

Chapitre 5.

Conflits autour des déchets

« Les gens disent que je suis extravagante parce que je veux être entourée de beauté. Mais dites-moi, qui souhaite être entouré d'ordures ? »

Imelda Marcos

Introduction

Imelda Marcos, femme du dixième président des Philippines (de 1965 à 1986), est réputée pour s'être offert trois mille paires de chaussures aux frais du régime. Symbole de l'extravagance d'un régime dictatorial, cette femme pose néanmoins une question essentielle : qui souhaite être entouré de déchets ? Cette interrogation fera l'objet de ce présent chapitre. Les projets d'implantation d'usines d'incinération d'ordures ménagères, et d'usines de traitement des déchets dangereux provoquent des conflits notables entre riverains et autorités locales. Ces contestations sont souvent qualifiées de syndrome NIMBY (*Not In My Back Yard*, pas dans mon arrière-cour) : les riverains ne souhaitent pas que l'on traite les déchets à proximité de chez eux, mais veulent bien qu'ils soient gérés ailleurs.

Ce chapitre décortique les conflits autour des déchets, qui ne peuvent être réduits au « syndrome NIMBY ». La plupart des économistes ne creusent pas les raisons des contestations. Ils réduisent les désaccords à un problème de localisation d'un site qui est collectivement bénéfique à la population, alors que les désagréments sont individuellement subis par les riverains (Kunreuther et Kleindorfer, 1986 ; Frey *et al.*, 1996 ; Feinerman *et al.*, 2004 ; Quaha et Yong, 2008). La première section de ce chapitre scrutera la nature des conflits autour des déchets. Nous approfondirons l'analyse économique du syndrome NIMBY, pour en dresser les limites. Puis nous proposerons une caractérisation plus complète des contestations, en nous basant sur plusieurs disciplines : la sociologie des controverses et l'analyse en termes de justice environnementale (Brown, 1992, 1997 ; Laurian, 2008 ; Barthe, 2009 ; Barbier et Rémy, 2010), les recherches en sciences politiques (McAvoy, 1999 ; Aldrich, 2005), et enfin les travaux des sciences juridiques (Bacow et Milkey, 1982 ; Gerrard, 1994 ; Richman et Boerner, 2006). Cette recherche vise à appréhender l'action conflictuelle dans toute sa complexité.

La deuxième partie de ce chapitre abordera la question de l'incertitude partagée sur les caractéristiques des déchets, qui a été peu étudiée par les économistes. Cela nous permettra de mettre en avant les controverses sur les caractéristiques des déchets et leurs impacts

environnementaux et sanitaires à travers le concept de biens indéterminés (Lupton, 2005a). Cette partie mettra en avant des intérêts conflictuels sans action conflictuelle.

Nous analyserons enfin les formes de mobilisation à travers la terminologie de Hirschman (1970) et de Vahabi (2004). Hirschman distingue deux façons de contester une décision prise : la prise de parole (*voice*) et la sortie (*exit*). Vahabi introduit une autre forme d'opposition : le cri (*scream*). Cette analyse nous permettra de comprendre le cadre dans lequel les économistes ont proposé différents mécanismes pour résoudre les conflits autour des déchets (compensations monétaires et non monétaires, négociations). Nous tenterons de comprendre pourquoi les solutions proposées n'ont pas rencontré de succès dans les faits, et nous nous questionnerons sur la réversibilité des conflits liés aux déchets.

5.1. Nature des conflits autour des déchets

Nous distinguerons deux types de conflits autour des déchets : les conflits *ex post* et *ex ante*. Les conflits *ex ante* portent sur les projets d'implantation d'installations de traitement des déchets (incinérateurs, décharges, ...). Ils peuvent également émerger *ex post*, après que l'implantation ait eu lieu, comme c'est le cas pour les plateformes de compostage (contestations dues aux nuisances olfactives) ou pour l'entreposage de déchets nucléaires. Les conflits n'opposent pas seulement les riverains aux pouvoirs publics locaux, mais concernent un réseau d'acteurs plus large.

5.1.1. Le syndrome NIMBY

Les oppositions locales à l'implantation de décharges ou d'incinérateurs de déchets sont essentiellement étudiées par la littérature académique depuis les années 1970. En explorant l'histoire des contestations, ces phénomènes sont beaucoup plus anciens. Pellow (2002) analyse le cas d'un mouvement en 1913 mené à Chicago par Mary McDowell, appelée la « dame des déchets » (*Garbage Lady*). Elle s'est battue auprès d'autres activistes pour lutter contre la concentration des décharges dans les zones d'habitations des immigrants. Elle a soulevé le problème de l'injustice environnementale, que nous aborderons également dans cette section. Les oppositions locales sont souvent catégorisées par les économistes comme faisant partie du syndrome NIMBY. Ce terme est apparu à partir du début des années 1980 aux Etats-Unis. Il est attribué à Walter Rogers, membre d'une société pro-nucléaire (*American Nuclear Society*) (Burningham *et al.*, 2006). On trouve toutefois une définition proche de NIMBY chez O'Hare (1977). Celui-ci écrit un article sur les oppositions de localisation de sites (aéroports, usines de traitement des déchets...), qu'il nomme « Not in my block you don't » (*pas dans mon quartier*). Ce phénomène représente des coûts locaux pour les riverains, mais un bénéfice collectif selon l'auteur. On pourrait donc trouver l'origine de l'analyse du syndrome NIMBY chez O'Hare (1977).

Ce type de contestation locale est également associé à d'autres termes comme LULU (*Locally Unwanted Land Use*-Utilisation des terres non désirée), ou BANANA (*Build Absolutely Nothing Anywhere Near Anyone*- non aux constructions, quelles qu'elles soient, où qu'elles soient). Nous examinerons en quoi cette catégorisation limite notre compréhension des contestations.

A) La définition conventionnelle du syndrome NIMBY

D'après la définition conventionnelle, le syndrome NIMBY est une opposition contre l'implantation d'une structure (usine d'incinération des déchets, décharge ...) que l'on croit être bonne pour la société. Ce bien public comporte néanmoins des risques. Les bénéficiaires profitent à une large population, mais le coût est subi par une petite proportion des habitants,

vivant à proximité de l'installation (Hermansson, 2007). Ces coûts portent sur les impacts sanitaires et environnementaux de l'installation, et sur la perte de la valeur de l'immobilier proche de l'installation (Aldrich, 2005).

