



Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE



Ministère de l'Écologie
et du Développement Durable

Document de travail

ETUDES – METHODES – SYNTHESSES



ANALYSE ECONOMIQUE DE LA REGULATION DES DISPOSITIFS DE RESPONSABILITE ELARGIE DU PRODUCTEUR

SERIE ETUDES
06 – E03

Site internet : <http://www.ecologie.gouv.fr>
20 avenue de Ségur – 75302 Paris 07 SP

Ce document de travail a été rédigé par **Matthieu GLACHANT** et **Rémi LOUVEL** (CERNA – Ecole des Mines de Paris), pour le compte de la D4E :

Contrat n°CO0500032

Responsable de suivi D4E : Olivier ARNOLD

Un comité de pilotage a suivi et orienté les travaux de cette étude. Il était composé de :

- Alain GELDRON : ADEME – Direction déchets st sols
- Thomas GAUDIN : ADEME – Service économie
- Vincent GEFFROY : MEDD – DPPR
- Joaquim HENRY : MEDD – DPPR
- Olivier ARNOLD : MEDD – D4E

Ce document n'engage que ses auteurs et non les institutions auxquelles ils appartiennent.
L'objet de cette diffusion est de stimuler le débat et d'appeler des commentaires et des critiques.

SOMMAIRE

- I – Introduction
- II – Efficacité économique et internalisation des coûts externes
- III – Quelles obligations imposer au producteur en matière de mode de traitement des déchets ?
- IV – Faut-il laisser les producteurs libres de s'organiser en éco-organisme ou non ?
- V – Faut-il laisser les producteurs choisir librement l'instrument de financement des éco-organismes ?
- VI – Est-il préférable d'avoir un éco-organisme en monopole ? Ou plusieurs éco-organismes en concurrence ?
- VII – Y a-t-il un statut préférable des éco-organismes ?
- VIII – L'Etat doit-il intervenir dans les relations entre les producteurs et les collectivités locales ?
- IX – Conclusion

RÉSUMÉ

Cette étude développe une analyse microéconomique des dispositifs de Responsabilité Elargie des Producteurs et des éco-organismes dans le but de formuler des recommandations à destination des pouvoirs publics sur les modalités de leur régulation publique.

Le premier, et le principal, message de l'étude est que la REP est une approche particulièrement efficace quand il existe des écotaxes en aval qui intègrent les coûts environnementaux des différentes filières de traitement (incinération, enfouissement, recyclage, etc...) dans le coût de post-consommation. Dans ce cas, une intervention minimale de l'Etat se limitant à imputer les coûts de la post-consommation aux producteurs est suffisante. Conformément au principe d'internalisation des coûts externes, ils s'organiseront ensuite efficacement pour exercer cette responsabilité.

Dans la réalité, la faiblesse voire l'absence d'écotaxes (pour l'incinération) conduit globalement à une sous tarification des externalités environnementales. Si, pour des raisons politiques, il n'est pas possible de remédier à cet état de fait, l'Etat doit alors fixer aux producteurs des objectifs de recyclage ET des objectifs de réduction à la source.

Ensuite, la concurrence entre éco-organismes, quand elle est viable, est une bonne chose. L'Etat ne doit pas la décourager. En revanche, l'émergence d'éco-organismes à but lucratif est dangereuse s'ils acquièrent des positions de monopole.

Enfin, dans le cas où les déchets concernés relevaient historiquement des municipalités, le coût de la post-consommation ne doit être partagé avec les municipalités que si ce partage permet de susciter des efforts de réduction à la source de la part des ménages. Concrètement, cela ne semble concerner que les biens durables dont la durée de vie peut être augmentée par les ménages par un recours plus systématique à la réparation.

I – INTRODUCTION

Ce document est la synthèse d'une étude économique pour le MEDD sur la Responsabilité Elargie du Producteur (REP). Cette étude développe une analyse microéconomique des dispositifs de REP et des éco-organismes dans le but de formuler des recommandations à destination des pouvoirs publics sur les modalités de leur régulation publique. Elle s'appuie sur une modélisation du comportement des producteurs ce qui conduit à un rapport final au contenu assez technique. Par contraste, cette synthèse cherche à formuler les résultats et les mécanismes sous-jacents sous une forme accessible aux non-économistes.

Initialement promu par l'OCDE, le concept de Responsabilité Elargie du Producteur désigne des dispositifs qui affectent la responsabilité de la gestion des déchets de consommation aux producteurs ayant mis les biens sur le marché. Il repose sur une logique d'internalisation des coûts. Des producteurs responsabilisés seront amenés à prendre en compte les coûts de la post-consommation (i.e. stade « déchet » de la vie des produits) lors de la conception de leurs produits. La REP fournit ainsi des incitations à la prévention. Ces dispositifs permettent également de soulager les municipalités en finançant notamment le développement du recyclage. Dans la pratique, les producteurs exercent souvent cette responsabilité collectivement à travers des éco-organismes dont le plus connu est Eco-Emballages en France.

Le point de départ du travail est le constat de la très grande variété des éco-organismes et des programmes de REP. Cette variété n'a a priori rien de choquant. Un Véhicule Hors d'Usage (VHU), un pot de yaourt vide, un téléphone portable ou un pneu usagé ont peu de choses en commun. Il n'est donc pas surprenant que les programmes de REP prennent des formes variées.

La diversité observée est largement le résultat de choix effectués par des producteurs, la REP leur laissant précisément une large initiative. Or, ces producteurs défendent, et c'est parfaitement légitime, leur intérêt. Font-ils alors toujours des choix conformes à l'intérêt général ? Pour répondre à cette question, le MEDD a jugé utile de développer une analyse économique visant à dégager des éléments de doctrine en matière d'encadrement des programmes de REP par la puissance publique. Au final, il s'agit de s'interroger sur les marges de liberté à laisser aux producteurs dans l'organisation de ces systèmes.

Les questions plus précises traitées dans ce rapport sont les suivantes :

1. Dans le cadre de la REP, quelles obligations imposer aux producteurs en matière de mode de traitement des déchets ? Des objectifs de valorisation ? Des objectifs de prévention et de réduction à la source ?
2. Faut-il laisser les producteurs libres de s'organiser en éco-organisme ou d'exercer individuellement leur responsabilité ?
3. Faut-il laisser les producteurs choisir librement l'instrument de financement des éco-organismes ?
4. Est-il préférable d'avoir un éco-organisme en monopole ? Ou plusieurs éco-organismes en concurrence ?

5. Un éco-organisme doit-il nécessairement être à but non lucratif ?
6. L'Etat doit-il intervenir dans les relations entre les producteurs et les collectivités locales ?

Dans la suite de cette synthèse, nous considérons les réponses aux différentes questions. Au préalable, nous fournissons quelques éléments méthodologiques sur le principe d'internalisation des coûts externes qui sont nécessaires à la compréhension des résultats.

II – EFFICACITE ECONOMIQUE ET INTERNALISATION DES COUTS EXTERNES

Pour répondre aux questions posées, nous utilisons les outils de l'économie publique et de l'économie de la réglementation qui permettent d'évaluer l'efficacité économique de différents scénarios d'intervention publique. Malgré ses limites, liées notamment aux hypothèses simplificatrices nécessaires à l'exercice de modélisation, l'intérêt de cette démarche est de mettre à jour les mécanismes économiques sous jacents.

Dans ce cadre analytique, l'intérêt général est défini de la manière suivante. Une politique déchets est efficace économiquement quand elle minimise une fonction de coût social (ou complet), qui est la somme de trois termes :

- le coût technique des opérations de collecte, d'élimination et de valorisation des déchets,
- le coût environnemental, appelé également coût externe, de ces opérations,
- le coût de la prévention en amont supporté par chaque producteur qui fait des efforts d'éco-conception. Ce coût peut correspondre aux dépenses d'éco-conception stricto sensu. Il peut s'agir également de pertes commerciales induites (ex : un produit moins emballé se vend moins bien).

D'un point de vue économique, la Responsabilité Elargie du Producteur repose sur le principe d'internalisation des coûts externes dont une formulation générale serait la suivante. Si un agent économique supporte la totalité des coûts et des bénéfices induits par sa décision (y compris les coûts environnementaux), il prend nécessairement une décision conforme à l'intérêt général de la société, puisque celui-ci correspond alors à son intérêt particulier.

Pour démontrer cette proposition, raisonnons sur le cas hypothétique d'un producteur de biens de consommation prenant une décision d'éco-conception. En l'absence de REP et de toute autre intervention publique, les conséquences économiques de cette décision se limitent pour lui à un coût de prévention puisque le coût de la post-consommation induit par ce choix est supporté par autrui. On conçoit alors immédiatement que l'effort de prévention sera minimal. Pour résoudre ce problème, le principe d'internalisation prescrit que lui soit imputé les coûts techniques et environnementaux de la post-consommation. Concrètement, un moyen peut être un programme de REP et un jeu d'écotaxes reflétant les coûts environnementaux de la collecte et du traitement des déchets.

Si le producteur supporte l'intégralité des coûts, son intérêt le conduira alors à mettre en œuvre toutes les actions de prévention dont le coût de prévention reste inférieur au bénéfice induit en termes de coûts de post-consommation évités. Le bilan pour la société sera donc optimal puisque toutes les actions de prévention « rentables » du point de vue de l'intérêt général auront été mises en œuvre.

Dans ce cas hypothétique, un programme de REP se limitant à imputer le coût complet de la post-consommation permet d'atteindre l'optimum économique. Ce raisonnement est bien sûr trop simple. L'objet de cette étude est de le complexifier pour prendre en compte plusieurs phénomènes :

- Le coût de la post-consommation n'inclut pas dans la pratique le coût environnemental fautes d'écotaxes ayant des taux adéquats.
- Les producteurs exercent souvent collectivement leur responsabilité individuelle et partagent parfois la responsabilité avec les collectivités.

III – QUELLES OBLIGATIONS IMPOSER AU PRODUCTEUR EN MATIERE DE MODE DE TRAITEMENT DES DECHETS ?

Très souvent, les programmes REP vont au delà d'une simple prise en charge de la fin de vie par les producteurs en prescrivant des objectifs sur les modes de traitement que doivent subir les déchets. Trois cas semblent possibles. La législation peut imposer aux producteurs :

- de gérer la fin de vie de leurs produits sans autre prescription. La législation formule généralement cette exigence sous la forme d'une obligation de reprise gratuite des déchets auprès du détenteur. Une illustration possible est le Décret n° 2002-1563 du 24 décembre 2002 relatif à l'élimination des pneumatiques usagés. Cette obligation peut être partielle. C'est en particulier le cas quand est fixé un objectif de collecte. Cela signifie nécessairement qu'une partie des déchets reste collectée, et donc gérée, par un autre dispositif (typiquement, le service public des déchets ménagers opéré par les municipalités). Cela renvoie alors à la question de la répartition des coûts de la post-consommation entre producteurs et collectivités locales sur laquelle nous revenons plus bas.
- de gérer la fin de vie de leurs produits en respectant des objectifs quantifiés de recyclage et de valorisation. C'est le cas le plus fréquent (Directive Emballages, VHU, DEEE, etc.). Là aussi, la responsabilité peut être partielle comme dans le cas des emballages ménagers ou des DEEE. Pour les DEEE, la responsabilité des producteurs impose des objectifs de valorisation mais ces objectifs ne s'appliquent qu'aux 4 kg/an/hbt de déchets que les producteurs ont l'obligation de collecter auprès des ménages à l'horizon 2006 (Directive DEEE n° 2002/96/CE du 27 janvier 2003).

- de gérer la fin de vie de leurs produits en respectant des objectifs quantifiés de recyclage, de valorisation mais aussi de réduction à la source. Ce cas ne semble pas exister dans la réalité. Il est pourtant théoriquement possible. Il est également cohérent puisque la prévention, via l'éco-conception, est l'un des effets attendus de la REP.

Quelle est la meilleure formule ? Nos résultats sont très nets sur ce point. Dans le cas où il existe des écotaxes au niveau des filières de traitement aval (incinération, décharge, recyclage, etc...) dont les taux reflètent les coûts externes environnementaux, une REP se limitant à imputer le coût de la post-consommation aux producteurs suffit à atteindre l'optimum social. Il n'est pas nécessaire d'adjoindre des objectifs de recyclage, ni de prévention. Conformément au principe économique d'internalisation des coûts externes, les producteurs ont en effet les signaux adéquats pour choisir la répartition efficace entre élimination, recyclage et prévention et pour s'organiser pour mettre en œuvre cette répartition.

Les écotaxes existantes¹ ne sont a priori pas suffisantes pour intégrer les coûts externes de l'élimination dans le coût de la post-consommation. Le recyclage est alors désavantagé ce qui justifie d'imposer des objectifs de recyclage. Mais ce n'est pas suffisant. La REP doit également inclure des objectifs de réduction à la source. Si ces objectifs sont fixés au bon niveau, la REP peut fournir un résultat aussi efficace que dans le cas précédent. Mais cette opération est cependant difficile car elle exige du régulateur une bonne connaissance des coûts de prévention en amont, ce qui est peu réaliste compte tenu de l'asymétrie d'information existant entre les producteurs et le régulateur. Dans ce cas, un moindre mal est de sévérer les objectifs de recyclage, ce qui permet, en renchérissant le coût de la fin de vie, de compenser le déficit d'incitation à la prévention. Mais il n'en reste pas moins que la présence d'écotaxes en aval est, de très loin, la plus favorable à la REP.

IV – FAUT-IL LAISSER LES PRODUCTEURS LIBRES DE S'ORGANISER EN ECO-ORGANISME OU NON ?

Dans la pratique, un producteur peut assumer sa responsabilité individuellement en organisant ou finançant seul la gestion des déchets de ses produits. Cette solution est par exemple mise en œuvre en France pour les VHU : chaque constructeur automobile finance le coût net de la démolition et le recyclage de ces voitures en établissant des contrats avec des broyeurs et des démolisseurs. Il peut également avoir recours à un éco-organisme à qui il transfère sa responsabilité. C'est la solution quasi-systématiquement retenue pour les déchets d'emballage par exemple.

La question de savoir si l'un des systèmes est préférable n'admet pas de réponse générale. L'éco-organisme est fondamentalement un dispositif alternatif à l'exercice individuel de la responsabilité du producteur. Sa raison d'être ne peut être liée qu'à l'existence

¹ Essentiellement la TGAP sur l'enfouissement en décharge de 9 euros par tonne.

d'économies d'échelle (plus les quantités de déchets sont importantes, plus le coût marginal de la REP diminue) ou d'économies d'envergure (il peut être moins coûteux de gérer ensemble différents types de produits ou de déchets que séparément). Comme les producteurs supportent les coûts de la post-consommation, ils n'ont aucune raison de prendre une mauvaise décision en la matière. Aucune intervention publique n'est donc nécessaire en la matière.

V – FAUT-IL LAISSER LES PRODUCTEURS CHOISIR LIBREMENT L'INSTRUMENT DE FINANCEMENT DES ECO-ORGANISMES ?

