe unitaire du DEHP (« sans recyclage » vs. « référence »)

5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Nous avons développé un modèle (avec différentes variantes) pour calculer de façon dynamique les évolutions du coût externe global de la fourniture d'un marché avec un matériau, en tenant compte de la présence d'additifs chimiques dangereux et de leur impact négatif lorsque le matériau est recyclé. Développé initialement pour un stock uniforme de matériau, ce modèle pourrait, moyennant des développements significatifs en termes de moyens de calcul, être adapté sans difficulté méthodologique au cas d'un marché composé d'un ensemble de différents articles, dont les flux se mélangent au moment du recyclage.

Nous appliquons à titre d'exemple le modèle au cas illustratif du marché français pour le PVC souple et son additif dangereux le phtalate DEHP. En premier lieu, le modèle permet d'estimer que les coûts externes annuels totaux de l'alimentation du marché français en PVC souple sont d'un ordre de grandeur se situant un peu en-dessous de la centaine de millions d'euros (soit 30% environ de la valeur annuelle du marché du PVC souple).

Nous montrons que l'augmentation du recyclage (si le taux de croissance annuelle de 2% est augmenté à 3%) a pour conséquence dans un premier temps d'augmenter le total des coûts externes. Toutefois, à partir d'un certain temps (variable en fonction des paramètres) il y aura un bénéfice global positif et croissant à augmenter les taux de recyclage. Toutefois, ce temps au-delà duquel l'augmentation du recyclage devient positive malgré le prolongement de la présence du DEHP est extrêmement variable en fonction des paramètres du modèle, essentiellement en fonction des valeurs des coûts externes de DEHP.

Globalement, les différences demeurent de toute façon faibles en termes relatifs (ordre de grandeur de 1%) sur les coûts externes totaux cumulés sur la période analysée (20 ans), si toutefois les valeurs extrêmes possibles pour le coût sanitaire du DEHP sont écartées.

Nous avons également simulé un scénario fictif d'arrêt total du recyclage, qui se révèle provoquer une augmentation plus sensible à moyen terme (à partir de 2021) des coûts externes totaux, également d'un ordre de grandeur très dépendant de la valeur unitaire des dommages sanitaire du DEHP.

Les tests de sensibilité permettent de confirmer l'importance de réduire les incertitudes actuelles sur l'ampleur des impacts sanitaires causés par le DEHP, faute de quoi les choix entre différentes options de politique de recyclage ne peuvent être analysés de façon utile au décideur. Ce type de modèles et de calculs est utile pour montrer les dynamiques temporelles et les tendances de long terme, et suggère notamment que le recyclage est toujours profitable à long terme.

L'incertitude sur les coûts externes du DEHP serait toutefois réduite et pourrait permettre un usage plus opérationnel du modèle pour aider à la décision, si, au lieu d'un cas illustratif sur l'ensemble du PVC souple, on travaillait sur le cas d'articles bien définis, car alors les concentrations en DEHP, les conditions d'exposition aux articles et les impacts sanitaires pourraient être mieux précisés.

Une utilisation plus opérationnelle en termes de guidage de politiques pour un matériau précis suppose un certain nombre de développements :

- en tout premier lieu l'amélioration des données sur les impacts sanitaires des additifs des matériaux. Rappelons qu'au-delà du cas du DEHP les additifs d'un matériau donnés sont très nombreux, et que les additifs qui remplaceront les anciens additifs « bannis » sont souvent encore moins bien connus.
- Le développement d'un cadre de modélisation plus fin, prenant en compte un ensemble d'articles avec des durées de vie différenciées et avec un mélange de leurs flux lors du recyclage. Nous montrons que de tels développements, sans difficultés méthodologiques, supposeraient toutefois la mise en œuvre de méthodes de calcul numériques plus lourdes que celles mises en œuvre pour le modèle simplifié présenté ici.

Enfin, le développement de tels modèles serait utile pour étudier les conditions d'une durabilité de l'économie circulaire. En effet, introduire le recyclage, même intense, dans l'économie, ne garantit pas que les coûts externes de l'emploi de matériaux restent en-deçà de ce qui est supportable à terme pour l'homme et pour l'environnement. Le déploiement de modèles capables de projections quantitatives à très long terme, pourrait permettre de se fixer des objectifs de recyclage dont on saurait mieux s'ils respectent les contraintes environnementales et sanitaires de long terme, un peu à l'instar de ce qui est fait pour les objectifs de limitation des émissions de gaz à effet de serre dans le domaine du changement climatique.

6. **BIBLIOGRAPHIE**

AEA, 2000, « Economic Evaluation of PVC Waste Management »

BRIGNON J.M., 2015, « Une évaluation de l'intérêt environnemental du recyclage du PVC souple prenant en compte l'impact sanitaire d'un plastifiant », Rapport d'étude INERIS N° DRC-15-149385-01188A

CGDD, 2011, Etudes et Documents, no 44, « Monétarisation des impacts environnementaux liés au recyclage : Le cas des papiers/cartons et des plastiques »

CE, "Life Cycle Assessment of PVC and of principal competing materials », 2004

CE Delft, 2010 "Shadow Price Handbook – Valuing and Weighing of emissions and environmental impacts"

Chapon V. et al., 2017, « Estimation des émissions de DEHP sur le bassin de la Seine », Rapport INERIS N° DRC-17-167214-10084A

Commission Européenne, 2015, Communication from the commission to the European parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions : "Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy", COM(2015) 614 final, downloaded at <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614> in August 2016.