Cette dénomination suppose que la contestation génère plus de méfaits que de bienfaits pour la collectivité, puisque les autorités locales perdent du temps et de l'argent à localiser un site. Dans son ouvrage « Slaying the NIMBY Dragon », Inhaber (1998) estime que le syndrome NIMBY est un dragon à abattre. Il est également dépeint tel « une maladie sociale, un rejet irrationnel et enragé du progrès technologique » (Edelstein, 1988, p. 171). Minehart et Neeman (2002) pensent que le syndrome est une source significative de maux de tête politiques.

La définition économique usuelle de ce syndrome se rapproche de cette vision, en ce qu'elle privilégie le parti des décideurs. Frey *et al.* (1996) définissent les projets rencontrant l'opposition locale (NIMBY) ainsi. Ce sont « toutes les entreprises qui augmentent le bien-être général mais qui imposent des coûts nets aux individus habitant dans la commune hôte » (1996, p. 1298).

Cette définition suppose plusieurs hypothèses contestables (McAvoy, 1999; Barbier et Rémy, 2010). D'abord, il est suggéré que le planificateur (autorités locales) est le représentant du bien public, et que sa décision de choisir une alternative (décharge, incinérateur) est automatiquement la meilleure. Ensuite, les opposants sont jugés comme des personnes habitées par leur intérêt individuel. Il est donc insinué que si l'installation était située plus loin de leur habitation, les opposants n'y verraient aucun inconvénient. Les contestataires agissent de façon égoïste, puisqu'ils ne sont concernés que par les coûts individuels qu'ils vont subir suite à l'implantation du site. Ils n'ont pas conscience de l'intérêt collectif du projet et sont moins informés et savants que les décideurs, qui sont entourés d'experts maîtrisant la technologie.

Le choix d'implanter un incinérateur d'ordures ménagères, par exemple, dans un endroit spécifique permet d'optimiser le bien-être collectif. Le projet d'implantation est donc considéré comme un bien tutélaire. Les biens tutélaire sont ceux dont les instances publiques estiment que chacun devrait les posséder, que les individus souhaitent ou non en disposer (éducation, santé, environnement). Une des raisons de l'existence de ces biens tutélaire est la suivante : lorsque la société pense que les individus n'agissent pas au mieux de leur propre intérêt, le gouvernement est censé être plus informé ou être mieux placé pour prendre une décision (Begg *et al.*, 1989). Les autorités locales prennent des décisions parce qu'ils perçoivent que, livrés à eux-mêmes, les individus agiront d'une façon qu'ils regretteront par la suite.

B) Une critique du syndrome NIMBY

On peut s'interroger sur le bienfondé d'un tel positionnement. A la lumière de la littérature existant en la matière, nous reverrons chaque hypothèse sous-jacente à la définition conventionnelle du syndrome NIMBY.

- *Le planificateur (autorités locales) est le représentant du bien public*

Cette première assertion suppose que 1) le décideur/planificateur effectue des choix dans l'intérêt de la collectivité ; 2) la solution des autorités publiques est systématiquement le meilleur choix (c'est donc un bien public, à savoir un bien dont l'intérêt est collectif); 3) le planificateur est plus à même d'évaluer (et maîtriser) les risques d'une installation de gestion des déchets.

Concernant le premier point, les autorités gouvernementales sont souvent intimement liées aux entreprises. Dans le cas des déchets ménagers, les collectivités délèguent souvent la gestion de ces déchets aux entreprises privées. On peut alors se demander qui effectue le choix de l'alternative de gestion des déchets et sa localisation. Comme le soulignent Laumann et Knoke (1987), les entreprises sont des acteurs primordiaux dans la formation des politiques gouvernementales. De même, la mise en œuvre des politiques va dans le sens de leurs intérêts. De ce fait, l'implantation d'un site de traitement des déchets n'incarne pas systématiquement la poursuite de l'intérêt collectif, mais peut incarner celle de l'intérêt privé (les entreprises de gestion des déchets).

S'agissant du deuxième argument, la littérature conventionnelle suppose qu'il n'existe pas d'alternative meilleure que celle choisie par les autorités locales. C'est en cela que le choix de la collectivité locale (ex : mise en décharge ou incinération) est un « bien » public selon l'approche standard en économie. Dans le cadre du choix de localisation d'un incinérateur d'ordures ménagères, n'y a-t-il pas d'autres alternatives meilleures que l'incinération selon la directive 2008/98/CE ? Selon cette directive, des alternatives plus durables existent (prévention à la source en réemploi, recyclage, compostage de la partie fermentescible), et sont négligées en tant qu'options meilleures pour la collectivité dans la définition usuelle. Lake (1993) argumente que les oppositions reflètent le refus d'une solution unique, qui est choisie parmi d'autres alternatives concurrentes. A titre d'illustration, la construction d'un incinérateur n'est qu'une option au traitement des déchets dangereux. Une autre possibilité serait d'exiger de nouvelles pratiques aux producteurs chimiques afin de générer moins de déchets. En fin de compte, le choix entre les deux alternatives est fondamentalement politique. L'Etat décide comment distribuer les coûts et les bénéfices parmi des intérêts rivaux (Lake, 1993). Aussi, le syndrome NIMBY néglige cette dimension politique plus complexe expliquant le choix d'une instance gouvernementale. Cette décision n'est pas nécessairement un « bien public ». Elle peut même être considérée comme un « mal » public (*public bad*).

McAvoy (1999) a étudié le cas de l'implantation d'un site de traitement de déchets dangereux au Minnesota. L'opposition des riverains de deux comtés a finalement amené l'état du Minnesota à développer le recyclage et à réduire la production des déchets d'un tiers. Gerrard (1994) a également donné de nombreux exemples où les oppositions des riverains ont abouti à des solutions meilleures pour la collectivité tels que le recyclage et la réduction à la source.

Enfin le troisième argument repose sur l'assomption selon laquelle le planificateur et ses experts sont à même d'évaluer au mieux les risques liés à la gestion des déchets. Cette assertion renvoie à la littérature portant sur la perception des risques (Kahneman et Tversky, 1974 ; Slovic, 1987 ; Lober, 1995 ; Viscusi et Hamilton, 1999 ; Wolsink, 2010). Viscusi et Hamilton (1999) examinent les perceptions des individus vis-à-vis du traitement des déchets dangereux. Selon ces auteurs, les risques associés à ces déchets peuvent être surévalués par les profanes comme les risques sont faibles mais très médiatisés. Ce courant de pensée repose sur l'hypothèse selon laquelle les profanes (riverains par exemple) peuvent avoir des jugements biaisés dans l'évaluation des risques (Barbier et Rémy, 2010). Cette conception du risque suppose qu'il existe une connaissance sur le risque par les experts et les pouvoirs publics qui soit pure et non biaisée. De ce fait, les pouvoirs publics choisiront la meilleure option, en maîtrisant bien les risques. Or, d'autres travaux contestent cette approche. Les experts et pouvoirs publics ont également des jugements de valeur lorsqu'ils évaluent les risques et avantages d'une technologie. Ils peuvent se tromper totalement dans leur évaluation.