Dans la pratique, deux types d'instrument de financement des éco-organismes sont possibles :

- Des barèmes incitatifs. Leur principe est de faire payer à chaque producteur une contribution différenciée en fonction de caractéristiques « déchets » de ses produits. Ces instruments sont très répandus dans le domaine des déchets d'emballages. Ainsi, chaque adhérent paie à EcoEmballages une contribution par emballage mis sur le marché qui prend en compte le poids de l'emballage et le matériau utilisé. Compte tenu des paramètres du calcul, la contribution peut alors fournir des incitations à réduire le poids unitaire et à opérer des substitutions matériau réduisant le coût de la post-consommation si les taux sont suffisants.
- Des barèmes non incitatifs. Le producteur paye une contribution unitaire fixe par unité de produit mis sur le marché (ex : 20 euros par réfrigérateur) ou un pourcentage du chiffre d'affaires. Comme cette contribution ne dépend pas des caractéristiques de chaque produit, elle ne récompense pas les efforts individuels de réduction à la source. Le seul intérêt d'un barème non incitatif – mais il peut être déterminant – est la simplicité de sa mise en œuvre.

Faut-il laisser les producteurs arbitrer en matière de choix du type de barème dans la mesure où les producteurs supportant les coûts de mise en œuvre sont les mieux placés pour prendre la meilleure décision ? Oui, si des écotaxes internalisent les externalités environnementales dans le coût de la post-consommation. En effet, comme les producteurs internalisent les coûts externes, ils ont les signaux adéquats pour prendre les bonnes décisions, y compris en matière de barème producteurs. En revanche, si les écotaxes ne sont pas suffisantes, l'Etat doit alors encourager l'usage de barèmes incitatifs. En effet, comme les producteurs n'attachent pas suffisamment d'importance à la prévention, leurs décisions sont biaisées en faveur des barèmes non incitatifs.

Un autre point important concernant le financement des éco-organismes est sa répercussion dans le prix des produits. Celle-ci dépend de l'arbitrage que fait le producteur entre le coût de la REP et la recette perdue par diminution des ventes induite par l'augmentation du prix. Le niveau de la répercussion dépend donc de l'élasticité de la demande sur les produits concernés.

VI – EST-IL PREFERABLE D'AVOIR UN ECO-ORGANISME EN MONOPOLE ? OU PLUSIEURS ECO-ORGANISMES EN CONCURRENCE ?

Quand le programme de REP est collectif, plusieurs éco-organismes peuvent se faire concurrence comme dans le cas des piles et accumulateurs en France ou des emballages en Grande-Bretagne où existaient 19 éco-organismes en mai 2003. Mais le plus souvent, un seul éco-organisme opère en situation de monopole.

Quand la concurrence s'installe spontanément entre plusieurs éco-organismes, le régulateur n'a aucun intérêt à l'entraver. Elle ne produit que des effets bénéfiques. Elle discipline le comportement des éco-organismes et, en particulier, évite la pratique de barèmes producteurs trop élevés. Elle crée des incitations à la diminution des coûts de la REP puisque réduire les coûts profite aux producteurs-actionnaires. Elle facilite le contrôle des éco-organismes en améliorant l'information détenue par le régulateur. Enfin, la duplication des coûts fixes qu'elle implique inévitablement est justifiée du point de vue de l'efficacité puisqu'elle a été validée par le processus concurrentiel. En effet, si la hauteur des coûts fixes justifiait un monopole, un éco-organisme unique, bénéficiant d'un avantage décisif en termes de coût, se serait imposé naturellement.

VII – Y A-T-IL UN STATUT PREFERABLE DES ECO-ORGANISMES ?

La question du statut n'a une importance économique que du point de vue de l'objectif poursuivi par l'éco-organisme. Trois grands types de structure juridique et décisionnelle sont a priori possibles :

- Des structures publiques dans lesquels le réglementeur a une place prépondérante dans les décisions. Ce peut être un fonds géré par l'administration comme la Commission Nationale des Aides pour les Huiles Usagées en France ou un organisme mandataire de l'Etat. L'objectif de l'éco-organisme est alors de défendre l'intérêt général.
- Un organisme contrôlé par les producteurs adhérents. Juridiquement, il peut s'agir d'une société anonyme dont les producteurs sont actionnaires (comme DSD ou Eco-Emballages) ou une association professionnelle (ex : les DEEE en Suisse et

aux Pays Bas). Cette catégorie regroupe la grande majorité des éco-organismes en Europe. Parce qu'elles défendent l'intérêt des producteurs qui en sont les clients, ces organisations sont à but non lucratif.

- Enfin, il peut s'agir d'éco-organismes privés, contrôlés par des investisseurs attirés par des perspectives de profit.

Une forme est-elle plus efficace que les autres ? Les éco-organismes privés à but non lucratif apparaissent comme un compromis intéressant entre des éco-organismes publics et des éco-organismes privés cherchant le profit maximal. En effet, ils partagent avec les premiers un comportement tarifaire favorable à l'efficacité car ils ne cherchent pas à trop augmenter le montant du barème producteur. Ils partagent avec les seconds la volonté de chercher continuellement à réduire les coûts liés à la REP car cette diminution bénéficie aux producteurs-actionnaires.

VIII – L'ETAT DOIT-IL INTERVENIR DANS LES RELATIONS ENTRE LES PRODUCTEURS ET LES COLLECTIVITES LOCALES ?

De très nombreux éco-organismes prennent en charge des déchets qui historiquement relevaient de la responsabilité des collectivités locales (emballages, D3E, piles etc.). L'irruption de la REP suscite donc de facto un transfert de responsabilité des municipalités vers les producteurs. Ce transfert suscite trois questions.

1. Doit-on laisser aux producteurs la décision de prendre en charge la post-consommation d'un point de vue opérationnel ou de s'appuyer sur les municipalités ?

Notre réponse est immédiate : les éco-organismes, qui vont financer la fin de vie des produits, sont les mieux placés pour décider s'il est préférable de s'appuyer ou non sur les capacités opérationnelles des municipalités.

2. Dans le cas où les municipalités restent impliquées opérationnellement, l'Etat doit-il intervenir dans la définition des contrats qui vont lier les parties ?

Dans ce cas, les municipalités fournissent un service aux éco-organismes, tout en conservant leur mission de service public. L'Etat doit alors intervenir pour contrôler le prix et la qualité des prestations offertes par les municipalités aux producteurs quand le rapport de forces est déséquilibré. Cela peut advenir quand :

- l'éco-organisme est unique et qu'il n'a pas besoin de contracter avec toutes les municipalités pour respecter les obligations liées à la REP. Il est alors le seul « client » des municipalités (l'économiste parle de monopsonne) et il peut imposer ses conditions.

- La responsabilité des producteurs est totale et plusieurs éco-organismes sont en concurrence. Les éco-organismes sont alors obligés de contracter avec chaque municipalité qui peut alors dicter ses conditions.

Dans le cas où il existe un seul éco-organisme, obligé de contracter avec toutes les municipalités (ex : les emballages), on parle de « monopole bilatéral », l'intervention de l'Etat peut alors se limiter à une fonction de médiation.

3. Quelle est la meilleure règle de partage des coûts entre les municipalités et les producteurs ?

La responsabilité doit-elle être partielle ou totale ? En fait, conserver une part de financement par les municipalités ne se justifie que pour créer des incitations à la prévention au niveau des ménages. Cela n'est donc légitime que si deux conditions sont réunies : (i) les municipalités financent la gestion des déchets concernés avec des instruments du type redevance au poids ou au volume capables de créer ces incitations et (ii) les ménages disposent, en-dehors de leur comportement d'achat, d'options pour réduire à la source. Cela ne concerne a priori que les déchets de biens durables (VHU, D3E) dont les ménages peuvent augmenter la durée de vie par un recours à la réparation. Dans tous les autres cas, la responsabilité des producteurs doit être intégrale.

En effet, pour inciter les municipalités à réduire au maximum le coût du service aux éco-organismes, la solution est de recourir à une rémunération qui ne dépend pas du coût individuel du service de la municipalité, mais s'appuie sur un « coût de référence » (tarif dit « price cap »). Quel que le soit le niveau de responsabilité financière des producteurs (partiel ou total), l'incitation à réduire les coûts est alors identique, car la municipalité jouit de la totalité des gains suscités par ses efforts.

IX – CONCLUSION

Au final, les leçons sur la régulation des éco-organismes sont les suivantes :

- Le premier, et le principal, message de notre analyse est que la REP est une approche particulièrement efficace quand il existe des écotaxes en aval qui intègrent les coûts environnementaux des différentes filières de traitement (incinération, enfouissement, recyclage, etc...) dans le coût de post-consommation. Dans ce cas, une intervention minimale de l'Etat se limitant à imputer les coûts de la post-consommation aux producteurs est suffisante. Conformément au principe d'internalisation des coûts externes, ils s'organiseront ensuite efficacement pour exercer cette responsabilité.
- Dans la réalité, la TGAP enfouissement a un taux de 9 euros par tonne qui semble assez cohérent avec les estimations des coûts environnementaux de la mise en

décharge. En revanche, il n'existe pas d'écotaxes sur l'incinération. On a donc globalement une sous tarification des externalités environnementales de l'élimination. Si, pour des raisons politiques, il n'est pas possible de remédier à cet état de fait, l'Etat doit alors fixer aux producteurs des objectifs de recyclage ET des objectifs de réduction à la source. Dans ce cas, les producteurs prendront des décisions conformes à l'intérêt général.

- Si la puissance publique ne fixe pas d'objectifs de réduction à la source, comme c'est le cas en pratique, les solutions les plus efficaces sont de sévérer les objectifs de recyclage (pour augmenter indirectement la prévention en amont) et de décourager le recours à des éco-organismes utilisant des barèmes producteurs non incitatifs.
- La concurrence entre éco-organismes, quand elle est viable, est une bonne chose. L'Etat ne doit pas la décourager. En revanche, l'émergence d'éco-organismes à but lucratif est dangereuse s'ils acquièrent des positions de monopole.
- Enfin, dans le cas où les déchets concernés relevaient historiquement des municipalités, le coût de la post-consommation ne doit être partagé avec les municipalités que si ce partage permet de susciter des efforts de réduction à la source de la part des ménages. Concrètement, cela ne semble concerner que les biens durables dont la durée de vie peut être augmentée par les ménages par un recours plus systématique à la réparation.

ANNEXE 1 : TABLE DES MATIERES

I – INTRODUCTION	5
II – EFFICACITE ECONOMIQUE ET INTERNALISATION DES COUTS EXTERNES	6
III – QUELLES OBLIGATIONS IMPOSER AU PRODUCTEUR EN MATIERE DE MODE DE TRAITEMENT DES DECHETS ?	7
IV – FAUT-IL LAISSER LES PRODUCTEURS LIBRES DE S'ORGANISER EN ECO-ORGANISME OU NON ?	8
V – FAUT-IL LAISSER LES PRODUCTEURS CHOISIR LIBREMENT L'INSTRUMENT DE FINANCEMENT DES ECO-ORGANISMES ?	9
VI – EST-IL PREFERABLE D'AVOIR UN ECO-ORGANISME EN MONOPOLE ? OU PLUSIEURS ECO-ORGANISMES EN CONCURRENCE ?	10
VII – Y A-T-IL UN STATUT PREFERABLE DES ECO-ORGANISMES ?	10
VIII – L'ETAT DOIT-IL INTERVENIR DANS LES RELATIONS ENTRE LES PRODUCTEURS ET LES COLLECTIVITES LOCALES ?	11
1. Doit-on laisser aux producteurs la décision de prendre en charge la post-consommation d'un point de vue opérationnel ou de s'appuyer sur les municipalités ?	11
2. Dans le cas où les municipalités restent impliquées opérationnellement, l'Etat doit-il intervenir dans la définition des contrats qui vont lier les parties ?	11
3. Quelle est la meilleure règle de partage des coûts entre les municipalités et les producteurs ?	12
IX – CONCLUSION	12
ANNEXE 1 : TABLE DES MATIERES	15
ANNEXE 2 : MODELISATIONS ECONOMIQUES	17
ANNEXE 3 : BIBLIOGRAPHIE	49
ANNEXE 4 : LISTE DES DOCUMENTS DE TRAVAIL PUBLIES	51

ANNEXE 2 : MODELISATIONS ECONOMIQUES

Cette annexe technique présente l'ensemble des modélisations économiques mises en œuvre dans le cadre de l'étude.

1. UNE PREMIÈRE MODÉLISATION SANS EXTERNALITÉS DE POST-CONSOMMATION

Nous allons maintenant un modèle de REP qui sera déployé dans deux contextes :

1. Un environnement dans lequel la post-consommation est organisée de façon économiquement efficace. En particulier, la répartition entre recyclage et élimination est optimale du point de vue de l'intérêt général et les externalités environnementales des différentes filières sont intégrées dans les coûts de gestion des déchets. Dans ce contexte, l'objet de la REP se limite à susciter en amont de la prévention par les producteurs. Par prévention, nous entendons à la fois la réduction des déchets en quantité et en nocivité mais aussi des opérations d'écoconception augmentant la recyclabilité des produits. Ce contexte est irréaliste mais il constitue un cas de référence intéressant pour les comparaisons. Il est développé dans cette section.
2. Un environnement dans lequel les externalités de l'élimination (incinération et décharge) ne sont pas internalisés dans les coûts de gestion. L'objet de la REP est alors à la fois de susciter de la prévention en amont mais aussi d'augmenter la part du recyclage et de la valorisation en aval. En conséquence, les programmes de REP incluent des objectifs de recyclage et de valorisation. Ce cas correspond à la très grande majorité des programmes existants. Il sera développé dans la section suivante

1.1. Questions traitées et hypothèses

Nous avons vu que de nombreuses questions étaient interdépendantes. Dans un premier temps, nous allons limiter l'analyse à quelques questions :

- Quelles obligations imputer au producteur ? La gestion de la fin de vie ? La gestion de la fin de vie assortie d'objectifs de recyclage ? La gestion de la fin de vie assortie d'objectifs de recyclage et de réduction à la source ?
- Le programme doit-il être individuel ou collectif ? Nous nous limiterons à l'alternative : programme individuel versus éco-organisme en monopole contrôlé par les producteurs (ex : EcoEmballages) et donc à but non lucratif ou un organisme privé recherchant des profits. Cela revient donc à s'interroger sur la décision d'un producteur de se coaliser avec les autres producteurs pour mettre en oeuvre la REP.

– Le barème amont doit-il être incitatif ou non ?

Dans cette première version du modèle, le coût de traitement des différentes filières de traitement intègre les externalités environnementales. Pratiquement ; cela signifie que toutes les filières de traitement en aval sont soumises à des écotaxes dont le taux est égal au dommage environnemental marginal. Dans ce contexte, les collectivités en charge de la ventilation du flux de déchets entre recyclage, enfouissement, incinération ou compostage ont les signaux adéquats pour organiser une post-consommation économiquement optimale.

Sous ces hypothèses, un programme de REP n'a alors qu'un objectif : susciter une combinaison efficace de réduction à la source en amont par les producteurs et de traitement de la post-consommation à l'aval (incluant la réduction à la source par les consommateurs). Ce cas est donc a priori assez éloigné de la réalité. Son intérêt est de constituer le cas de référence.