ECHA, 2017, Committee for Risk Assessment (RAC) & Committee for Socio-economic Analysis (SEAC), draft "Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on FOUR PHTHALATES (DEHP, BBP, DBP, DIBP) ECHA/RAC/RES-O-0000001412-86-140/F

ECHA, 2014, Committee for Risk Assessment (RAC) & Committee for Socio-economic Analysis (SEAC), "Opinion on an Application for Authorisation for Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) use : formulation of recycled soft PVC containing DEHP in compounds and dry blends" ECHA/SEAC/Opinion N° AFA-O-0000004151-87-16/D (disponible sur le site de l'ECHA).

EEA, 2014, "Costs of air pollution from European industrial facilities 2008–2012 : an updated assessment", EEA report 20/2014

INERIS, 2013, DELIVERABLE 5.4 – "Socio-economic assessment of the introduction of nanobiodevices", Nanofol Project, FP7, NMP4-LA-2009-228827

Machina M.J. and Viscusi W.K., 2014, « Handbook of the Economics of Risk and uncertainty », Volume 1, North-Holland.

Parlement Européen, 2015, European Parliament resolution of 25 November 2015 on draft Commission Implementing Decision XXX granting an authorisation for uses of bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) under Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council (D041427 – 2015/2962(RSP)), P8_TA(2015)0409, 2015

Plastic Europe, 2006, Ecoprofiles ePVC et sPVC, téléchargé depuis www.plasticseurope.org en Décembre 2014.

Stichnothe, H., 2013, « Life Cycle Assessment of recycling PVC window frames », *Resources, Conservation and Recycling*, 71, 40-47.

VinylPlus, Progress Report 2016, reporting on 2015 activities, downloaded at http://www.vinylplus.eu/uploads/downloads/VinylPlus_Progress_Report_2016.pdf

7. ANNEXE TECHNIQUE

NB: Toutes les applications numériques ont été réalisées avec Microsoft Excel 2016. Pour certaines fonctions (fonction de Dawson) qui sont nécessaires pour certaines équations du modèle, et qui ne sont pas incluses dans le logiciel Microsoft Excel, une macro a été programmée sur la base de l'algorithme de la fonction de Dawson fourni dans Press W.H. e al., 2007, "Numerical Recipes : The Art of Scientific Computing", Cambridge University Press.

7.1 CALCUL DE LA MASSE DE MATERIAU ET DE LA MASSE D'ADDITIF SUR LE MARCHÉ

Le stock de matériau $Q(t)$ est donnée par l'expression de la conservation de la masse de matériau entre t et $t + dt$:

$$Q(t + dt) = Q(t) + Q(t).v(t).dt - Q(t).i(t).dt$$

Nous considérons que le recyclage est neutre en termes d'équilibre de masse entre t et $t + dt$ (un montant équivalent va être recyclé à l'instant t et revient à $t + dt$). Nous supposons donc une absence de perte de matériau lors du recyclage. Cette hypothèse simplificatrice est une source négligeable d'incertitude par rapport aux autres incertitudes sur $v(t)$ et $i(t)$ ¹².

On en déduit une équation différentielle qui permet de calculer facilement $Q(t)$ en fonction des expressions choisies pour les fonctions $i(t)$, $r(t)$, et $v(t)$, et qui sont des fonctions linéaires dans le cadre de ce travail.

$Q(t).C(t)$, qui est la quantité d'additif présent sur le marché à l'instant t , est obtenue par l'expression de l'équilibre de masse d'additif entre t et $t + dt$. La seule variation entre t et $t + dt$ est liée à la perte par incinération. Nous supposons également qu'il n'y a pas de perte d'additif ou de fuite lors du recyclage¹³.

$$Q(t + dt).C(t + dt) = Q(t).C(t) + Q(t).v(t).dt.0 - Q(t).i(t).dt.C(t)$$

On en déduit une équation différentielle qui permet de calculer facilement $Q(t).C(t)$ en fonction des expressions choisies pour les fonctions $i(t)$, $r(t)$, et $v(t)$, qui sont des fonctions linéaires dans le cadre de ce travail.

¹² En ce qui concerne la modélisation, l'introduction d'une perte au cours du recyclage équivaldrait à une modification du taux d'incinération et n'entraînerait pas de modifications importantes du modèle.

¹³ Là encore, cela peut être facilement introduit dans le cadre de modélisation et équivalent à la modification du taux d'incinération.