Les recherches de Shrader-Frechette (1985) témoignent des jugements de valeurs qu'avaient les experts lors de l'entreposage des déchets radioactifs. Un site avait été choisi dans l'Etat du Kentucky, nommé *Maxey Flats*. Les experts consultants de l'entreprise gérant les déchets radioactifs (Nuclear Engineering Company, Inc.) ont estimé que le plutonium pourrait être stocké sans représenter de risque. La migration des particules souterraines était jugée non-existante. Les géologues indépendants du *U.S. Geological Survey* et de l'EPA (*Environmental Protection Agency*) ont quant à eux considéré qu'il faudrait des centaines d'années avant que les radionucléides¹ ne migrent hors du site. Ce site fut choisi suite à ces expertises en 1963, et recueillit les déchets radioactifs de plus de 800 entreprises et des agences gouvernementales. Mais après dix ans, du plutonium et des radionucléides furent découverts à trois kilomètres du site, provoquant la fermeture de l'installation en 1977.

Cette illustration montre la marge d'erreur dans l'évaluation des risques chez les experts, qui peuvent aussi avoir des jugements de valeur et une évaluation limitée des risques. Cela n'est pas dû à l'asymétrie d'information, mais à l'ignorance, chez les experts, de l'ensemble des paramètres qui entrent en jeu dans l'évaluation des risques liés au stockage des déchets

¹ Les radionucléides sont des atomes dont le noyau est radioactif.

nucléaires. Les experts peuvent aussi devenir des parties prenantes d'une technologie. Ils peuvent alors sous-estimer la marge d'erreur de leur évaluation des risques, et défendre un projet sans tenir compte de l'étendue de leur incertitude sur les conséquences environnementales et sanitaires d'une alternative de traitement des déchets (Tierney, 1999). Ainsi le planificateur et ses experts ne sont pas les seuls acteurs légitimes dans l'évaluation et la maîtrise des risques des installations de traitement des déchets.

- *Les opposants sont mus par leurs intérêts individuels*

Il est supposé que si un site de traitement des déchets est localisé ailleurs, les riverains ne s'opposeraient pas au projet, puisqu'ils ne sont préoccupés que par leur intérêt personnel. Ce qui importe aux contestataires est de ne pas se trouver à proximité de l'installation pour ne pas en supporter les coûts individuels (impacts sanitaires et environnementaux, prix de l'immobilier, trafic des déchets...) (Bacow et Milkey, 1982). Les contestataires protestent parce que les coûts de la protestation sont faibles, et la probabilité de succès est forte (Mitchell et Carson, 1986). Cette assertion est discutable si l'on décortique les motifs de la plupart des contestations vis-à-vis de l'implantation d'installations de traitement des déchets.

La majeure partie des économistes ne décrit pas les contestataires comme un groupe social se battant pour une cause commune (Vahabi, 2009b, 2010d). Contrairement à l'approche conventionnelle du phénomène NIMBY, l'opposition peut être interprétée comme un comportement constructif visant à améliorer le bien-être collectif (Freudenberg et Steinsapir, 1991). Nombre de mouvements revendiquent d'autres alternatives moins polluantes et moins collectivement dangereuses telles que la réduction à la source et le recyclage (Gerrard, 1994 ; McAvoy, 1999). Bien entendu, il existe des exemples d'opposition locale répondant à une logique individualiste, avec des réactions hostiles basées sur le syndrome NIMBY. Les opposants souhaitent ne pas avoir l'installation implantée proche de chez eux, mais sont d'accord pour qu'il soit installé ailleurs. Ce discours reflète un des penchants chez certains riverains, et il ne s'agirait pas d'écarter ce type de rationalité. Néanmoins, si l'on observe les revendications qui aboutissent à la constitution de groupes (associations...), cette logique n'occupe pas une place dominante.

Quant à l'argument selon lequel le coût de la contestation est bas par rapport aux bénéfices, les protestataires ne vont pas effectuer une analyse coûts-bénéfices avant de s'engager dans une lutte. Les membres d'une association luttant contre une implantation s'identifient à une cause commune et travaillent généralement sous forme de bénévolat. Souvent, « la lutte environnementale devient une passion dominante dans la vie des participants » (Freudenberg et Steinsapir, 1991, p. 237). Dans l'action collective, les individus n'adoptent pas une posture calculatrice mais une attitude plus riche basée sur la réciprocité (Kahan, 2003). Comme le note Hirschman (1974), la quête du bien public ne représente pas un coût mais le plus proche

substitut de ce bien. Le succès de l'aboutissement d'une lutte est toujours incertain. Personne ne peut connaître la taille critique d'une protestation nécessaire pour imposer le changement d'une décision publique. Si le citoyen s'identifie fortement à sa lutte, il peut « nier l'incertitude sur le résultat espéré en le remplaçant par la certitude de participer au mouvement qui provoquera ce changement » (Hirschman, 1974, pp. 9-10). Aussi, les coûts se transformeront en bénéfiques.

Les riverains peuvent être opposés à la localisation d'un incinérateur même s'il n'est pas situé dans leur commune. De nombreux mouvements de riverains contre les incinérateurs d'ordures ménagères n'appartiennent pas au syndrome NIMBY, mais NIABY : *Not In Anybody's Backyard*- pas dans la cour de qui que ce soit. Les opposants proposent souvent des solutions alternatives et souhaitent participer au choix public qui leur a été imposé. C'est le cas du mouvement qui s'est constitué à Grasse suite au projet d'un incinérateur aux Roumigières en juillet 2010, comme l'explique l'encadré suivant.

Encadré 5.1. L'opposition à l'incinérateur de Grasse (France)

Un mouvement d'opposition au projet d'implantation d'un incinérateur sur le site des Roumigières s'est récemment constitué. La population a été informée de ce projet par la presse locale (Nice matin) en juillet 2010. La décharge de la Glacière (à Villeneuve-Loubet) étant fermée, les déchets étaient transportés dans les Bouches-du-Rhône pour un surcoût de 3 millions d'euros. La nécessité de trouver une solution à la gestion des ordures ménagères était donc pressante.