Le modèle emprunte à Choe & Fraser (1999) et est donc dans la continuité d'un cadre d'analyse que nous avons développé lors d'une précédente étude pour le MEDD. Nous considérons n firmes identiques produisant un même bien sur un marché concurrentiel. Ces producteurs peuvent diminuer le potentiel déchet du bien, afin d'éventuellement diminuer les coûts de post-consommation. Pour capturer cette caractéristique, nous supposons que le coût de chaque firme est de la forme $C(q, k) = (c + k)q$. Le terme c représente le coût marginal de production stricto sensu. k représente le coût que doit supporter le producteur s'il veut réduire la quantité intrinsèque de déchet du bien qu'il produit. Cette quantité de déchet intrinsèque est la quantité de déchet après consommation du produit (par exemple un emballage en plastique, une bouteille vide,...). On fait l'hypothèse que cette quantité intrinsèque est décrite par la fonction $\alpha(k)$. On fait l'hypothèse que $0 \leq \alpha(k)$, $\alpha' < 0$ et $\alpha'' > 0$. Ainsi la quantité intrinsèque de déchet diminue quand k augmente. Par ailleurs, on pose $\alpha(0) = \alpha_0 > 0$, qui représente la quantité intrinsèque de déchet par défaut, quand aucun effort de réduction à la source n'est fait. α_0 est identique pour tous les producteurs. En fait, ces hypothèses décrivent une situation de différenciation produit où les producteurs définissent la caractéristique k du bien qu'ils vendent en quantité q sur un marché compétitif.

Pour limiter la complexité du modèle, nous supposons que la quantité vendue q par chaque producteur reste fixe et strictement positive. En particulier, elle ne dépend pas des variantes des programmes de REP étudiées. C'est une hypothèse très forte car elle implique que les consommateurs ne réagissent pas aux variations de prix que pourrait susciter la REP. Mais nous verrons dans la section 3.1 que les résultats obtenus sont robustes au relâchement de cette hypothèse.

Nous supposons que les ménages en aval ne peuvent par eux mêmes réduire à la source (sauf à travers de leur comportement d'achat). Cette hypothèse s'applique à de nombreux déchets (emballages, pneus), peut être moins à d'autres. Par exemple, la production de D3E peut être réduite par le recours plus fréquent des consommateurs à la réparation ce qui augmente la durée de vie des produits. Nous relâcherons plus loin cette hypothèse.

Le coût de la post consommation est décrit par une fonction identique pour les producteurs : $C^\circ + \gamma\alpha(k)q$, où C° représente le coût fixe de la post consommation (par exemple la mise en place d'une filière de récupération et de traitement des déchets issus de la consommation du bien) et γ le coût marginal constant du traitement des déchets de post consommation. Comme les externalités sont complètement internalisées, γ est égal au coût social marginal.

L'objet de cette première modélisation est d'identifier et d'évaluer l'efficacité des décisions d'un producteur confronté aux options suivantes :

- Il assume de manière individuelle le coût social de la post consommation de ses produits.
- Il adhère à un éco-organisme, et dans ce cas les producteurs adhérents ont une responsabilité collective sur la production totale de déchets. Ils sont alors confrontés à un nouveau choix entre
 - mettre en place un instrument forfaitaire de financement,
 - ou un financement incitatif.

Avant d'analyser ces différentes options, nous identifions la politique optimale.

1.2. La gestion optimale des déchets

Un régulateur en charge de la définition de la politique choisira elle qui minimise le coût social total qui est la somme de trois termes :

$$\underbrace{\sum_{i=1,n} C_i(q, k_i)}_{\text{coût prévention des n producteurs}} + C^\circ + \underbrace{\gamma q \sum_{i=1,n} \alpha(k_i)}_{\text{coût social de la fin de vie}}$$

Remarquons que le coût fixe n'apparaît qu'une fois dans le coût social de la post-consommation. Il n'est en effet pas efficace de dupliquer le coût fixe.

En opérant les différentes substitutions, en supprimant les constantes et en divisant par q , le programme du régulateur devient :

$$\min_{k_1, \dots, k_n} \sum_{i=1,n} k_i + \gamma\alpha(k_i)$$

Les n conditions de premier ordre définissent alors l'optimum (k_1^*, \dots, k_n^*) :

$$-\gamma\alpha'(k_1^*) = \dots = -\gamma\alpha'(k_n^*) = 1 \quad (1.1)$$

Les coûts marginaux de prévention s'égalisent au coût social marginal de la post-consommation qui est égal à 1. Comme les n producteurs ont les mêmes coûts de prévention et comme leurs

déchets suscitent les mêmes coûts de post-consommation, l'effort optimal de prévention est identique $k_1^* = \dots = k_n^*$. Dans la suite, nous noterons ce niveau k^* .

Compte tenu de la théorie de l'internalisation des effets externes, nous savons dès le départ qu'une politique de REP se limitant à imputer le coût de la post-consommation conduira à ce que chaque producteur internalise complètement les coûts externes de ses décisions. Il ne prendra alors que des décisions efficaces tant en matière de coopération (REP individuel ou éco-organisme) ou de choix de l'instrument de financement. Une conséquence est qu'inclure d'autres obligations à la REP comme des objectifs de recyclage ou de réduction à la source ne sert absolument à rien. Nous allons maintenant étudier les différentes modalités de mise en oeuvre de la REP.

1.3. Chaque producteur assume individuellement sa responsabilité

Comme le prix et les quantités de production sont donnés, le programme du producteur $i = 1, \dots, n$ consiste à choisir la valeur de k_i qui minimise le coût de production

$$\min_{k_i} c + k_i + C_0/q + \gamma\alpha(k_i)$$

C_0/q est le coût fixe moyen quand il n'y a pas duplication de l'infrastructure. Nous obtenons alors la condition définissant implicitement la fonction de réaction du producteur :

$$\alpha'(k_i) = -\frac{1}{\gamma} \quad (1.2)$$

L'équation (1.2) montre ainsi que la valeur de k_i qui sera choisie par le producteur i est égal à l'effort marginal de prévention k^* . Ce programme de REP ne correspond cependant pas à l'optimum de premier rang puisqu'il y a duplication de l'infrastructure. On a donc

Proposition 1. *Quand la REP est exercée individuellement, les niveaux de prévention sont optimaux mais il y a duplication des coûts fixes. La politique ne permet donc pas d'atteindre l'optimum social.*

Remarquons que le niveau de la prévention est optimal car le coût fixe ne dépend pas de k_i et que q est donné. Si ces hypothèses étaient relâchées, les niveaux de prévention seraient plus élevés que les politiques optimales.

1.4. Les producteurs coopèrent au sein d'un éco-organisme et choisissent un financement incitatif

Nous supposons maintenant que les producteurs mettent en place un éco-organisme avec un financement incitatif. Il est incitatif car la contribution F_i du producteur i dépend des caractéristiques de sa production. Formellement, on a donc $F_i = F_i(\alpha(k_i), q_i)$. Nous nous

limiterons à une fonction de contribution linéaire similaire au barème d'EcoEmballages ou de DSD. On supposera en outre qu'il n'y a pas de discrimination, c'est à dire que la fonction de cotisation est la même pour toutes les firmes. Nous relâcherons plus loin cette hypothèse. On a alors :

$$F(k_i, q_i) = aq_i + b\alpha(k_i)q_i,$$

avec a décrivant le taux de la part fixe par unité de bien et b la part variable dont l'assiette est le contenu intrinsèque en déchet du bien.

Quel sera le niveau de prévention d'un producteur confronté à ce barème? Il minimise son coût

$$\min_{k_i} c + k_i + a + b\alpha(k_i) \quad (1.3)$$

ce qui implique

$$\alpha'(k_i^c) = -\frac{1}{b} \quad (1.4)$$

Dans la suite, nous notons $k_i^c = k^c$. Quels seront les taux a et b choisis par la coalition de producteurs? Ce sont ceux qui minimisent le coût agrégé $C^\circ + n(k^c + \gamma\alpha(k^c))$, c'est à dire celui permettant d'obtenir le niveau de prévention k^* . La comparaison de (1.1) et de (1.4) implique alors $b = \gamma$. Le barème doit également satisfaire la contrainte d'équilibre budgétaire qui s'écrit

$$nq(a + b\alpha(k^c)) = C^\circ + n\gamma\alpha(k^c)q,$$

ce qui implique que $a = C^\circ/nq$. Sans surprise, la part fixe a permet de couvrir le coût fixe alors que la partie variable permet d'obtenir les niveaux efficaces de prévention. Puisqu'elle évite également la duplication de l'infrastructure, la REP collective permet l'atteinte de l'optimum de premier rang sans qu'une intervention publique soit nécessaire pour fixer le barème amont. C'est le principe d'internalisation des coûts externes : comme les producteurs supportent l'ensemble des coûts amont et aval, ils définissent le barème efficace.

Ce résultat est robuste à certains relâchements d'hypothèses. Nous avons supposé que l'éco-organisme défendait l'intérêt collectif des producteurs en minimisant la somme des coûts de la REP pour ses membres. Supposons maintenant que l'éco-organisme est contrôlé par $n-1$ producteurs. Le dernier, que nous indiquerons f (pour faible) ne peut qu'accepter le barème proposé par les autres producteurs ou quitter l'éco-organisme pour s'organiser individuellement. Les leaders vont alors profité de cette position de force pour imposer un barème qui leur est plus favorable. Ils pratiqueront ce que les économistes appellent de la **discrimination tarifaire**. Par définition, il y a discrimination si la contribution des producteurs est différenciée sur des critères non objectifs. Nous entendons par là des considérations qui n'ont rien à voir avec le coût de la post-consommation des produits de chaque producteur. La notion de discrimination est à distinguer de celle de **différenciation**. Différencier désigne une différence des niveaux de contribution reflétant des caractéristiques objectives des coûts de

la post-consommation des produits de chaque producteur.

Pour identifier l'effet de cette discrimination, nous considérons que le producteur f répond à des taux spécifiques (a_f, b_f) ce qui le conduit à un niveau d'effort défini par

$$\alpha'(k_f) = -1/b_f$$

Cette équation définit implicitement la fonction de réaction d'un producteur que nous notons $k_i(b_i)$. Les $n-1$ autres producteurs bénéficient des taux (a, b) . Chaque producteur choisit alors un niveau de prévention défini par $\alpha'(k) = -1/b$. Les leaders vont alors choisir le barème minimisant leur coût agrégé :

$$\min_{a_f, b_f, a, b} (n-1) [c + k(b) + a + b\alpha(k(b))] \quad (1.5)$$

Le barème solution de (1.5) doit respecter deux contraintes :

- La contrainte de participation du producteur f . En d'autres termes, le barème ne doit pas conduire à la défection du faible. Son coût doit donc être inférieur au coût subi s'il s'organise seul, ce qui s'écrit $c + k_f + a_f + b_f\alpha(k_f) \leq c + k^* + C_0/q + \gamma\alpha(k^*)$. De ce point de vue, les $n-1$ producteurs vont chercher le bénéfice maximal en proposant le barème qui laisse le producteur faible indifférent

$$k_f + a_f + b_f\alpha(k_f) = k^* + C_0/q + \gamma\alpha(k^*) \quad (1.6)$$

- La contrainte d'équilibre budgétaire :

$$a_f + b_f\alpha(k_f) + (n-1)(a + b\alpha(k(b))) = C^0/q + \gamma(\alpha(k_f) + (n-1)\alpha(k)), \quad (1.7)$$

La substitution de (1.6) et (1.7) dans le programme (1.5) et la suppression des constantes conduit à

$$\min_{b_f, b} (n-1)k(b) + k_f(b_f) + \gamma[\alpha(k_f) + (n-1)\alpha(k)]$$

ce qui implique $\alpha'(k_f) = \alpha'(k) = -1/\gamma$ et donc $b_f = b = \gamma$. C'est un résultat fondamental. Même en cas de rapport de forces déséquilibré dans la coalition, les leaders proposeront le taux variable conduisant à la prévention optimale $k_f = k = k^*$. Si l'on substitue cette valeur dans l'équation (1.6). On obtient $a_f = C^0/q$ et donc $a = 0$.

L'intuition sous-jacente est la suivante. L'intérêt des leaders est d'obtenir le plus de surplus de la part du (ou des) producteur(s) dominé(s). Et il a pour cela deux moyens : augmenter la partie fixe ou augmenter la partie variable. Augmenter la partie fixe n'a aucun effet sur le comportement du(des) dominé(s). En revanche, augmenter la partie variable augmente l'effort de prévention du(des) dominé(s) ce qui aux yeux des leaders a deux effets. Ce surcroît de prévention va augmenter le coût variable supporté par le ou les producteurs dominés. Cela diminuera alors la différence entre l'option individuelle (quitter l'écoorganisme) et l'option

écoorganisme. Or, c'est cette différence qui, compte tenu de l'équation (1.6), détermine le niveau maximal du transfert au profit des leaders. Ces derniers ont donc intérêt à jouer sur la partie fixe plutôt que sur la partie variable.

Pour résumer, le fait qu'il existe une partie fixe b_i au tarif permet aux leaders de concilier intérêt personnel et efficacité économique. En fixant le taux variable à un niveau optimal, ils minimisent le coût agrégé pour les producteurs. En fixant le taux fixe $a_1 = 0$ et $a_2 = C^\circ/q$, ils extraient la totalité du surplus collectif à leur profit. Nous retrouverions ce résultat en introduisant de l'hétérogénéité dans les fonctions de coûts des producteurs ou en différenciant le coût social de leurs déchets.

Nous résumons ces développements dans

Proposition 2. *Quand la REP est exercée collectivement, la coalition définit un barème incitatif permettant d'atteindre l'optimum social. Ce résultat reste vrai même quand le rapport de forces à l'intérieur de la coalition des producteurs est déséquilibré.*

1.5. Les producteurs coopèrent au sein d'un éco-organisme et choisissent un financement non incitatif

Nous considérons maintenant que les firmes se regroupent pour assumer de manière collective la responsabilité des déchets lors de la phase de post-consommation. Un financement non incitatif signifie que les firmes se partagent les coûts de post-consommation sans prise en compte de la quantité de déchet intrinsèque à la production de chacun. Formellement, on suppose que la firme i paye une proportion β_i du coût total de post-consommation, avec $\sum \beta_i = 1$. Les barèmes observés dans la réalité qui consistent en un tarif uniforme dépendant seulement des quantités vendues (ex : 20 euros pour un réfrigérateur) relèvent de cette catégorie.