7.2 PRISE EN COMPTE D'UN RETARD LIE A LA DUREE DE VIE DE L'ARTICLE

Les équations de bilan de masse de l'additif présentées ci-dessus sont en réalité simplifiées, car lors de l'incinération à l'instant t , un objet en matière plastique a une concentration d'additif $C(t-T)$ (et non pas $C(t)$) où T est sa durée de vie sur le marché.

Le bilan de masse exprimé avec ce terme de retard permet d'obtenir une équation différentielle elle-même retardée, qu'il est possible de résoudre par étapes, pour des intervalles de temps de durée T en se donnant des conditions initiales simples en termes de concentrations d'additif pendant $[-T, 0]$.

Nous avons testé l'impact de cette simplification en utilisant un modèle retardé au lieu d'un modèle de mélange instantané. On a calculé et comparé les concentrations de l'additif pour les deux modèles (dans le cas du scénario de référence qui a été utilisé dans les comparaisons de scénarios ci-dessus).

Nous constatons que la différence relative entre les deux calculs de la concentration ne dépasse pas 10% au cours du temps 0 à T (nous prenons sept ans pour T dans cet exemple). Puisque le coût externe du DEHP est proportionnel à la fois à la valeur de référence économique du DEHP et à cette concentration, l'erreur provoquée par la simplification dans le modèle de dilution est très faible par rapport à l'incertitude liée à la valeur économique de référence du DEHP. On rappelle en effet que le coût externe DEHP peut varier d'un facteur 60 (à comparer à 10% au bout de T années pour la concentration).

On notera que cette simplification a tendance à surestimer l'impact du DEHP et du recyclage.

7.3 MODELE GENERAL POUR N TYPES D'ARTICLES DIFFERENTS

La formulation du bilan de masse pour le matériau est dans ce cas, pour les articles de type j , la suivante :

$$Q_j(t + dt) = Q_j(t) + v_j(t)Q_j(t)dt - i_j(t)Q_j(t)dt - r_j(t)Q_j(t)dt + \sum_{i=1}^N f_{ij}r_i(t)Q_i(t)dt$$

Où :

- $i_j(t)$ $v_j(t)$ $r_j(t)$ désignent les taux d'incinération, de production, et de recyclage pour le matériau présent dans les articles de type j ,
- $f_{i,j}$ désigne la proportion du flux recyclé d'articles de type i utilisée pour fabriquer les articles recyclés de type j . Pour chaque j , la somme de l'ensemble de ces fractions est égale à 1.

On obtient ainsi un système différentiel linéaire d'ordre N qu'il est possible de résoudre (explicitement pour un petit nombre d'articles, sinon numériquement).

Le bilan de masse de l'additif pour les articles de type j s'écrit, en prenant en compte l'effet de la durée de vie de l'article dont il a été question en 7.2 :

$$\begin{aligned}
 Q_j(t+dt)C_j(t+dt) &= Q_j(t)C_j(t) + v_j(t)Q_j(t)C_{vj}(t)dt - i_j(t)Q_j(t)C_j(t-T_j)dt \\
 &\quad - r_j(t)Q_j(t)C_j(t-T_j)dt + \sum_{i=1}^N f_{ij}r_i(t)Q_i(t)C_i(t-T_i)dt
 \end{aligned}$$

Où :

Le paramètre $C_{vj}(t)$ est la concentration en additif du matériau vierge produit à l'instant t (en supposant le cas général où l'additif étudié n'est pas forcément banni à $t=0$, par exemple actuellement le DEHP ne l'est que dans certains articles en PVC souple seulement).

T_j est la durée de vie des articles de type j

On obtient pour les fonctions Q_jC_j un système différentiel linéaire d'ordre N avec retards qu'il est possible de résoudre après le précédent portant sur les Q_j (explicitement pour un petit nombre d'articles et en négligeant les retards, sinon numériquement). Les deux systèmes différentiels sont indépendants dans le cas où les fonctions C_{vj} sont toutes nulles.

Il est possible d'introduire des cinétiques de dégradation des additifs. Pour le cas d'une cinétique d'ordre 1 de coefficients k_j , cela revient à remplacer dans les équations de bilan de masse de l'additif les coefficients $i_j(t)$ par $i_j(t) + k_j$

Les expressions des coûts externes deviennent dans ce cadre général :

Pour les opérations de production, recyclage et incinération,

$$\sum_{j=1}^N \int_0^t e^{-(d.u)} \cdot (I_j \cdot i_j(u) \cdot Q_j(u) + R_j \cdot r_j(u) \cdot Q_j(u) + P_j \cdot v_j(u) \cdot Q_j(u)) du$$

Avec I_j , R_j , et P_j respectivement les coûts externes unitaires d'incinération, recyclage et production pour les articles de type j.

Pour l'additif,

$$\sum_{j=1}^N \left(\frac{ADD_j}{d} \right) (1 - e^{-d.T_j}) \int_0^t e^{-d.u} \sum_{i=1}^N f_{ij}r_i(u)Q_i(u)C_i(u-T_i) du$$

Avec ADD_j le coût externe unitaire de l'additif pour les articles de type j (puisque chaque type d'article peut donner lieu à des expositions et donc des impacts différents).