Le collectif se constitue en association « Protégeons les Roumigières », et crée une pétition en ligne sur son site internet (<http://www.grasse-sans-incinerateur.fr>) en septembre 2010. La pétition a déjà rassemblé plus de 3000 signataires. Les opposants se définissent en tant que citoyens indépendants de tout parti politique et de toute confession. Ils sont contre la mise en place d'un incinérateur de déchets aux Roumigières ou ailleurs. Ils considèrent que ce choix est une solution hautement polluante, dans une ville et un département déjà bien pollués.

Ils proposent des solutions alternatives écologiques et économiquement viables (réduction à la source, réutilisation, recyclage). Ce mouvement propose d'introduire une redevance incitative en fonction du poids et du nombre de ramassages. Ce système permettrait de réduire la quantité de déchets et d'encourager le tri en vue du recyclage. Ce collectif a mis en avant la nécessité de réduire les déchets, puisque la population locale génère 971 kg/habitant/an de déchets ménagers, ce qui est quasiment le double de la production moyenne nationale.

Source : <http://www.grasse-sans-incinerateur.fr>, janvier 2011

Ce cas d'étude est illustratif des raisons des mobilisations collectives contre les projets d'implantation de sites de traitement des déchets. Comme l'encadré le précise, il ne s'agit pas d'un syndrome NIMBY, puisque les opposants sont contre l'incinération dans *tout* le département. Ce choix des autorités locales est contesté parce qu'il n'est pas considéré comme la meilleure alternative pour la communauté. L'association prône le recours à la réduction à la source, qui est d'ailleurs une solution légitime avec une production si importante de déchets ménagers par habitant et par an. L'incinération est en outre considérée comme une technologie plus polluante et dangereuse. Le site (<http://www.grasse-sans->

incinerateur.fr) comprend une rubrique « santé », détaillant les résultats d'études scientifiques officielles sur les impacts sanitaires des incinérateurs. A titre d'exemple, des études épidémiologiques de l'Institut de Veille Sanitaire ont établi un lien entre l'apparition de cancers chez les populations autour des incinérateurs. « Une relation statistique significative a été mise en évidence chez la femme entre l'exposition aux incinérateurs et l'incidence des cancers toutes localisations réunies, du cancer du sein et des lymphomes malins non hodgkiniens » (Daniau *et al.*, 2009, p. 60).

Cette illustration semble infirmer la thèse selon laquelle les opposants sont mus par des intérêts individuels. Ils cherchent souvent de meilleures alternatives pour le bien-être collectif, et souhaitent également participer à la décision politique dont ils ont été écartés. La manifestation de leur mécontentement se traduit à Grasse par un acte politique de pétition contre le projet d'implantation d'un incinérateur. Des mouvements aux objectifs semblables ont également lieu dans d'autres communes françaises (Ivry-sur-Seine, Clermont-Ferrand, Niort dans les Deux-Sèvres, Angers dans le Maine-et-Loire). Comme le note Brion (1991), les oppositions locales sont des problèmes *politiques*.

L'opposition reflète également des préoccupations plus larges liées à la justice environnementale et à une volonté d'être intégré dans le processus de décision politique (Freudenberg et Steinsapir, 1991). Nous développerons ces aspects dans la prochaine sous-section.

C) Les autres motifs des opposants

Les opposants à l'implantation de sites de traitement des déchets sont également concernés par des questions d'équité (Frey et Oberholzer-Gee, 1996) et de justice environnementale. Ces préoccupations portent autant sur la distribution de la pollution sur une minorité de la communauté, que sur la justice procédurale : qui décide sur quoi et comment ?

• L'injustice environnementale

Encore peu traitée par la littérature francophone, la justice (ou l'injustice) environnementale a fait l'objet de recherches nord-américaines approfondies dès les années 1970 (Freeman, 1972 ; Berry, 1977). Ces recherches et celles qui ont été poursuivies dans les années 1980 par la *United Church of Christ on race, toxic waste and hazardous landfills* (UCCCRJ, 1987) ont mis en avant le fait que les populations désavantagées, les populations afro-américaines et nécessiteuses avaient une plus grande probabilité de subir les risques environnementaux que les populations blanches et plus aisées (Laurian, 2008). Les recherches plus récentes ont pu conforter ce lien (Bullard, 2001 ; Sicotte, 2008 ; Martuzzi *et al.*, 2010).

La justice ou l'injustice environnementale ne jouit pas d'une définition consensuelle (Holifield, 2001). Aussi, nous choisirons la définition de Laurian (2008) qui nous a paru la plus complète. L'injustice environnementale se réfère aux « injustices sociales dans la

distribution spatiale de la qualité environnementale, aux iniquités dans les impacts sociaux, économiques, sanitaires et psychologiques de la pollution, et aux processus qui mènent à ces impacts disproportionnés » (Laurian, 2008, p. 55).

Cette littérature met en avant le manque de pouvoir de certaines communautés défavorisées. Celles-ci n'ont pas autant de moyens de protester contre l'implantation de sites de traitement de déchets. Bullard (2001) rajoute qu'il est difficile aux populations afro-américaines de dire « pas dans mon arrière cours » lorsqu'ils ne sont pas propriétaires de leurs foyers. Ces personnes ont moins de facilités de faire valoir leurs droits que les sociétés plus riches, plus informées et insérées dans les réseaux de pouvoir. Ces recherches ont toutefois été critiquées car elles ne focalisaient leur attention que sur le lien entre la localisation des sites de traitement des déchets et la proximité des populations moins favorisées. D'autres facteurs rentrent en compte dans les décisions publiques. La localisation peut être choisie pour réduire les coûts de transports, ou en fonction du prix des terres. Lorsque l'on intègre ces variables, le lien entre localisation des sites de traitement des déchets et les habitations des populations défavorisées est contestable (Wolverton, 2009).

La justice environnementale a fait l'objet d'un mouvement pour les droits civiques dans le début des années 1980 en Caroline du Nord. L'implantation d'une décharge de PCB dans le comté de Warren hébergeant une majorité d'afro-américains a joué le rôle de déclencheur à cette manifestation. Celle-ci s'est ensuite généralisée au niveau national aux Etats-Unis durant les années 1980 et 1990 (Laurian, 2008). Cette prise de conscience a conduit à l'intégration de ce problème dans les agendas politiques. A titre d'exemple, l'EPA a créé l'Office de la Justice Environnementale (*Office of Environmental Justice*) en 1992 (Laurian, 2008).

Bien qu'il n'existe pas de telles revendications en Europe, cette recherche nous permet de mettre en avant une autre raison des protestations contre l'implantation de sites de gestion des déchets.