Avec nos hypothèses, le producteur i résout le programme suivant

$$\min_{k_i} C_i(k_i) = (c + k_i)q + \beta_i \left(C_0 + \gamma q \sum \alpha(k_i) \right)$$

Nous obtenons les n conditions de premier ordre définissant les niveaux d'effort de réduction $k_1^\circ, \dots, k_n^\circ$:

$$\alpha'(k_i^\circ) = -\frac{1}{\beta_i \gamma}, \quad i = 1, \dots, n. \quad (1.8)$$

Pour simplifier l'analyse, nous supposons que les contributions de chaque producteur sont identiques, ce qui implique $\beta = 1/n$. Nous relâcherons plus loin cette hypothèse. Comme les firmes sont identiques, cette hypothèse signifie qu'aucune ne possède sur l'autre un pouvoir de négociation. Les niveaux d'effort et de production deviennent alors identiques. Nous le notons k° et il est défini par

$$\alpha'(k^\circ) = -n/\gamma \quad (1.9)$$

La comparaison de cette équation avec (1.1) nous indique immédiatement que $k^\circ < k^*$ puisque $\alpha' < 0$. Nous avons ainsi moins d'incitation à la prévention. Ce déficit d'incitation est lié au fait que les efforts individuels de réduction à la source génèrent un bénéfice qui est *collectif* dans la mesure où, réduisant le coût total de la post-consommation, il profite indifféremment aux n firmes. Evidemment, ce déficit sera d'autant plus important que le nombre de producteurs est important. A l'extrême, un nombre très élevé de firmes conduit à diluer totalement les bénéfices individuels des efforts de réduction à la source. L'instrument n'est alors plus du tout incitatif.

Sous quelles conditions s'effectue le regroupement des firmes au sein d'un éco-organisme sans cotisation incitative ?

Chaque producteur préférera la coopération si

$$(c + k^\circ)q + \frac{1}{n}(C_0 + n\gamma\alpha(k^\circ)q) < (c + k^*)q + C_0 + \gamma\alpha(k^*)q,$$

ce qui se réécrit

$$\frac{n-1}{n} \cdot \frac{C_0}{q} > (k^\circ + \gamma\alpha(k^\circ)) - (k^* + \gamma\alpha(k^*)) \quad (1.10)$$

Le terme de gauche de l'inégalité représente la différence de coût fixe supporté par le producteur alors que le terme de droite est la différence des coûts variables. Le respect de cette inégalité est-il ambigu ? L'examen de l'inégalité montre qu'elle est de toute façon respectée quand C_0 est grand. Savoir si elle l'est quand le coût fixe est nul revient à s'interroger sur le signe du terme de droite. Il n'est a priori pas évident puisque $k^\circ > k^*$ mais $\alpha(k^\circ) < \alpha(k^*)$ puisque α est une fonction décroissante de k . Pour aller plus loin dans l'interprétation, nous spécifions la fonction $\alpha(k)$ comme suit

$$\alpha(k) = \frac{\alpha_0}{k+1}$$

On a bien $\alpha'(k) < 0$ et $\alpha''(k) > 0$ alors que $\alpha(0) = \alpha_0$ et $\alpha(k)$ tend vers 0 quand l'effort k devient très grand. Avec cette fonction, les niveaux d'effort sont

$$\begin{aligned} k^* &= \sqrt{\alpha_0\gamma} - 1 \\ k^\circ &= \sqrt{\alpha_0\gamma/n} - 1 \end{aligned}$$

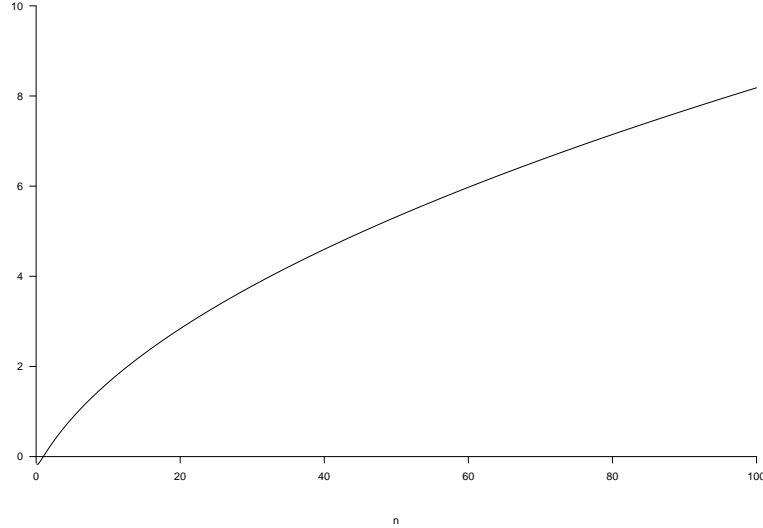
La substitution de ces deux niveaux d'efforts dans l'inégalité (1.10) nous conduit à

$$\frac{C_0}{q} > \sqrt{\alpha_0\gamma} \left(\frac{n}{n-1} \left(\sqrt{1/n} + \sqrt{n} - 2 \right) \right) \quad (1.11)$$

Cette condition est bien ambiguë. Le graphique ci-dessous représente le terme

$$n \left(\sqrt{1/n} + \sqrt{n} - 2 \right) / (n - 1)$$

en fonction de n . On observe qu'il est strictement croissant.



Proposition 3. *En cas de barème non incitatif, la coopération n'est pas systématique. Elle n'est observée que quand les coûts fixes sont importants, quand les entreprises sont nombreuses et/ou quand le coût social marginal de la post-consommation est faible.*

L'intuition derrière cette proposition est simple. La coopération sans barème incitatif a deux effets antagonistes : elle diminue le coût fixe de la consommation en le partageant entre les deux entreprises. Mais le barème étant non incitatif, elle diminue les incitations à la prévention et augmente donc les déchets produits ce qui, toutes choses égales par ailleurs, sera d'autant plus coûteux pour les entreprises que le coût de la post-consommation est élevé.

Effet du paramètre β : le problème de la discrimination

Nous avons supposé pour simplifier une règle d'égalité dans le partage des coûts ($\beta_i = 1/n$). Si l'une des firmes, pour une raison ou pour une autre, a plus de pouvoir que l'autre, on peut supposer qu'elle fixe un β_i qui lui soit plus profitable. Quelles conséquences peut avoir une telle discrimination ? Cette fois, l'effet de ce déséquilibre n'est pas neutre puisque la valeur de β influence les niveaux d'efforts de prévention via les équations (1.8) ce que nous noterons $k_i^\circ = k^\circ(\beta_i)$.

Dans un premier temps, nous identifions la valeur de β qui maximise l'intérêt général. Nous écrivons le programme d'optimisation sociale, ce qui revient ici à sélectionner les valeurs de k_i° minimisant

$$\sum k^\circ(\beta_i) + C_0/q + \gamma \sum \alpha(k^\circ(\beta_i))$$

sous la contrainte $\sum \beta_i = 1$. Le Lagrangien de ce programme s'écrit

$$\min \sum k^\circ(\beta_i) + C_0/q + \gamma \sum \alpha(k^\circ(\beta_i)) + \lambda \left(\sum \beta_i - 1 \right),$$

ce qui conduit aux $n + 1$ conditions

$$k^\circ(\beta_i) \frac{\partial k^\circ}{\partial \beta_i} + \gamma \alpha'(k^\circ) \frac{\partial k^\circ}{\partial \beta_i} + \lambda = 0, \quad \text{pour } i = 1, \dots, n$$

$$\sum \beta_i = 1$$

La dérivée de (1.8) implique $dk^\circ/d\beta_i = 1/\gamma\beta_i^2\alpha'' > 0$. En simplifiant et en substituant $\alpha'(k_i^\circ) = -1/\beta_i\gamma$ dans ce système, on obtient

$$k^\circ(\beta_i) - (1/\beta_i) + \lambda = 0, \quad \text{pour } i = 1, \dots, n \quad (1.12)$$

$$\sum \beta_i = 1 \quad (1.13)$$

La fonction $k^\circ(\beta_i) - (1/\beta_i) + \lambda$ est une fonction croissante en β_i [sa dérivée est égale à $\partial k^\circ/\partial \beta_i + (1/\beta_i)^2 > 0$]. Les n équations (1.12) admettent donc toutes une même racine. Compte tenu de (1.13), cette racine est $\beta = 1/n$.

Pour résumer, quand les firmes sont identiques, le partage égalitaire des coûts est la règle optimale. Comme précédemment, supposons maintenant que $n-1$ producteurs disposent collectivement de pouvoir de négociation sur un producteur indicé f . Ont-ils intérêt à dévier de cette valeur ? Pour identifier les conséquences de cette déviation marginale, nous écrivons le coût total pour chacun des $n-1$ producteurs dominants

$$C = k^\circ q + \beta [C_0 + \gamma q ((n-1)\alpha(k^\circ) + \alpha(k^\circ(\beta_f)))]$$

Si l'on diminue de $d\beta$ la contribution individuelle de chacun des $n-1$ leaders, celle du faible augmente de $(n-1)d\beta$ puisque la somme des β doit rester égale à 1. On a donc $d\beta_f/d\beta = -(n-1)$. La variation de coût pour chaque leader est donc égal à

$$-\frac{dC}{d\beta} = - \left[q \frac{dk^\circ}{d\beta} + C_0 + \gamma q ((n-1)\alpha(k^\circ) + \alpha(k^\circ(\beta_f))) + \beta \gamma q \left((n-1)\alpha' \frac{dk^\circ}{d\beta} - (n-1)\alpha' \frac{dk^\circ}{d\beta_f} \right) \right]$$

$$-\frac{dC}{d\beta} = - \left[q \frac{dk^\circ}{d\beta} + C_0 + n\gamma q \alpha(k^\circ) \right] < 0$$

qui est positif puisque $dk_1^\circ/d\beta > 0$. Le producteur 1 a donc intérêt à diminuer β pour réduire son coût. Bien sûr, il ne peut aller en deçà d'un certain niveau qui déclenche la défection de l'entreprise 2. Mais le fait que faire défection suppose de subir la totalité du coût fixe C° lui

laisse une certaine latitude. Pour résumer,

Proposition 4. *Dans le cas d'un éco-organisme sans barème incitatif, la règle optimale de partage des coûts est $\beta = 1/n$. L'existence d'un rapport de forces déséquilibré entre les producteurs peut affecter l'efficacité puisqu'il conduit à s'éloigner de cette règle, ce qui distord les efforts de prévention. Mais cet effet est a priori modeste, étant donné la faible incitativité du barème.*

1.6. Comparaison des différentes options et implications pour les politiques publiques

A l'évidence, la coopération avec barème incitatif présente une vertu essentielle. Elle est plus efficace que les autres options quel que soit le niveau des coûts fixes. Elle permet même d'atteindre l'optimum social. Son efficacité ne dépend pas de la nature du rapport de forces à l'intérieur de la coalition des pollueurs.

Le problème est que la mise en place d'un barème incitatif peut être très coûteux, voire impossible techniquement, quand les biens sont complexes. Quand le coût de mise en place d'un barème incitatif est trop important, l'alternative se limite alors au choix d'une REP individuelle ou d'une REP collective non incitative. Notre analyse nous apprend alors qu'un éco-organisme sans barème incitatif est plus efficace que la REP individuelle quand, toutes choses égales par ailleurs :

- Les coûts fixes sont importants puisque la coopération évite leur duplication
- Le coût social de la post-consommation est faible. En effet, l'inconvénient de la coopération par rapport à la REP individuelle est de réduire les incitations à la prévention et donc d'augmenter la quantité de déchet à traiter ce qui est d'autant plus inefficace que le coût social de traitement est important.

Ces analyses sont développées dans un contexte dans lequel la post-consommation est d'ores et déjà organisée de manière optimale grâce à une politique déchets aval efficace. Dans ce contexte, l'intervention publique est minimale. En effet, en l'absence de déséquilibre, les choix des producteurs intègrent parfaitement les conséquences de leur décision. Ils prennent donc des décisions conformes à l'intérêt général. Ainsi, si un éco-organisme incitatif n'émerge pas, c'est parce que le coût de mise en place de ce barème (supporté par les producteurs) est trop élevé par rapport aux bénéfices qu'il permet.

Nous avons raisonné jusque là dans le cadre d'un programme se limitant à imputer le coût social de la post-consommation. Adjoindre des objectifs de recyclage ou de réduction à la source a-t-il un sens ? Non, ces objectifs sont inutiles puisque l'existence d'éco-taxes fournit aux producteurs les signaux adéquats pour effectuer les efforts de recyclage et de prévention optimaux.

2. UN MODÈLE SANS INTERNALISATION DES EXTERNALITÉS DE L'ÉLIMINATION

Faire l'hypothèse que la post-consommation est organisée de façon optimale et que le coût de la fin de vie s'identifie au coût social limite l'analyse à la question de la répartition efficace entre prévention en amont par les producteurs et élimination/recyclage en aval.

Dans la pratique, la quasi-totalité des programmes de REP ont pour objectif à la fois le développement de la prévention mais aussi, et surtout, le recyclage. Cette importance du recyclage s'incarne dans des objectifs quantifiés de recyclage s'ajoutant à l'obligation pour les producteurs de prendre en charge les coûts de la post-consommation. Prescrire à la REP la promotion du recyclage se justifie par le fait que les coûts de l'élimination sont imparfaitement internalisés. S'ils l'étaient au moyen d'écotaxes fixées aux taux appropriés, les municipalités choisiraient spontanément le niveau optimal de recyclage. Dans ce contexte, les programmes de REP ont donc pour fonction la définition de la ventilation optimale entre trois solutions pour gérer les déchets : la prévention en amont, le recyclage et l'élimination. Nous allons développer une analyse économique de ce problème.

2.1. Les nouvelles hypothèses

L'essentiel des hypothèses reste inchangé. La nouveauté essentielle est que nous distinguons maintenant recyclage et élimination. Nous notons ρ le taux de recyclage. La quantité de déchet d'un producteur $\alpha(k)q$ a deux destins possibles.

1. Une proportion $(1 - \rho)$ est éliminé à un coût $(1 - \rho)\delta\alpha(k)q$, avec $\delta > 0$. Ce coût n'inclut pas les externalités qui sont décrites par une fonction de dommage $D(q) = \frac{1}{2}\theta((1 - \rho)\alpha(k))^2 q$. Ce dommage n'est pas supporté par l'éco-organisme dans le cadre de la REP. Cette fonction de dommage est quadratique en $(1 - \rho)$ pour que la répartition optimale entre recyclage et élimination ne soit ni un scénario du tout recyclage, ni un scénario tout élimination selon les valeurs des paramètres.
2. Une proportion ρ est recyclée. Le recyclage coûte plus cher à l'éco-organisme que l'élimination directe (hors coût environnemental). Nous supposons que le coût social marginal du recyclage, c'est-à-dire la somme du coût technique du recyclage et de ses coûts et bénéfices environnementaux est de $\delta + \sigma$, où $\sigma > 0$ représente le surcoût pour les producteurs de faire recycler les déchets.¹

¹Dans ces hypothèses, le point clé est que le coût marginal de l'élimination supporté par les producteurs

2.2. La gestion optimale des déchets

Avant d'analyser le comportement des différentes formes de REP, nous identifions la combinaison socialement optimale des différents modes de gestion des déchets. Nous noterons $\rho \in [0, 1]$ la proportion des déchets recyclée. Un régulateur bienveillant minimise un coût total égal à :

$$\Gamma(k_1, \dots, k_n, \rho) = nc + \sum k_i + (C^\circ/q) + (\delta + \rho\sigma) \sum \alpha(k_i) + \underbrace{\frac{\theta}{2} [(1 - \rho)(\alpha(k_1) + \alpha(k_2))]^2}_{\text{externalités}}$$

Comme les producteurs sont strictement identiques, on a $k_1 = \dots = k_n = k$. Le programme s'écrit donc

$$\min_{k, \rho} k + (C^\circ/nq) + (\delta + \rho\sigma)\alpha(k) + \theta [(1 - \rho)\alpha(k)]^2$$

Les deux conditions de premier ordre sont alors

$$1 + \alpha'(k) [(\delta + \rho\sigma) + 2\theta(1 - \rho)^2\alpha(k)] = 0 \quad (2.1)$$

$$\sigma\alpha(k) - 2\theta [\alpha(k)]^2 (1 - \rho) = 0 \quad (2.2)$$

Après quelques calculs, ces deux équations définissent le couplet (k^*, ρ^*) assez simplement

$$\alpha'(k^*) = -\frac{1}{\delta + \sigma} \quad (2.3)$$

$$\rho^* = 1 - \frac{\sigma}{2\theta\alpha(k^*)} \quad (2.4)$$

Nous allons maintenant examiner si un programme de REP permet d'atteindre cet optimum.

2.3. La REP individuelle

Nous considérons un programme de REP imputant le coût de la post consommation hors externalités de l'élimination assorti d'un objectif de recyclage ρ . Cet objectif est obligatoire. En son absence, le producteur n'a aucun intérêt à recycler puisque le coût de cette filière est strictement supérieur à celui de l'élimination. Pour un producteur représentatif recyclant un pourcentage ρ des déchets issus de ses produits, le coût de post consommation est donc $C^\circ + (1 - \rho)\delta\alpha(k)q + \rho(\delta + \sigma)\alpha(k)q$. Il cherche alors à minimiser

$$c + k + C^\circ/q + [\delta + \sigma\rho]\alpha(k)$$

ce qui conduit à la condition :

$$\alpha'(k) = -\frac{1}{\delta + \rho\sigma} \quad (2.5)$$

δ est inférieur au coût social marginal du recyclage $\delta + \sigma$. Promouvoir le recyclage est donc un enjeu pour le dispositif de REP.

La comparaison de (2.5) avec (2.3) montre alors qu'un tel programme de REP ne peut pas atteindre le niveau optimal de prévention. En effet, pour que les deux équations coïncident, il est nécessaire que $\rho = 1$. Mais si tel est le cas, l'équation (2.4) définissant le taux optimal de recyclage n'est pas respectée.

Cette contradiction est liée au fait que fixer un niveau de recyclage de manière exogène ne suffit pas à envoyer un signal suffisant au producteur en amont. Certes, prescrire cet objectif augmente le coût de la post-consommation puisque le recyclage est plus coûteux qu'une simple élimination. Même avec un objectif de recyclage ρ , le coût marginal de la post-consommation $\delta + \rho\sigma$ reste inférieur à son coût social marginal $\delta + \sigma$. Il y a donc déficit d'incitation à la prévention empêchant la réalisation de l'optimum de premier rang.

Il existe toutefois une solution à ce problème : fixer un objectif de réduction à la source k^* défini par l'équation (2.3).

Supposons maintenant que le réglementeur ne peut fixer un tel objectif de prévention ; il ne peut que prescrire un objectif de recyclage, quel est alors l'optimum de second rang, c'est à dire le taux de recyclage permettant de maximiser l'efficacité ? Intuitivement, il s'agira d'un taux supérieur au taux ρ^* pour compenser dans une certaine mesure le déficit d'incitation à la prévention.

Notons ρ^{SB} ce taux. Pour le fixer, le réglementeur résout le programme suivant

$$\min_{\rho} \Gamma(\rho) = k(\rho) + (C^o/q) + (\delta + \rho\sigma)\alpha(k(\rho)) + \theta[(1 - \rho)\alpha(k(\rho))]^2$$

sachant que la fonction $k(\rho)$ est définie implicitement par (2.5). La dérivée de cette fonction s'écrit

$$\frac{d\Gamma}{d\rho} = \frac{dk}{d\rho} [1 + (\delta + \rho\sigma)\alpha'(k) + 2\theta(1 - \rho)^2\alpha(k)\alpha'(k)] + \sigma\alpha(k) - 2\theta(1 - \rho)(\alpha(k))^2$$

Le taux optimal ρ^* est alors inférieure à ρ^{SB} si

$$\left. \frac{d\Gamma}{d\rho} \right|_{\rho=\rho^*} < 0$$

Or la valeur de cette dérivée quand $\rho = \rho^*$ s'écrit

$$\left. \frac{d\Gamma}{d\rho} \right|_{\rho=\rho^*} = \sigma\alpha(k) - 2\theta(1 - \rho^*)(\alpha(k))^2$$

puisque $1 + (\delta + \rho\sigma)\alpha'(k) + 2\theta(1 - \rho)^2\alpha(k)\alpha'(k) = 0$ en $\rho = \rho^*$ d'après l'équation (2.1). La substitution de (2.4) dans cette équation conduit à

$$\left. \frac{d\Gamma}{d\rho} \right|_{\rho=\rho^*} = \sigma \left(1 - \frac{\alpha(k)}{\alpha(k^*)} \right) \alpha(k)$$

qui est négatif puisque $\alpha(k^*) < \alpha(k)$.

Nous résumons ces développements dans

Proposition 5. *Une REP individuelle avec objectifs de recyclage ne permet pas d'atteindre l'optimum de premier rang pour deux raisons. La première est que, comme pour toute REP individuelle, il y a duplication des coûts fixes. La seconde est liée au fait que le coût de la REP reste inférieur au coût social de la post-consommation quand la contrainte se limite à des objectifs de recyclage. La REP ne produit donc pas assez d'incitation à la prévention.*

Ce second problème est totalement résolu en introduisant des objectifs contraignants de réduction à la source. Si cette solution n'est pas possible, une solution de second rang consiste à sévérer les objectifs de recyclage au delà du taux optimal en premier rang.²

2.4. REP collective

Eco-organisme avec un barème incitatif

Nous allons voir que les résultats de la section précédente restent inchangés dans le cas d'une REP collective avec financement incitatif. Comme précédemment, nous identifions l'instrument de financement qui est choisi de manière endogène par les producteurs. Nous supposons toujours une formule financière linéaire et identique pour les n producteurs s'écrivant

$$F(k_i, q_i) = aq_i + b\alpha(k_i)q_i,$$

avec a décrivant le taux de la part fixe par unité de bien et b la part variable dont l'assiette est le contenu intrinsèque en déchet du bien. Soumis à ce barème, les producteurs fixent le niveau de prévention qui satisfait l'équation (1.3). On a donc comme précédemment

$$\alpha'(k) = -\frac{1}{b}$$

pour les n producteurs.

La coalition choisit les taux a et b qui minimisent le coût supporté par chaque producteur. Ce coût s'écrit maintenant $c + k + (C^\circ/nq) + (\delta + \rho\sigma)\alpha(k)$. Il est minimisé quand l'équation (2.5) est respectée ce qui implique $b = \delta + \rho\sigma$. Comme pour un programme individuel, et pour les mêmes raisons, il n'est pas possible d'atteindre l'optimum de premier rang sauf à contraindre les producteurs avec un objectif de prévention. Nous avons donc

²Nos hypothèses ne distinguent pas la prévention consistant à réduire la quantité de déchet de la prévention consistant à modifier les biens pour réduire les coûts de recyclage (via des substitutions de matériau ou un nouveau design facilitant le démontage en fin de vie par exemple). Mais une analyse qualitative suffit à traiter cet aspect. Le problème est que le coût du recyclage perçu par les producteurs est trop faible. Cela décourage donc encore plus l'écoconception cherchant à faciliter le recyclage.

Proposition 6. *Une REP exercée collectivement avec un barème incitatif sous la contrainte d'objectifs de recyclage évite la duplication des coûts fixes. Mais elle ne peut atteindre l'optimum de premier rang pour les raisons déjà identifiées pour une REP individuelle : il y a déficit de prévention quand on fixe le taux de recyclage optimal. Ce problème est totalement résolu en introduisant des objectifs contraignants de réduction à la source. Si cette solution n'est pas possible, une solution de second rang consiste à sévérer les objectifs de recyclage au delà du taux optimal en premier rang.*

Par ailleurs, la nature du rapport de forces entre producteurs n'a pas d'effet sur l'efficacité de ce type de programme.

Eco-organisme sans barème incitatif

Les mêmes causes produisant les mêmes effets, ce dispositif sera sujet au même problème.

2.5. Le réglementeur doit-il encourager les formes de REP incitatives ?

Nous venons de voir que recourir seulement à des objectifs de recyclage pour résoudre la non internalisation des externalités de l'élimination suscitaient un déficit d'incitation à la prévention. Une solution (imparfaite) évoquée plus haut consiste à sévérer les objectifs de recyclage pour augmenter le coût de la post-consommation. Une autre forme d'intervention publique peut consister à encourager les formes incitatives de REP (REP individuelle ou REP collective avec barème incitatif). Est-ce une option intéressante ?

Nous allons répondre à cette question en nous concentrant sur l'alternative REP individuelle versus REP collective non incitative. Considérons une situation de stricte indifférence des producteurs entre les deux options. Nous supposons que les producteurs ont le même pouvoir de négociation ce qui implique que la règle de partage des coûts entre eux est $\beta = 1/n$. En conséquence, leur effort de prévention est identique. Pour différencier les deux options, les variables sont indicées *coop* quand il y a coopération et *indiv* quand la REP est individuelle.

Au niveau d'un producteur, l'indifférence signifie que les coûts des deux options sont identiques, ce qui s'écrit

$$\overbrace{C^{coop} \equiv k^{coop} + (\delta + \rho\sigma) \alpha(k^{coop}) + C^o/nq + A}^{\text{si les firmes se regroupent}} = \overbrace{C^{indiv} \equiv k^{indiv} + (\delta + \rho\sigma) \alpha(k^{indiv}) + C^o/q}^{\text{si elles agissent seules}} \quad (2.6)$$

A décrit le coût administratif de gestion d'un barème incitatif. Aucune hypothèse supplémentaire sur ce coût n'est nécessaire à la démonstration (ex : est ce un coût fixe ?). ρ est un taux de recyclage fixé dans le cadre de la REP. Il n'est pas nécessairement égal à ρ^* ou ρ^{SB} .

Par ailleurs, k^{coop} et k^{indiv} sont définis par

$$\begin{aligned}\alpha'(k^{indiv}) &= -1/(\delta + \rho\sigma) \\ \alpha'(k^{coop}) &= -n/(\delta + \rho\sigma)\end{aligned}$$

Posons CS^{coop} et CS^{indiv} , les coûts sociaux des deux options. La situation décrite par l'équation (2.6) correspond-elle à leur égalisation ? Ces coûts sociaux s'écrivent en additionnant les coûts privés des producteurs et le dommage externe de l'élimination. On a donc simplement

$$\begin{aligned}CS^{coop} &= nC^{coop} + \frac{1}{2}(1 - \rho)\theta(n\alpha(k^c)q)^2 \\ CS^{indiv} &= 2C^{indiv} + \frac{1}{2}\theta(1 - \rho)(n\alpha(k^{indiv})q)^2\end{aligned}$$

Compte tenu de l'équation (2.6), on a

$$\text{sgn } CS^{coop} - CS^{indiv} = \text{sgn } \alpha(k^{coop}) - \alpha(k^{indiv}) \quad (2.7)$$

dont le signe est positif. Nous avons donc

Proposition 7. *Les producteurs ont une propension trop grande à choisir la REP non incitative (càd. un éco-organisme sans barème incitatif) au détriment de la REP incitative (càd. la REP individuelle ou éco-organisme avec barème incitatif). Le régulateur doit donc contrôler l'efficacité des choix quand les producteurs optent pour un barème non incitatif.*

L'intuition de ce résultat est assez évidente. La différence dans l'évaluation des options par le régulateur et les producteurs concerne les dommages de l'élimination. Or de ce point de vue, la REP incitative a pour propriété de limiter la production de déchets à éliminer ce qui est une propriété moins importante pour des producteurs qui ne se soucient pas des coûts environnementaux.

Ce résultat ne dépend pas de l'efficacité de l'objectif de recyclage ρ qui a été imposé aux producteurs. Considérons par exemple que cet objectif est très nettement supérieur à ρ^{SB} . On a alors un coût de la post-consommation très élevé (puisque le recyclage coûte plus cher) et donc trop de prévention (puisque l'effort de prévention est déterminé par le coût de la post-consommation). Cet excès de prévention est évidemment plus élevé quand le dispositif de REP est incitatif puisque le signal prix n'est pas dilué. On pourrait alors être tenté de croire qu'une REP non incitative serait préférable puisqu'elle limiterait cet excès de prévention. La Proposition 7 montre qu'il n'en est rien. En fait, à un niveau de recyclage très élevé, la prévention permise par la REP incitative reste préférable car elle permet de limiter des coûts aval de recyclage très élevés. C'est une remarque essentielle puisqu'il n'y a pas de raison de penser que les objectifs observés dans la réalité soient toujours optimaux.

3. ROBUSTESSE DES RÉSULTATS

3.1. Introduction du marché des produits dans la modélisation

Nous avons supposé jusque là que les politiques de REP ne modifiaient pas les quantités de bien produites. Cela revient en fait à supposer que l'augmentation des coûts de production induites par l'instauration de la REP n'a pas d'effet sur le marché des produits : elle ne conduit pas à une augmentation du prix des biens, et donc à une diminution des quantités vendues. Tout se passe comme si la coût de la REP ne venait que diminuer les marges des producteurs. C'est une hypothèse qui peut être acceptable quand le coût de la post-consommation constitue une faible part du prix de vente. Mais, elle ne l'est pas pour des produits comme les réfrigérateurs pour lesquels le coût de post-consommation peut représenter 10% du prix. Cette section relâche cette hypothèse. Pour alléger les notations, nous considérons qu'il n'y a que deux producteurs ($n=2$).

Pour cela, nous devons introduire les consommateurs sous la forme d'une fonction de demande qui décrit la quantité achetée en fonction du prix. Dans cette perspective, nous utilisons une fonction linéaire $d = Q - \varepsilon p$. Le paramètre ε décrit la pente de la courbe de demande. Il reflète ainsi l'élasticité de la demande. Nous introduisons un coût de production du produit identique pour les deux producteurs sous une forme quadratique $\Gamma(q) = (1/2)cq^2$ avec q la quantité produite. Nous raisonnons dans un contexte dans lequel les externalités de la post-consommation sont internalisées (le contexte de la section 1).