- **L'intégration des manifestants dans le processus de décision**

Ce que Saint Thomas d'Aquin a écrit sur la loi s'applique également pour certaines décisions publiques. Les lois peuvent être injustes « en raison de leur forme, lorsque les charges destinées au bien commun sont inégalement réparties dans la communauté. De pareilles lois sont des actes de violence plus que des lois » (D'Aquin, [2000] (1273), q. 96, a. 4). La révolte peut être interprétée comme une réponse à un acte imposé à la communauté. Celle-ci peut perdre confiance dans les autorités gouvernementales qui ne l'a pas suffisamment informé sur le projet d'implantation. Lorsque des projets d'implantation ont déjà été décidés par les autorités publiques, sans consulter la population, celle-ci peut se trouver injustement exclue. Les mouvements pour protéger les ressources et la santé de la population sont également nourris d'une envie plus large de corriger les injustices sociales et de redistribuer le pouvoir politique (Freudenberg et Steinsapir, 1991).

Lorsque les décisions sont prises selon le paradigme DAD (*Decide-Announce-Defend*, Décider-Annoncer-Défendre), les autorités déterminent le meilleur emplacement pour leur installation, puis annoncent ce choix à la communauté pour ensuite défendre cette décision en cas de protestations (Richman et Boerner, 2006). Ce style de décision s'applique parfaitement au projet d'incinérateur de Grasse que nous avons étudié précédemment. Si la population avait été intégrée à la décision publique avant de choisir une localisation de site, les protestations n'auraient pas eu lieu d'être. Frey et Oberholzer-Gee (1996) ont insisté sur l'importance de la négociation, qui est perçue par le public comme le mécanisme le plus juste et le plus acceptable pour choisir un site. Nous différons avec ces auteurs puisque nous souhaitons soulever plusieurs problèmes politiques. Selon ces auteurs, les instances publiques font le choix d'implantation d'une installation *sans consulter la population ex ante*. La question du gouvernement n'est pas « comment gérer au mieux les déchets », mais « où implanter l'incinérateur ou la décharge » *en ignorant d'autres options* (réduction à la source etc.).

Aussi les manifestations sont un moyen d'intégrer les riverains dans les décisions publiques (sur la façon de gérer les déchets). Le phénomène NIMBY est alors une action politique potentiellement constructive, cherchant à proposer d'autres méthodes de gestion des déchets. Dans le cas de Grasse, les manifestants étaient préoccupés par les impacts sanitaires de l'incinération, et souhaitaient également participer à la décision pour représenter directement les intérêts collectifs. Ils ont signé une pétition et ont proposé des solutions alternatives (réduction à la source basée sur une redevance incitative et la pesée embarquée²).

5.1.2. Les conflits *ex post*

Les conflits *ex post* sont différents des conflits *ex ante* pour plusieurs raisons. D'abord, le site de traitement des déchets est déjà implanté. Ensuite, il est possible que des externalités négatives existent. Il peut s'agir d'externalités réversibles (nuisances sonores et olfactives) ou irréversibles (contamination des ressources naturelles, perte de vies humaines et/ou animales). Enfin, les luttes peuvent englober un réseau plus large d'acteurs. Contrairement au phénomène NIMBY qui concerne les riverains (et les médias), les contestations peuvent aussi mobiliser d'autres acteurs tels que la profession agricole et les industries agro-alimentaires. Cela a été le cas en Suisse et en France pour le marché d'épandage de boues de stations d'épurations urbaines. Nous aborderons ce cas d'étude dans la deuxième partie.

Dans cette sous-section, nous traiterons trois affaires qui ont généré (ou pourraient générer) des externalités négatives irréversibles, et pour lesquels différents acteurs se sont mobilisés pour alerter les autorités gouvernementales.

² La pesée embarquée repose sur le principe de bacs à poubelle équipés d'une puce indiquant les informations du propriétaire. Le bac est ensuite pesé, et le propriétaire payera la redevance en fonction du poids et du nombre de ramassages de ses déchets.

A) L'affaire des déchets toxiques à Woburn (Massachusetts)

Dans la ville de Woburn, la population a constaté une recrudescence des leucémies chez les enfants dans les années 1970. Le premier cas fut détecté en 1972 par Ann Anderson dont le fils souffrait de leucémie. Cette femme commença à regrouper des informations entre 1973 et 1974, en discutant avec d'autres victimes à l'hôpital où elle passait une partie de son temps avec son fils. Anderson émit l'hypothèse selon laquelle l'eau était contaminée. En 1980, un groupe se constitua autour d'elle, nommé FACE (*For A Cleaner Environment*, Pour un environnement plus propre). Cette association poursuivit son enquête. Plusieurs événements facilitèrent la constitution de ce groupe, dont la découverte de bidons par des constructeurs qui alertèrent les autorités locales. Celles-ci établirent ensuite des analyses de l'eau, qui révélèrent des teneurs anormalement élevées en composés organiques. D'autres analyses de l'eau à Woburn révélèrent des teneurs en plomb, en arsenic et en chrome supérieures aux normes légales (Brown, 1992). Ces nouvelles furent annoncées dans la presse quelques mois plus tard. La constitution du groupe fut facilitée par la parution d'une annonce dans le journal local demandant si des cas d'enfants atteints de leucémie avaient été relevés. Douze cas furent découverts, dont six se situaient dans la partie Est de la ville.

Après que le groupe ait exercé une pression sur les différentes autorités (au niveau local, fédéral et national) et fait appel à la presse, les autorités publiques prirent l'affaire au sérieux. Elles constatèrent que, bien que la proportion de leucémies fût élevée, elle ne pouvait prouver un quelconque lien avec la qualité de l'eau faute de données environnementales avant 1979 (Brown, 1992). Si ce constat des autorités n'était pas un triomphe pour FACE, cette organisation put utiliser le constat des autorités d'une survenance anormalement élevée de leucémies pour poursuivre son enquête en toute légitimité. Le statut légal de FACE en tant qu'organisation locale (*community-based citizens organization*) lui permit de poursuivre et de financer des recherches avec ses propres experts (du *Harvard School of Public Health*). On put alors mettre en évidence, à travers 5010 interviews avec la population, des issues défavorables de la grossesse et des troubles chroniques chez les enfants. Le lien entre l'eau contaminée et la survenance de leucémies fut aussi démontré. Cette étude n'aurait pas été possible sans la participation active de la population, faute de données environnementales. Deux cent trente-cinq volontaires furent formés pour conduire les enquêtes, pour éviter les biais statistiques (Brown, 1992). A partir de cette recherche, les familles des victimes poursuivirent deux entreprises en justice: W.R. Grace et Beatrice Foods. Durant le procès en 1986, Beatrice Foods fut acquitté et W.R. Grace dut indemniser les victimes pour un montant de 8 millions de dollars, car cette entreprise avait été jugée coupable d'avoir déversé des déchets toxiques contaminant l'eau.

Cet exemple est illustratif d'une lutte *ex post* de la part de la population, basée sur une expertise scientifique et un procès juridique. Elle témoigne de l'expertise menée par des chercheurs et des « profanes » pour démontrer la relation de cause à effet entre des pathologies et la pollution (Akrich *et al.*, 2010). Brown (1987, 1992) nomme ce type d'expertise *l'épidémiologie populaire*. Dans son acception plus récente, Brown (1997) définit ce concept de la manière suivante. L'épidémiologie populaire représente deux phénomènes connexes. C'est tout d'abord une forme de science citoyenne dans laquelle la population acquiert des connaissances sur les risques environnementaux et technologiques de façon profane. Le deuxième phénomène est celui d'un mouvement social qui joue un rôle primordial dans la culture politique moderne (Brown, 1997, p. 137). Contrairement à l'épidémiologie traditionnelle qui étudie la distribution d'une maladie et les facteurs qui influencent celle-ci, l'épidémiologie populaire implique des profanes collectant des données et collaborant avec des experts. L'épidémiologie populaire est différente puisqu'elle est accompagnée d'un mouvement social, employant des méthodes politiques et juridiques pour trouver des solutions.

Ce cas de Woburn, étudié scrupuleusement par Phil Brown, nous permet de mettre en lumière une autre forme de manifestation sociale, qui se mobilise cette fois-ci une fois que le danger s'est produit. L'expertise a été menée par la population et les experts. Elle a pu démontrer la relation causale entre des déchets toxiques contaminant l'eau et l'apparition de leucémies chez les enfants, et de malformations à la naissance. Les familles des victimes ont recherché les responsables et les ont traduits en justice.

B) Le rôle des ONG dans les luttes environnementales

Parallèlement à la montée en pouvoir des multinationales depuis les années 1970, les associations environnementales ont progressivement acquis des dimensions transnationales. Elles jouent le rôle de contre-pouvoir, et/ou s'associent aux multinationales (Boström et Tamm Hallström, 2010). On observe de nombreux partenariats entre grandes entreprises et ONG environnementales. WWF est une des ONG qui a beaucoup de partenariats avec les grands groupes, comme c'est le cas pour WWF France, qui s'est associée avec Lafarge, Lafuma, Rainett, Carrefour, et Orange (Naaman, 2008). Dans un contexte où la responsabilité sociale des entreprises rentre dans la stratégie des multinationales, ces partenariats permettent d'asseoir leur légitimité auprès des parties prenantes.

En tant que contre-pouvoir, les ONG constituent de véritables institutions politiques (Ghosh, 2009), qui peuvent influencer les priorités politiques. Elles soulignent les contradictions des mesures publiques et/ou privées, et militent pour un changement des règles établies. Greenpeace a joué un rôle non négligeable dans la gestion des déchets radioactifs. Elle a révélé les rejets en mer de fûts de déchets radioactifs (provenant des centrales nucléaires européennes et américaines) depuis 1978, et s'est battu pour faire connaître ces pratiques. Si

la convention de Londres de 1972 avait déjà interdit le rejet en mer des déchets hautement radioactifs, il existait un flou juridique sur la définition de cette catégorie dans la communauté internationale, et cela n'empêchait pas le rejet en mer des déchets radioactifs comme le plutonium et le strontium (Parmentier, 1999). La lutte de Greenpeace a commencé par l'observation des rejets en mer de déchets radioactifs par les bateaux de Greenpeace qui observaient ces pratiques. Ceux chargés de jeter les barils en mer qualifiaient leurs pratiques de légales puisqu'elles étaient conformes à la Convention de Londres sur l'immersion des déchets de 1972. Dans les années 1980, Greenpeace a commencé une campagne politique au Royaume-Uni. Elle a réussi à persuader le syndicat national des pêcheurs (*National Union of Seamen*), et la Fédération Internationale des Transports d'organiser un boycott de la part des pêcheurs et des travailleurs des transports (Parmentier, 1999). Ce fut une réussite avec l'arrêt des rejets en mer de déchets radioactifs du Royaume-Uni en 1983.

Quant aux négociations politiques, Greenpeace a d'abord participé aux réunions annuelles des pays membres de la convention de Londres, en tant qu'observateur à partir de 1981. Greenpeace International passa de simple observateur à participant actif au fur et à mesure des années. Cette association put être intégrée au panel d'experts en 1991, où elle soumit des propositions écrites et orales (Parmentier, 1999). Elle a contribué au changement des règles avec l'interdiction de rejet en mer de tous les déchets radioactifs en 1993, dans le cadre de la convention internationale de Londres.

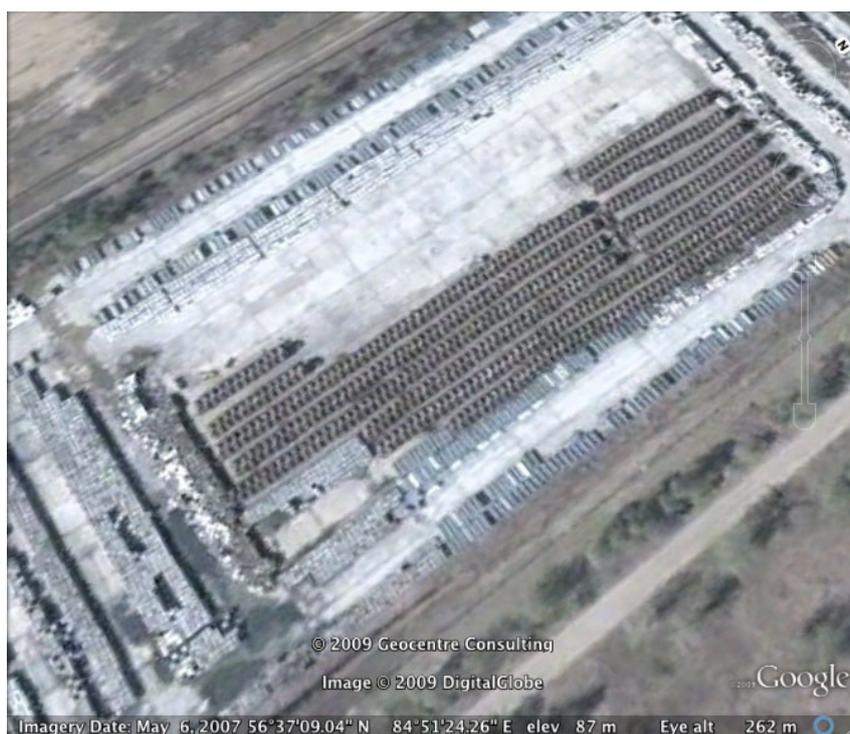
Cette illustration témoigne du poids politique grandissant des ONG internationales dans la lutte contre les pratiques polluantes de la gestion des déchets. Contrairement aux autorités gouvernementales, elles concentrent leur action sur des domaines ciblés (ex : les déchets radioactifs), et ont la capacité de mobiliser l'opinion publique au niveau local et national. Différemment des Etats qui doivent prendre en compte divers intérêts politiques, elles militent dans des domaines plus spécifiques, mobilisant des ressources humaines et financières non négligeables (Clark, 1995). Elles représentent des acteurs de plus en plus incontournables dans les luttes environnementales, et ont la capacité de participer au changement des règles.