Sous ces hypothèses, caractérisons dans un premier temps la gestion optimale des déchets. Par rapport à la fonction de bien-être que nous avons manipulée jusque là, nous devons maintenant prendre en compte le surplus du consommateur. On peut le calculer facilement à partir de la courbe de demande en rappelant que la fonction de demande inverse $p = (Q - d) / \varepsilon$ décrit l'utilité marginale des consommateurs. Comme les producteurs sont complètement symétriques, la production globale est égale à $2q$. L'utilité associée est alors obtenue par intégration :

$$\int_0^{2q} ((Q - d) / \varepsilon) dq = \frac{2}{\varepsilon} q (Q - q)$$

Le bien être social s'écrit alors

$$W = \underbrace{\frac{2}{\varepsilon} q (Q - q)}_{\text{utilité consommateurs}} - \underbrace{cq^2 - 2kq}_{\text{coût production}} - \underbrace{C^\circ - 2q\gamma\alpha(k)}_{\text{coût postconso}}$$

En dérivant cette fonction par rapport à q et k et en opérant quelques calculs, on obtient les conditions caractérisant l'optimum

$$\frac{1}{\varepsilon}q(Q - 2q^*) = cq^* + k^* + \gamma\alpha(k^*) \quad (3.1)$$

$$\alpha'(k^*) = -\frac{1}{\gamma} \quad (3.2)$$

L'équation (3.2) est identique à l'équation (1.1) définissant l'optimum sous les anciennes hypothèses. L'équation (3.1) qui définit le niveau optimal de production q^* est revanche nouvelle.

Nous allons maintenant montrer que, sous ces hypothèses, nous retrouvons les résultats de la Proposition 1 selon lesquels une programme de REP individuelle permet d'obtenir un effort optimal de prévention. Dans cette optique, nous considérons dans un premier temps le comportement d'un producteur. Soumis à une REP qu'il exerce individuellement, il maximise le profit

$$pq - \frac{1}{2}cq^2 - kq - C^o - \gamma\alpha(k)q$$

Les deux conditions de premier ordre de ce programme impliquent alors

$$p = cq + k + \gamma\alpha(k) \quad (3.3)$$

$$\alpha'(k) = -\frac{1}{\gamma} \quad (3.4)$$

Par ailleurs, le consommateur représentatif maximise son surplus

$$\max \frac{1}{\varepsilon}q \left(Q - \frac{1}{2}q \right) - pq$$

ce qui conduit à un niveau de consommation défini par

$$\frac{2}{\varepsilon}q(Q - q) - 2pq,$$

avec q qui désigne toujours la production d'un producteur. On a donc

$$p = \frac{1}{\varepsilon}(Q - 2q)$$

En substituant cette expression dans (3.3), on obtient

$$\frac{1}{\varepsilon}(Q - 2q) = cq + k + \gamma\alpha(k) \quad (3.5)$$

La comparaison de (3.4) et (3.2) nous permet de retrouver le résultat de la Proposition 1 selon lequel la REP individuelle permet d'obtenir un niveau optimal de prévention ($k = k^*$). La comparaison de (3.5) et (3.1) montre qu'elle fournit également le niveau optimal de production

($q = q^*$). En revanche, comme précédemment, elle conduit à une duplication inefficace des coûts fixes.

Cette logique générale se perpétue si on l'applique aux cas que nous avons étudiés jusque là (REP collective, incitative ou non, avec ou sans internalisation des externalités de la post-consommation. **En d'autres termes, nos analyses sont robustes par rapport à ce relâchement.**

Avant d'aller plus loin, remarquons que ces nouvelles hypothèses permettent d'éclairer l'effet microéconomique de la REP sur le fonctionnement du marché des produits. Dans ce but, nous contrastons maintenant le scénario de REP avec un scénario de laissez faire dans lequel les producteurs n'ont aucune responsabilité au stade de la post-consommation. Dans un contexte de laissez faire, le producteur maximise

$$pq - \frac{1}{2}cq^2 - kq$$

ce qui implique

$$\begin{aligned} k &= 0 \\ p &= cq \end{aligned}$$

Le fait que $k = 0$ n'a rien de surprenant : en l'absence de REP, le producteur ne fait aucun effort de prévention. Comme par ailleurs, la fonction de demande implique $p = (Q - q) / \varepsilon$, on obtient un niveau de production sans REP qui s'écrit

$$q^{norep} = Q / (\varepsilon c + 1)$$

Pour comparer les niveaux de production et d'effort de prévention dans les deux scénarii, nous spécifions la fonction $\alpha(k)$ comme précédemment. On a donc $\alpha(k) = \alpha^\circ / (1 + k)$. En dérivant cette fonction et en la substituant dans (3.4), on obtient une expression de k^{rep} :

$$k^{rep} = \sqrt{\alpha^\circ \gamma} - 1$$

La substitution de cette expression dans (3.3) fournit ensuite après quelques calculs $p = cq + 2\sqrt{\alpha^\circ \gamma} - 1$. Comme par ailleurs, le prix est toujours égal à $(Q - q) / \varepsilon$, on obtient l'expression

$$q^{rep} = \frac{Q - \varepsilon(2\sqrt{\alpha^\circ \gamma} - 1)}{c\varepsilon + 1} \quad (3.6)$$

On peut alors écrire

$$q^{norep} - q^{rep} = \frac{\varepsilon(2\sqrt{\alpha^\circ \gamma} - 1)}{c\varepsilon + 1} > 0 \quad (3.7)$$

$$k^{norep} - k^{rep} = -(\sqrt{\alpha^\circ \gamma} - 1) < 0 \quad (3.8)$$

L'introduction de la REP conduit ainsi à plus d'effort de prévention et à moins de production (et donc de consommation). Ce dernier effet est la simple conséquence du renchérissement du coût total de production qui inclut le coût de la post-consommation.

Ce système d'équations permet plusieurs commentaires. Tout d'abord, il existe un débat sur la répercussion du coût de la REP dans le prix des produits. On entend ainsi un argument extrême selon lequel les producteurs transféreraient intégralement le coût de la REP dans leur prix au lieu de faire de la prévention. L'équation (3.8) montre que cet argument est faux. En effet, répercuter le coût de la post-consommation dans le prix n'est pas sans coût pour le producteur : cela réduit la consommation et donc le volume de ses ventes. Il est alors intéressant pour lui de modérer ce coût en faisant de la prévention. En outre, même une répercussion intégrale suscite de la prévention via la réduction de consommation qu'elle induit.

Cela posé, l'ampleur de cette répercussion est intéressante à analyser dans la mesure où elle détermine le partage du coût de la REP entre producteurs et consommateurs.

$$D = p^{rep} - p^{norep} = 2\sqrt{\alpha^o\gamma} - 1 - \frac{\varepsilon c (2\sqrt{\alpha^o\gamma} - 1)}{\varepsilon c + 1}$$

La différenciation de D par rapport aux différents paramètres fournit

$$\begin{aligned} \frac{\partial D}{\partial \gamma} &= \frac{\partial D}{\partial \alpha^o} = \frac{\gamma}{\sqrt{\alpha^o\gamma}(\varepsilon c + 1)} > 0 \\ \frac{\partial D}{\partial \varepsilon} &= -\frac{c}{(\varepsilon c + 1)^2} (2\sqrt{\alpha^o\gamma} - 1) < 0 \end{aligned}$$

Ainsi, plus le coût variable de la post-consommation (reflété par γ) augmente, plus l'inflation est forte, ce qui est très intuitif. Plus l'élasticité de la demande est forte (reflété par ε), plus l'augmentation du prix est faible. C'est également cohérent : une forte élasticité signifie que les consommateurs sont très sensibles au prix. Une répercussion intégrale serait alors très coûteuse pour le producteur puisqu'elle induirait une forte baisse de la consommation.

Pour résumer ces développements, nous écrivons

Proposition 8. *L'instauration de la REP conduit à une augmentation du prix des produits. Ce transfert du coût de la REP sur les consommateurs est coûteux pour le producteur : il diminue les ventes et donc le profit du producteur. Ce coût explique que le transfert reste toujours partiel puisqu'il dépend de l'arbitrage effectuée par le producteur entre le coût de la prévention et le coût correspondant à la recette perdue. L'ampleur du transfert dépend entre autres de la demande.*

3.2. Asymétrie d'information sur les coûts de prévention

Une leçon générale de l'économie publique contemporaine est que l'existence d'asymétrie d'information entre le réglementeur et les réglementés est un défi majeur pour l'efficacité de l'intervention publique. Or, notre modèle fait l'hypothèse d'une absence d'asymétrie d'information entre les producteurs et le régulateur qui fixe les caractéristiques des programmes de REP. Cette hypothèse ne pose pas de problème particulier pour les coûts de post-consommation. Si ces coûts sont incertains, il est raisonnable de supposer que les producteurs ne disposent pas d'avantage informationnel sur le réglementeur en la matière. En revanche, l'hypothèse selon laquelle le régulateur connaît parfaitement les coûts de la prévention est très forte d'autant que, dans la réalité, ces coûts sont spécifiques à chaque producteur.

Nos analyses ont identifié un certain nombre d'interventions publiques permettant de restaurer l'efficacité. Peut-on mettre en oeuvre ces recommandations sans connaître les coûts de prévention ? Dans un contexte dans lequel les externalités de la post-consommation sont internalisées, l'intervention publique permettant d'atteindre l'optimum est minimale. Il suffit d'imputer la totalité des coûts de la post-consommation aux producteurs ce qui n'exige pas de connaissance du coût de prévention de chaque producteur.

Dès que cette internalisation a posteriori n'est pas effectuée, la seule édicition d'un principe de REP ne suffit plus. Il faut l'assortir d'objectifs de recyclage et de prévention et de réduction à la source qui nécessite la connaissance des fonctions de coûts de prévention (puisque ces objectifs sont définis par les équations (2.3) et (2.4)). Dans l'hypothèse où il n'est pas possible de fixer des objectifs de réduction à la source, les choses deviennent encore plus difficiles. En particulier, il devient nécessaire de contrôler les éco-organismes sans barèmes incitatifs pour vérifier si leur choix de se coaliser et des choix des paramètres des barèmes sont conformes à l'intérêt général. Pour résumer :

Proposition 9. *L'existence d'asymétries d'information sur les coûts de prévention milite très nettement en faveur d'une internalisation des coûts externes de la post-consommation en préalable à l'instauration d'un programme de REP. En effet, dans ce contexte, la politique optimale se limite à imputer les coûts de la post-consommation aux producteurs individuels ce qui ne nécessite pas de connaître leur coût de prévention.*

4. UNE ANALYSE QUALITATIVE DES AUTRES QUESTIONS

Dans cette section, nous allons nous engager dans une analyse qualitative pour traiter les questions ignorées jusque là :

- Quelle est la structure de marché des éco-organismes la plus efficace ? Plusieurs éco-organismes se faisant concurrence ? Un seul éco-organisme en situation de monopole ?
- Y a-t-il un statut préférable des éco-organismes ? Dans le modèle, nous n'avons analysé le comportement que le comportement d'éco-organismes à but non lucratif contrôlés par les producteurs. Un dispositif purement public ou un éco-organisme contrôlé par des investisseurs extérieurs attirés par des perspective de profit, comme le dispositif Vfw Rebat pour les piles en Allemagne ou l'éco-organisme FRP rassemblant les importateurs de pneus en France, ne sont-ils pas préférables ?
- Dans l'hypothèse où les municipalités restent impliqués opérationnellement, les producteurs doivent-ils financer tout ou partie des coûts de post-consommation ? Plus généralement, l'Etat doit-il intervenir dans les relations contractuelles entre les producteurs et les collectivités locales ?
- Quel contrôle le régulateur doit-il exercer pour assurer le respect des obligations des producteurs ?

Ces analyses s'appuieront à la fois sur les mécanismes identifiés par la modélisation et sur des résultats traditionnels de l'économie de la réglementation.

4.1. Structure de marché, statut des éco-organismes

Les deux premières questions renvoient directement à la question des monopoles naturels. Elles sont donc traitées ensemble dans cette première section.

4.1.1. Rappel sur l'économie de la réglementation du monopole naturel

Nous synthétisons en quelques paragraphes l'analyse économique du monopole naturel. Le lecteur souhaitant en savoir plus peut se référer à n'importe quel manuel de microéconomie (par exemple, Varian et Bergstrom, 2000).

Le marché concurrentiel est le concept central de la microéconomie. C'est une situation dans laquelle les intervenants (acheteurs et vendeurs) sont suffisamment nombreux pour que chacun ne puisse influencer le prix de marché. Ils sont alors "preneurs de prix". Les deux Théorèmes Fondamentaux du Bien Etre montrent que cet équilibre de marché est optimal du point de vue de l'intérêt général. Ce sont ces Théorèmes qui fondent l'a priori des économistes en faveur du marché concurrentiel.

Il existe des exceptions dans lesquelles le processus concurrentiel ne conduit pas à un optimum social. Pour désigner ces exceptions, la microéconomie parle d'imperfections de marché. Le monopole naturel est un type particulier d'imperfection de marché. Il émerge quand les économies d'échelle de production sont très importantes. Très précisément, un monopole s'installe spontanément quand le coût moyen de production est décroissant jusqu'à la saturation du marché. Un producteur produisant à grande échelle a alors un avantage "coût" décisif sur des producteurs plus petits. Le processus concurrentiel va conduire *naturellement* à l'instauration d'un monopole. Les monopoles naturels sont fréquemment observés dans les industries de réseau, le réseau constituant le coût fixe à l'origine des économies d'échelle. En matière de Responsabilité Elargie du Producteur, le monopole naturel est très souvent la structure de marché induite par les coûts fixes liés à la création de l'infrastructure permettant de gérer les obligations des producteurs.

L'instauration d'un tel monopole présente l'avantage d'éviter la duplication des coûts fixes. Mais la médaille a son revers : la firme en situation de monopole a la capacité d'imposer ses conditions de prix aux clients. Elle est "faiseur" de prix (price maker). Elle utilisera cette capacité pour augmenter son prix au delà du prix observé sur un marché concurrentiel. Face à cette augmentation, la demande de biens va diminuer. C'est ce rationnement de la production qui génère des inefficacités. Le fait que le prix soit plus élevé que le prix concurrentiel ne génère pas en lui-même de l'inefficacité : il ne fait que modifier la répartition des gains à l'échange entre le producteur et ses clients.

Il existe deux solutions canoniques à ce problème :

- L'Etat peut nationaliser le monopole. L'objectif du monopoleur cherche alors maximiser l'intérêt général et il fixe spontanément sa production au niveau socialement optimal. Cette solution n'est pas idéale. En particulier, le monopole public n'a pas d'actionnaires le harcelant pour obtenir des profits strictement positifs. Les incitations à faire des efforts continuels pour réduire ces coûts sont donc faibles. Le monopole public est "paresseux".
- L'Etat peut conserver un monopoleur privé mais il réglemente le prix en obligeant le monopole à pratiquer le prix du marché concurrentiel. Comme ce prix est égal au coût marginal de production du monopoleur, on parle de tarification au coût marginal.¹Le

¹La tarification au coût marginal induit par ailleurs un déficit d'exploitation car elle ne permet pas de couvrir les coûts fixes. Pour respecter la contrainte d'équilibre budgétaire du monopoleur (et ainsi éviter sa faillite), il est possible de pratiquer une tarification au coût moyen qui permettra de couvrir les coûts. Cette

problème est que définir ce tarif nécessite de connaître la fonction de coût du monopole. Cela n'a rien d'évident. Le monopole sera toujours mieux informé que le réglementeur sur les caractéristiques technico-économiques de son processus de production. Et il n'a aucun intérêt à révéler cette information. Au contraire, il va chercher à convaincre le réglementeur que ses coûts sont très élevés pour obtenir un tarif le plus proche du tarif de monopole.² En d'autres termes, la réglementation intervient dans un contexte d'asymétrie d'information. La théorie des incitations fournit des solutions à ce problème sous la forme de contrats incitatifs plus ou moins complexes. Mais, aucune solutions ne permet d'obtenir le niveau d'efficacité qui aurait été obtenu sous information parfaite.

4.1.2. Application aux éco-organismes

La théorie du monopole naturel éclaire nombre des questions que nous nous posons. Tout d'abord, la microéconomie nous enseigne qu'il n'y a monopole naturel que quand l'importance des coûts fixes conduit naturellement la concurrence à la victoire d'une seule entreprise. Si le processus concurrentiel conduit à l'émergence de plusieurs éco-organismes, cela signifie simplement que ces coûts fixes ne justifient pas économiquement un monopole. Cette situation est parfaitement possible. Quand elle est viable, cette concurrence est favorable à l'intérêt général. Elle empêche les éco-organismes d'augmenter leur prix. Elle augmente les efforts de réduction des coûts d'éco-organismes qui cherchent à séduire de nouveaux producteurs. En outre, la possibilité pour un régulateur d'observer plusieurs éco-organismes améliore son niveau d'information. Il peut même exploiter cet avantage en mettant en place une concurrence par comparaison ("yardstick competition"). Cette notion proposée par Shleifer en 1986 repose sur l'idée d'une régulation de chaque entreprise s'appuyant sur la performance observée des autres entreprises. Elle permet de susciter des comportements d'émulation propices à l'intérêt général.

La théorie du monopole naturel ne considère que deux types de monopoleurs : des entités privées cherchant le profit maximal ou des monopoleurs publics. Dans le domaine de la Responsabilité Élargie du Producteur, les éco-organismes en monopole sont le plus souvent des entités privées à but non lucratif contrôlés par leurs clients. Cette formule hybride ne présente a priori que des avantages. Comme l'éco-organisme maximise l'intérêt des producteurs, il n'est pas tenté d'augmenter le tarif du barème pour dégager des profits. De ce point de vue, il se comporte comme un organisme public. Par ailleurs, les actionnaires-producteurs sont très motivés pour imposer à l'éco-organisme des efforts de réduction de coûts dont ils profiteront. L'éco-organisme n'est donc pas "paresseux" à l'image des éco-organismes privés

tarification est moins efficace puisque le prix n'est plus égal au prix concurrentiel. Plus précisément, le tarif au coût moyen est plus élevé et un rationnement de la production demeure même si son ampleur est moindre. Une meilleure solution consiste alors à pratiquer un tarif binomial avec une partie fixe qui finance les coûts fixes et une partie variable égale au coût marginal.

²Tel n'est pas le cas d'un monopole public. S'il est bien supérieurement informé, il n'a pas d'incitation à surestimer son coût puisque cette surestimation ne sert qu'à augmenter un profit qu'il ne recherche pas.

à but lucratif.

Enfin, quelles seraient exactement les conséquences du comportement d'un éco-organisme privé en situation de monopole cherchant à augmenter le barème amont ? Cette tarification plus élevée auraient plusieurs effets. Primo, des producteurs plus nombreux opteraient pour un exercice individuel de leur responsabilité. Cela générerait des inefficacités via la duplication des coûts fixes. Secundo, un barème plus élevé augmenterait le signal prix en faveur de la prévention. Cet effet pourrait être positif en cas de déficit de prévention. Nous avons montré que ce déficit existait dans les contextes où les externalités de l'élimination sont imparfaitement internalisées et quand le programme de REP n'imposait pas d'objectifs de prévention pour compenser ce problème. Ces caractéristiques concernent la quasi totalité des programmes de REP. Faut-il alors plaider pour des éco-organismes à but lucratif ? Non, car fixer des objectifs de réduction à la source est un moyen beaucoup plus efficace de traiter ce problème.

Nous résumons ces développements par deux propositions :

Proposition 10. *Quand la concurrence s'installe spontanément entre plusieurs éco-organismes, le régulateur n'a aucun intérêt à l'entraver. Elle ne produit que des effets bénéfiques. Elle discipline le comportement des éco-organismes et, en particulier, évite la pratique de barèmes amont trop élevés. Elle crée des incitations à la diminution des coûts de la REP. Elle facilite le contrôle des éco-organismes en améliorant l'information détenue par le régulateur même si le plus grand nombre d'organismes à contrôler peut augmenter les coûts administratifs. Enfin, la duplication des coûts fixes qu'elle implique inévitablement est justifié du point de vue de l'efficacité puisqu'elle a été validée par la concurrence. En effet, s'ils étaient trop importants, un organisme unique aurait bénéficié d'un avantage en termes de coûts tel que le processus concurrentiel aurait conduit spontanément à l'émergence d'un monopole naturel.*

Proposition 11. *Les éco-organismes à but non lucratif, contrôlés par les producteurs, apparaissent comme un compromis très intéressant entre des éco-organismes publics et des éco-organismes privés cherchant le profit maximal. Ils partagent avec les premiers un comportement tarifaire favorable à l'efficacité. Ils partagent avec les seconds la volonté de chercher continuellement à réduire les coûts de la REP.*

4.2. L'Etat doit-il intervenir dans les relations entre les producteurs et les collectivités locales ?

En la matière, nous avons formulé trois sous-questions que nous allons traiter successivement.

4.2.1. Qui doit prendre en charge la post-consommation d'un point de vue opérationnel ?

Il s'agit de savoir si les producteurs doivent mettre en place leur propre infrastructure de gestion des déchets ou s'ils doivent utiliser celles des municipalités. La réponse à cette question est immédiate. Les éco-organismes vont financer la fin de vie des produits. Ils sont les mieux placés pour décider s'il est préférable de s'appuyer pour cela sur les capacités opérationnelles des municipalités.

4.2.2. Dans le cas où les municipalités restent impliquées opérationnellement, l'Etat doit-il alors intervenir dans la définition des contrats qui vont lier les parties ?

Nous sommes de facto dans une situation dans laquelle les municipalités fournissent un service aux éco-organismes ou aux producteurs même si elles ne sont pas stricto sensu des prestataires de service au sens strict. Là aussi la théorie du monopole nous fournit les outils pour répondre à cette question. Si le marché de la prestation de services est concurrentiel, aucune intervention n'est nécessaire. Cette situation intervient quand deux conditions sont remplies. Primo, plusieurs éco-organismes, ou producteurs individuels, sont en concurrence pour obtenir une prestation de la part des municipalités. Secundo, les municipalités sont en concurrence entre elles pour attirer les éco-organismes. Cette dernière condition impose ainsi que les éco-organismes ne sont pas obligés de contracter avec TOUTES les municipalités. Cela est possible, par exemple, quand la responsabilité des producteurs est partielle. Les éco-organismes peuvent alors choisir les municipalités avec qui contracter. Remarquons que, dans la réalité, il existe des situations de responsabilité partielle dans lesquelles les éco-organismes doivent contracter avec toutes les communes. C'est notamment le cas d'EcoEmballages. A l'opposé, quand la responsabilité est totale, chaque éco-organisme doit toujours contracter avec chaque municipalité. Au delà de cette analyse, il est nécessaire de signaler que les producteurs bénéficient toujours d'un avantage sur les municipalités : en cas d'échec des négociations, ils peuvent mettre en place leur propre infrastructure.

Au final quatre configurations sont possibles :

- Quand il y a plusieurs éco-organismes et une responsabilité totale, nous sommes dans une situation de *monopole* qui nécessite un contrôle du régulateur pour éviter que les municipalités ne pratiquent des tarifs trop élevés et/ou n'offrent une qualité de prestation trop faible.
- Quand il y a un seul éco-organisme et qu'il a la possibilité de ne contracter qu'avec certaines municipalités, l'éco-organisme est l'unique client des municipalités. Il s'agit alors d'un *monopsonne*. L'éco-organisme peut utiliser cette position pour, au détriment de l'efficacité, obtenir des tarifs de prestation trop bas et/ou avoir des exigences de qualité trop importantes. L'Etat doit alors réguler leurs relations en matière de niveau

de tarifs et de qualité.

- Quand il y a plusieurs éco-organismes et la possibilité de sélectionner les municipalités, nous sommes dans la situation favorable du marché concurrentiel, aucune intervention n'est nécessaire.
- Enfin, quand il n'y a qu'un éco-organisme et l'obligation de contracter avec toutes les municipalités, nous sommes dans une situation de *monopole bilatéral*. Cette situation est préférable au monopole et au monopsonne puisqu'elle crée un rapport de forces équilibré. Mais la théorie des jeux montre que cette situation peut rendre difficile les accords. Il y a alors place pour une intervention publique se limitant à exercer une fonction de médiation. Cette situation ressemble sans doute à celle des déchets d'emballage en France où l'éco-organisme EcoEmballages doit contracter avec toutes les municipalités.

Nous résumons ces développements dans une nouvelle proposition.

Proposition 12. *L'Etat doit intervenir pour contrôler le prix et la qualité des prestations offertes par les municipalités aux producteurs quand le rapport de forces est déséquilibré. Cela peut advenir dans deux situations :*

1) *l'éco-organisme est unique et il n'a pas besoin de contracter avec toutes les municipalités pour respecter les obligations liées à la REP. Il est alors le seul "client" des municipalités (l'économiste parle de monopsonne) et il peut imposer ses conditions.*

2) *la responsabilité des producteurs est totale et plusieurs éco-organismes sont en concurrence. Les éco-organismes sont alors obligés de contacter avec chaque municipalité qui peut alors dicter leurs conditions.*

4.2.3. Quelle est la meilleure règle de partage des coûts entre les municipalités et les producteurs ?

Doit-il y avoir un transfert partiel ou total de la charge financière vers les producteurs ? C'est la seule question à laquelle des travaux spécifiques d'économie des déchets apportent des éléments de réponse clairs (Choe et Fraser, 1999 ; Glachant, 2003). Un transfert partiel ne peut se justifier que si le ménage producteur de déchet a à sa disposition les moyens d'effectuer de la prévention (en excluant le comportement d'achat) dont ne dispose pas le producteur. Cette responsabilité partielle conduit alors à un signal "prix" de la post-consommation en amont et en aval, ce qui répartit les incitations à la prévention entre les producteurs et les ménages.

Mais attention, cette répartition des incitations n'est effective que si les municipalités financent la part du coût de post-consommation qui reste à leur charge par des redevances incitatives au poids ou au volume (sacs prépayés, systèmes de pesée embarquée). A l'inverse, si elles continuent à utiliser des taxes forfaitaires du type TEOM, les responsabiliser ne présente aucun intérêt puisque cela ne crée pas d'incitations en aval au niveau des ménages.

Appliquons maintenant ces principes à différents flux de déchets :

- En matière de déchets d’emballages, le consommateur ne dispose d’aucune solution de prévention spécifique. Il ne peut pas composter. Sa seule marge de manoeuvre est son comportement d’achat. Un transfert partiel ne se justifie donc pas.
- Pour les pneus usés, le consommateur n’a également pas de moyens techniques permettant de rallonger la durée de vie des pneus. Une responsabilité partielle n’a donc pas de sens.
- En revanche, le consommateur dispose de marges de manoeuvre pour réduire à la source les déchets des biens durables (VHU, DEEE). Il peut en particulier augmenter la durée de vie des produits par un recours plus systématique à la réparation. Une responsabilité partielle peut alors être envisagée.

En résumé,

Proposition 13. *Conserver une part de financement par les municipalités ne se justifie que pour créer des incitations à la prévention au niveau des ménages. Cela n’est donc légitime que si (i) les municipalités financent la gestion des déchets concernés avec des instruments du type redevance au poids ou au volume capables de créer ces incitations et (ii) si les ménages disposent d’options pour réduire à la source. Cela ne concerne a priori que les déchets de biens durables (VHU, D3E) dont les ménages peuvent augmenter la durée de vie par le recours à la réparation.*

Terminons cet examen par deux remarques. Tout d’abord, nous avons vu que la situation la plus efficace est obtenue quand le signal prix intègre la totalité des coûts de la post-consommation, y compris les coûts environnementaux. Or, dans la pratique, faute d’écotaxes ayant les taux adéquats, le coût faisant l’objet d’une responsabilité élargie est a priori inférieur au coût social. Il peut alors être justifié de faire payer aux producteurs plus que le coût de la post-consommation pour corriger ce problème. Concrètement, cela peut prendre la forme d’une taxation des cotisations des éco-organismes.

La seconde remarque porte sur un argument économique en faveur du partage des coûts que l’on entend souvent évoqué lors des débats entre EcoEmballages et les municipalités. Un partage des coûts permettrait de maintenir des incitations chez les municipalités à réduire les coûts de la post-consommation. Cet argument ne résiste pas à l’examen. Tout dépend en fait de la manière dont l’éco-organisme rémunère le service rendu par les municipalités. De ce point de vue, l’économiste a coutume de distinguer deux formules tarifaires :

- Des formules dites "cost plus" qui rémunèrent le prestataire sur la base de ses coûts auxquels on ajoute une marge. Il s’agit en quelque sorte d’un remboursement sur factures. Ce remboursement peut être partiel. Ces formules ne fournissent aucune incitation

quand le remboursement est total puisque la municipalité ne retire aucun bénéfice des efforts de réduction de coût. Si le remboursement est partiel, des incitations demeurent puisque la municipalité bénéficiera d'une partie des résultats de ses efforts.

- Des formules dites "price cap" dans lesquelles le prestataire est rémunéré avec un prix qui ne dépend pas des coûts qu'il subira pour rendre le service. En matière de déchets d'emballage, les municipalités sont rémunérées par un soutien à la tonne triée qui relève de la logique "price cap". Ces formules fournissent évidemment beaucoup plus d'incitation à réduire les coûts puisque la municipalité engrange l'intégralité des gains induits par ces efforts. Ce niveau d'incitation ne dépend évidemment pas du caractère partiel ou total de la responsabilité.

Ainsi, l'argument avancé pour les déchets d'emballage ne s'appliquent pas à ces déchets puisque la rémunération des collectivités relève de la logique "price cap". Nous résumons ces développements par

Proposition 14. *Pour inciter les municipalités à réduire au maximum le coût du service aux éco-organismes, la solution est de recourir à une rémunération par un tarif dit "price cap" qui ne dépend pas du coût individuel du service de la municipalité. Ce tarif correspond à la notion de "coût de référence" promu par l'ADEME. Quel que soit le niveau de responsabilité financière des producteurs (partiel ou total), l'incitation à réduire les coûts est alors identique car la municipalité jouit de la totalité des gains suscités par ses efforts.*

4.3. Quel contrôle le régulateur doit-il exercer pour assurer le respect des obligations des producteurs ?

Le contrôle est un coût. Or de ce point de vue, les programmes de REP ne présentent pas tous les mêmes qualités. Tout d'abord, il est plus simple de contrôler des programmes collectifs de REP que des programmes individuels. En effet, il est seulement nécessaire de contrôler les obligations imposés à l'éco-organisme (objectifs de recyclage, éventuellement règles sur les barèmes, etc.) alors qu'au niveau individuel, il suffit de vérifier que le producteur paye sa cotisation à l'éco-organisme. La seconde opération peut être d'ailleurs réalisée par l'éco-organisme.