C) Le « recyclage » des déchets nucléaires et l'impact des médias

Bien que les médias ne représentent pas des acteurs de premier ordre dans les luttes environnementales, les journalistes établissent des enquêtes sur la gestion des déchets et peuvent soulever des problèmes qui n'étaient pas considérés comme des priorités dans l'agenda politique. Ils jouent alors le rôle de déclencheur d'une prise de conscience publique et politique de l'urgence d'un problème environnemental.

La chaîne de télévision culturelle, européenne et franco-allemande Arte a récemment coproduit (avec Bonne pioche et Sundance Channel) un reportage qui a eu un retentissement certain dans l'agenda politique français. Ce documentaire intitulé « Déchets, le cauchemar du

nucléaire » d'Eric Guéret et Laure Noualhat, diffusé le 13 octobre 2009, a remis en cause le discours officiel d'Areva sur le recyclage des déchets nucléaires. Avant la diffusion de ce programme, Areva, leader mondial du nucléaire, annonçait une production d'énergie recyclable à 96%. Le reportage contredit cette affirmation, en révélant qu'une partie de l'uranium appauvri issue de l'usine de retraitement de la Hague était envoyé par Areva en Russie. Chaque année, des centaines de tonnes d'uranium appauvri étaient entreposées en plein air à Tomsk (complexe atomique de Tomsk-7 en Sibérie). Cette enquête « prolonge un combat mené dans l'ombre par Greenpeace depuis 1984 » (Marzolf, 2010, p. 42). En 1984, Greenpeace a identifié un cargo transportant de l'uranium appauvri (hexafluorure d'uranium). L'association a fait une enquête sur la filière, et a réalisé que ces exportations françaises avaient d'abord été signées entre le CEA et l'agence atomique publique russe Rosatom en 1972 (Greenpeace, 2010). Après la privatisation partielle du CEA en 1977, les contrats se sont renouvelés signés par Cogema puis par Areva. De nombreuses quantités de déchets nucléaires ont été entreposées, pour être dévoilées au grand jour à travers le documentaire. La photographie suivante, disponible sur Google Earth, témoigne de cet entreposage en plein air.



L'entreposage de l'uranium appauvri, Google Maps,
© Geocentre Consulting, Image © 2009 DigitalGlobe

Suite à la diffusion de ce reportage, Jean-Louis Borloo, ministre de l'Écologie à l'époque, saisit le HCTISN (Haut Comité pour la Transparence et l'Information sur la Sécurité Nucléaire). Le ministre demande à cette instance de faire un rapport sur la filière de gestion des déchets nucléaires produits, afin de clarifier la question des échanges internationaux liés au traitement de l'uranium. Ce rapport, rendu disponible au public, a une autre évaluation de

la proportion des combustibles recyclés qu'Areva. Selon le HCTISN (2010, p. 15), « le recyclage des matières issues du traitement des combustibles usés (uranium et, surtout, plutonium) permet une économie d'uranium naturel estimée à 12% ». Un jour avant la finalisation de ce rapport, Areva a subitement rompu le contrat passé avec Rosatom prévu de durer jusqu'en 2014.

Les médias (télévision, journaux, internet) permettent d'informer le grand public sur des activités peu transparentes, à travers des enquêtes détaillées. Elles constituent un moyen de pression politique important, comme en témoigne cette affaire des déchets nucléaires. Par conséquent, elles représentent un outil indispensable aux luttes environnementales. Greenpeace a collaboré activement à la réalisation de cette enquête grâce à ses archives et ses connaissances de terrain (Noualhat, 2009). Cette association a d'ailleurs poursuivi son combat contre les exportations de déchets nucléaires vers la Russie après la diffusion du reportage. A travers les sites russe et français de Greenpeace, 30 000 lettres ont été envoyées pour demander à Jean-Louis Borloo de mettre fin à ces exportations (Greenpeace, 2010). Cette affaire traduit également une définition particulière du choix nucléaire français. Les acteurs du nucléaire ont préféré occulter les craintes du public vis-à-vis du nucléaire, et afficher que l'énergie nucléaire était sous contrôle (Barthe, 2009).

Les sections suivantes contribueront à une réflexion plus théorique sur les conflits autour des déchets. La prochaine partie étudiera le concept de « biens indéterminés » (Lupton, 2005a). Ce concept permet d'appréhender les controverses autour des déchets et leurs répercussions environnementales et sanitaires. Les controverses portent sur des intérêts conflictuels sur la sécurité environnementale et sanitaire des déchets. Il n'y a pas ici d'action conflictuelle (manifestations, ...), mais des qualifications différentes du déchet qui peuvent perturber la pérennité d'une filière de traitement.

5.2. Les biens indéterminés

Si l'on analyse la complexité des déchets, composés de multiples substances, issus pour certains d'un réseau sophistiqué de rejets (ex : boues de stations d'épuration urbaines), on est enclin à s'interroger sur les connaissances de tous leurs composants, et sur les répercussions des différentes filières de traitement. Les connaissances sur toutes les caractéristiques du déchet n'échappent-elles pas au producteur et aux pouvoirs publics ? Maîtrisent-ils les déchets et leurs répercussions lorsque ceux-ci sont valorisés ou incinérés ? Si tel n'est pas le cas, il s'agit d'intégrer le manque de connaissances du producteur et des pouvoirs publics, ainsi que tous les agents liés aux filières des déchets dans la théorie économique.