Ensuite, plus l'intervention publique est limitée, plus le nombre d'obligations imposées aux producteurs est faible et moins le contrôle est coûteux. Ainsi, nous avons vu que l'intervention publique se limite à l'imputation des coûts de la fin de vie aux producteurs quand le coût de la post-consommation inclut les coûts environnementaux. Cette obligation est très facile à contrôler. En revanche, dès que le coût de post-consommation diverge du coût social, l'intervention publique se complexifie : des objectifs de recyclage, de prévention doivent être définis puis contrôlés. Cette intervention publique devient particulièrement lourde pour les éco-organismes ayant recours à un barème incitatif puisqu'il faut vérifier si l'éco-organisme a


adopté ce barème à bon escient et s'il n'y a pas discrimination de certains producteurs plus faibles.

Il nous reste à aborder la problématique de la sanction. En la matière, le point clé est qu'elle soit à la fois dissuasive et crédible. De ce point de vue, certains programmes de REP se limitent à menacer des éco-organismes qui ne respecteraient pas leurs obligations de ne pas renouveler leur agrément. Cette menace est clairement peu crédible. On imagine mal que l'Etat renonce à ré agréer EcoEmballages sachant qu'une fois l'éco-organisme en place, l'Etat n'a pas de solutions simples de rechange.

ANNEXE 3 : BIBLIOGRAPHIE

- [1] ADEME, mai 2003, *Panorama européen des éco-organismes ou structures assumant la responsabilité des producteurs pour la gestion des produits en fin de vie.*
- [2] ADEME, 2004, *Rapport d'activité 2003 de la Commission Nationales des Aides.*
- [3] ADEME, octobre 2004, *Étude sur l'intégration de la REP dans l'économie.*
- [4] Commissariat Général du Plan, février 2004, *Le service public des déchets ménagers*, rapport de l'instance d'évaluation présidée par Jean-Louis Dufeigneux.
- [5] Choe C., Fraser I., 1999, An Economic Analysis of Household Waste Management, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 38, 234-246
- [6] Glachant M., 2003a, La réduction à la source des déchets ménagers : pourquoi ne pas essayer la tarification incitative ?, *Annales des Mines : Responsabilité&Environnement*, 29.
- [7] OCDE, 2001, *Responsabilité élargie des producteurs : Manuel à l'intention des pouvoirs publics.*
- [8] SCRELEC, septembre 2004, *Initiative recyclage®. Étude pour une filière de recyclage des déchets d'équipement électriques et électroniques sur le territoire national.*
- [9] Walls M., 2002, EPR Policy Goals and Policy Choices. What does economics tell us ?, in : OCDE, *Economic aspects of extended producer responsibility (EPR)*, Draft Version, Tokyo 2002.
- [10] Young H.P., 1994, Cost Allocation, in : Aumann R.J. and Hart S. ed., *Handbook of Game Theory*, Volume 2, Elsevier.
- [11] Varian H. et Theodore C. Bergstrom (2000) *Introduction à la Microéconomie*, de Boeck Université.
- [12] Glachant M., 2003b, *Modélisation de la Tarification de Service Public des Déchets Ménagers*, étude pour le MEDD.

ANNEXE 4 : LISTE DES DOCUMENTS DE TRAVAIL PUBLIES**I – Etudes :**

06 – E02	Les accords multilatéraux sur l'environnement et l'OMC Anaïs BERTHIER	
06 – E01	Etude sur la valorisation des aménités du Loir Patrick DERONZIER, Sébastien TERRA	
05 - E10	Consentement local à payer et localisation d'un incinérateur Olivier ARNOLD, Sébastien TERRA	
05 - E09	Causes et effets de l'instauration d'une redevance incitative d'enlèvement des ordures ménagères Olivier ARNOLD	
05 - E08	Evaluer les bénéfices environnementaux sur les masses d'eau Patrick CHEGRANI	
05 - E07	Evaluation de l'efficacité environnementale des périmètres de protection des captages Guillemette BUISSON	
05 - E06	Les effets de la réforme de la PAC de juin 2003 sur la consommation d'eau par l'agriculture Guillemette BUISSON	
05 - E05	Place de l'environnement dans le système juridique de l'OMC Ruth GABBAY	
05 - E04	Comment les politiques publiques peuvent-elles accélérer le progrès sur les technologies de lutte contre le changement climatique ? Aurélie VIEILLEFOSSE	
05 - E03	Modélisation du découplage des aides et environnement en agriculture Elsa LAVAL	
05 - E02	Efficacité de la filière piles et accumulateurs Olivier ARNOLD	
05 - E01	Les régulations environnementales ont-elles un effet sur le commerce extérieur de l'industrie française ? Sébastien RASPILLER, Nicolas RIEDINGER, Céline BONNET	

- 04 - E10 Les politiques environnementales ont-elles un impact sur la croissance ?
Nicolas RIEDINGER
- 04 - E09 Estimation des nuisances pour la collectivité générées par les éoliennes de Sigean
Sébastien TERRA
- 04 - E08 Stratégies d'échantillonnage et modèles de comptage dans la méthode des coûts de transport
Sébastien TERRA
- 04 - E07 Bien public global et instruments des politiques nationales unilatérales
Christine CROS, Sylviane GASTALDO
- 04 - E06 Principe de précaution et décision médicale
Dominique BUREAU, Emmanuel MASSE
- 04 - E05 Préservation des ressources globales et développement économique
Dominique BUREAU
- 04 - E04 Evaluation du coût subi par EDF suite à une mesure en faveur de la vie piscicole sur la Dordogne
Franck FREDEFON
- 04 - E03 Valorisation économique d'une amélioration de la qualité de l'eau de l'étang de Berre
Franck FREDEFON
- 04 - E02 La prise en compte du changement technique endogène affecte-telle l'équivalence entre taxes et permis ?
Gilles SAINT-PAUL
- 04 - E01 Les différences de sévérité environnementale entre pays influencent-elles les comportements de localisation des groupes français ?
Sébastien RASPILLER, Nicolas RIEDINGER
- 03 - E09 Evaluation économique des aménités récréatives d'un parc urbain : le cas du parc de Sceaux
Sylvie SCHERRER
- 03 - E08 Analyse économique de la rentabilité des filtres à particules sur les véhicules diesels neufs
Emmanuel MASSE
- 03 - E07 Note sur l'évaluation des infrastructures de transport et l'étalement urbain
Dominique BUREAU, Nicolas THOUVEREZ
- 03 - E06 Evaluation des bénéfices pour le public de la protection des espaces littoraux remarquables
Sylvie SCHERRER

- 03 - E05 Evaluation économique des aménités récréatives d'une zone humide intérieure : le cas du lac de Der
Sylvie SCHERRER
- 03 - E04 Exploration des engagements futurs en matière de changement climatique
Vincent VAN STEENBERGHE
- 03 - E03 Quels instruments pour une politique environnementale ?
Gilles SAINT-PAUL
- 03 - E02 Couverture des charges d'infrastructure et tarification de l'usage de la route
Isabelle ROVIRA, Martine PERBET
- 03 - E01 Les dommages visuels et sonores causés par les éoliennes : une évaluation par le consentement à payer des ménages dans le cas des éoliennes de Sigean
Sylvie SCHERRER
- 02 - E07 Pollutions atmosphériques transfrontières : mise en œuvre du protocole de Goteborg et de la directive plafonds
Daniel DELALANDE
- 02 - E06 Régulation du bruit à Roissy : efficacité et instruments économiques
Dominique BUREAU
- 02 - E05 Gisement d'énergie éolienne par région : quelques éléments d'éclairage économique
Sabine GUILLAUME
- 02 - E04 Les accords de Bonn et Marrakech : analyse quantitative et mise en perspective
Sandrine ROCARD, Eve ROUMIGUIERES
- 02 - E03 Typologie des modes de gestion des déchets ménagers par les collectivités locales
Anne-Claire BOITEL, Christine LAGARENNE
- 02 - E02 Evaluation économique des pertes d'usage dues aux tempêtes Lothar et Martin de décembre 1999 : le cas de la forêt de Fontainebleau
Sylvie SCHERRER
- 02 - E01 Régulation de la durée des contrats dans le secteur de l'eau
Patrick DERONZIER
- 01 - E07 Effet de serre document de base de la maquette SAGESSE
Eve ROUMIGUIERES
- 01 - E06 Déterminants de la consommation en produits de l'agriculture biologique
Sylvie SCHERRER

- 01 - E05 Effet de serre : quantification de l'effort économique par les parties du protocole de Kyoto
Eve ROUMIGUIERES
- 01 - E04 Déterminants des comportements de tri des ménages
Christine LAGARENNE, Séverine WILTGEN
- 01 - E03 Combinaison des instruments prix et quantités dans le cas de l'effet de serre
Boris COURNEDE, Sylviane GASTALDO
- 01 - E02 Politiques nationales de lutte contre le changement climatique et réglementation de la concurrence : le cas de la fiscalité
Jérôme RIEU
- 01 - E01 Effets économiques du Protocole de Kyoto : une maquette internationale
Jean-Pierre BERTHIER, Martin GUESPEREAU, Eve ROUMIGUIERES

II – Méthodes :

- 05 - M06 La monétarisation de l'indice pollution population pour l'analyse coût-bénéfice des projets de transport
Pierre BARBERA
- 05 - M05 Guide de bonnes pratiques pour la mise en œuvre de la méthode des coûts de transport
Sébastien TERRA
- 05 - M04 Guide de bonnes pratiques pour la mise en œuvre de la méthode d'évaluation contingente
Sébastien TERRA
- 05 - M03 Options réelles environnementales
Emmanuel MASSE, Stéphane GALLON
- 05 - M02 Guide pour l'élaboration de cahiers des charges pour des études de valorisation des dommages et aménités environnementales en 5 questions/réponses
Sébastien TERRA
- 05 - M01 Guide pour la mise en œuvre de la méthode des prix hédoniques
Sébastien TERRA
- 04 - M07 Maquette ECHEANCES : Epuisement des Combustibles selon Hotelling et Application Naturelle au Contingentement de l'Effet de Serre
Hélène OLLIVIER
- 04 - M06 Articulation entre quotas échangeables et mesures de gestion des ressources halieutiques : éléments pour l'évaluation économique d'aires marines protégées
Dominique BUREAU

- 04 - M05 Qu'est-ce qu'un marché de permis ? Adaptation du jeu de simulation de l'ENSAE à un marché de crédits « Azote »
- 04 - M04 Tourisme, loi littoral et économie de l'environnement
Dominique BUREAU
- 04 - M03 Fiches DPSEEA élaborées à partir du rapport final de la commission d'orientation pour le plan santé Environnement
Camille FEVRIER
- 04 - M02 Arbitrages intertemporels, risque et actualisation
Stéphane GALLON, Emmanuel MASSE
- 04 - M01 Le cycle de la prévention et de l'information sur les risques
Patrick MOMAL
- 03 - M03 La culture du risque et de la sûreté
Patrick MOMAL
- 03 - M02 Rapport du groupe de réflexion environnement et applications de l'espace
Bertrand GALTIER, Michel LEBLANC
- 03 - M01 Le système d'information environnementale français
Armelle GIRY
- 02 - M02 Santé environnement : problèmes et méthodes
Benoît VERGRIETTE
- 02 - M01 Intérêts et limites des variables biologiques en écotoxicologie aquatique
Patrick FLAMMARION
- 01 - M02 Indicateurs environnementaux : méthodes et utilisation pour l'évaluation des politiques publiques
Xavier DELACHE
- 01 - M01 Méthodologie de valorisation des biens environnementaux
Sylvie SCHERRER

III – Synthèses :

06 - S01 Le traitement bio-mécanique des déchets : avantages, inconvénients, coûts et jeux d'acteurs
Maud TAUVEL



05 - S04 Liens DPSIR et modélisation de la gestion de l'eau
Patrick DERONZIER

05 - S03 Les études de monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets
Benoît CHEZE, Olivier ARNOLD

- 05 - S02 Plan National d'Affectation des Quotas : retour d'expérience
Sébastien MERCERON
- 05 - S01 Les différentes gestions du dossier de l'amiante
Grégoire LAGNY
- 04 - S07 Mécanismes économiques à l'œuvre sur la biodiversité dans les secteurs de l'agriculture, la forêt, l'eau, la pêche, le tourisme et les transports
Christine CROS
- 04 - S06 Evolution du régime d'indemnisation des catastrophes naturelles
Annie ERHARD-CASSEGRAIN, Emmanuel MASSE, Patrick MOMAL
- 04 - S05 Développement durable et aménagement routier : le cas de la RN88
Stéphanie ANTOINE
- 04 - S04 L'économie de l'effet de serre : point sur les engagements internationaux de lutte contre le changement climatique
Aurélie VIEILLEFOSSE
- 04 - S03 Entreprises et développement durable
Irène CABY
- 04 - S02 Références méthodologiques pour la prise en compte de l'environnement dans les projets routiers
Stéphanie ANTOINE
- 04 - S01 Déchets ménagers en France. Financement du service et recyclage : Exemples de travaux d'évaluation économiques utiles à la décision publique
Patrick DERONZIER, Olivier ARNOLD
- 03 - S06 L'évaluation des aménités et des dommages environnementaux
Sylvie SCHERRER
- 03 - S05 Les enseignements pour la France des régimes de responsabilité environnementale en vigueur à l'étranger : l'exemple des Etats-Unis et du Brésil
Catherine SCHLEGEL, Laurent VERDIER
- 03 - S04 Les engagements futurs dans les négociations sur le changement climatique
Séminaire D4E
- 03 - S03 Economie de l'environnement et décision publique
Dominique BUREAU
- 03 - S02 Biens publics mondiaux et négociations internationales
Hélène FRANCES, François NASS

- 03 - S01 Axes pour la recherche en environnement et en développement durable dans le sixième programme cadre de recherche et développement de l'union européenne
Groupe thématique national français « recherche européenne, environnement et développement durable »
- 02 - S02 Marchés de droits : expériences passées et débuts pour l'effet de serre
Christine CROS, Sylviane GASTALDO
- 02 - S01 Microéconomie du développement durable : une introduction
Dominique BUREAU
- 01 - S05 L'impact économique des tempêtes de décembre 1999
Annie ERHARD-CASSEGRAIN
- 01 - S04 Ouverture des marchés de l'électricité et environnement
Dominique BUREAU, Sylvie SCHERRER
- 01 - S03 La responsabilité environnementale
Patrick MOMAL
- 01 - S02 Gouvernance mondiale et environnement
Dominique BUREAU, Marie-Claire DAVEU, Sylviane GASTALDO
- 01 - S01 Les rapports environnementaux des entreprises
Christine LAGARENNE, Marc AVIAM