Cette partie tentera de mettre en lumière cette dimension souvent ignorée de l'incertitude sur la qualité des déchets. Elle part de l'hypothèse suivante : l'incertitude sur la qualité des déchets peut être partagée par tous les agents liés à la filière de valorisation ou d'incinération,

et peut perturber la filière voire provoquer son effondrement. Cette problématique constitue une autre facette des controverses autour des déchets.

5.2.1. La place de l'incertitude sur les caractéristiques des biens dans la théorie économique

De façon générale, la littérature économique n'a pas considéré l'incertitude partagée sur les caractéristiques des biens et des déchets comme une problématique à part entière. Dans notre traitement du syndrome NIMBY, nous avons pu constater que les économistes considèrent souvent que les connaissances sont maîtrisées par ceux qui gèrent les déchets (les pouvoirs publics et les entreprises). L'incertitude sur la qualité est comprise en fait comme une information manquante au consommateur/citoyen, qui est *disponible* et détenue par un groupe d'acteurs (les producteurs/les vendeurs/les autorités publiques). Cela revient à considérer la marchandise et le déchet comme un bien parfaitement identifié *a priori*. Lorsque un déchet est échangé, ou quand celui-ci est valorisé ou incinéré, les vendeurs/producteurs/autorités publiques sont *omniscients* : ils savent exactement le type de déchet qu'ils vendent/produisent ou traitent.

Une des raisons qui peut expliquer ce manque d'intérêt de la littérature pour l'incertitude partagée concernant les caractéristiques des biens peut être la suivante : l'incertitude partagée est considérée analytiquement comme identique à l'information parfaite. Lorsque les agents ont une connaissance ou méconnaissance symétrique, ils ne vont pas pouvoir utiliser stratégiquement le manque d'information de l'autre partie à leur avantage (Lupton, 2005a). L'incertitude partagée est jugée comme un élément neutre, qui ne peut pas faire l'objet d'une utilisation stratégique de la part des agents et contribuer ainsi à déstabiliser un marché. Ce n'est que lorsqu'un agent dispose de *connaissances* dont un autre ne dispose pas que celles-ci peuvent nourrir un calcul stratégique menant à des phénomènes de sélection adverse (Akerlof, 1970) et d'aléa moral (Arrow, 1963). Le passage suivant de Postlewaite (1989) traite de l'introduction de l'asymétrie d'information, par rapport au modèle walrassien de concurrence pure et parfaite, et témoigne de la neutralité allouée à l'incertitude partagée : la concurrence pure et parfaite suppose « que tous les agents ont la même information sur toutes les variables économiques. Cela ne veut pas dire que l'incertitude est évincée ; il peut y avoir de l'incertitude tant que tous les agents sont identiquement incertains. Si cette hypothèse d'information symétrique est retirée, le résultat ne sera plus nécessairement Pareto-optimal. L'introduction de l'asymétrie d'information dans divers problèmes économiques permet de mieux appréhender les raisons des défaillances de marchés » (Postlewaite, 1989, p. 35).

Les incertitudes sur les effets environnementaux et sanitaires sont essentiellement analysées par les économistes dans le cadre de l'information asymétrique, et la mise en place de mécanismes permettant de révéler l'information et de protéger les consommateurs (Spence, 1977; Henson et Traill, 1993 ; Daughety et Reinganum, 1995; Viscusi *et al.*, 2000). Certains

auteurs mentionnent l'existence de l'incertitude scientifique sur les impacts sanitaires des produits alimentaires (Phillips et Isaac, 1998; Bureau et Gozlan, 1999; Henson et Caswell, 1999), mais les caractéristiques sont analysées dans le cadre d'asymétrie d'information. On retrouve la même forme de pensée dans la littérature traitant les phénomènes NIMBY. Il est suggéré que les protestataires ne sont pas aussi savants que les autorités publiques garantes du bien collectif.

Force est de constater que ce cadre est insuffisant pour comprendre les controverses autour des déchets et leurs répercussions. Celles-ci portent sur les caractéristiques des déchets et leurs impacts environnementaux et sanitaires lorsque les déchets sont valorisés ou incinérés. Nous choisirons l'exemple du marché d'épandage de boues de stations d'épuration (STEP) urbaines, puisque celui-ci a fait l'objet de controverses dans plusieurs pays européens (France, Suède, Suisse, Allemagne...) et nord-américains (Etats-Unis, Canada) (Lupton, 2002, 2005b, 2007b ; Bengtsson et Tillman, 2004).

5.2.2. Les controverses autour de l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines

Les controverses scientifiques relatives à l'épandage de boues de stations d'épuration urbaines indiquent que les filières de traitement des déchets sont aussi marquées par l'indétermination relative à leurs impacts environnementaux et sanitaires. Les substances potentiellement dangereuses ont été identifiées, mais il existe des limites dans les connaissances scientifiques sur leurs effets, et cette incertitude est partagée par tous les agents liés au marché. Des opinions différentes peuvent coexister, certains groupes légitimant la filière à condition que l'épandage des déchets respecte la réglementation, alors que d'autres peuvent en interdire ou restreindre l'usage. Certains groupes (gouvernements, industries, profession agricole) peuvent refuser un produit sur la base de connaissances scientifiques, mais peuvent aussi le refuser du fait du manque de connaissances scientifiques : l'incertitude partagée n'est donc pas neutre, et peut être utilisée comme une arme concurrentielle et politique puissante.

Nous porterons essentiellement notre attention sur l'expérience française, qui a fait l'objet d'une recherche approfondie (D'Arcimoles *et al.*, 1999 ; Lupton, 2002 ; Lupton, 2005a ; Déprés, 2006 ; Lupton, 2007b ; Okoubi et Lupton, 2010). Les boues de stations d'épuration urbaines sont des résidus issus du traitement des eaux usées urbaines, provenant de l'habitat, des commerces, des entreprises et des eaux pluviales. Ces déchets ne sont pas homogènes. Comme le note Déprés (2006, p. 31), « les boues sont issues d'un réseau « ouvert » d'assainissement dont la particularité est de collecter des effluents de nature (domestiques, industriels) et de composition différentes dont la concentration peut varier dans le temps ». Les boues urbaines ont fait l'objet de controverses compte tenu des incertitudes sur leurs impacts sur les sols agricoles et la chaîne alimentaire. En France, les boues urbaines sont essentiellement épandues en agriculture, de par leurs propriétés fertilisantes. En 2008, la

Direction de l'eau et de la biodiversité estime que 72% des boues sont épandues sur un total de 1 166 048 tonnes de matière sèche (Legroux et Truchot, 2009). Ce marché d'épandage permet aux producteurs de boues d'écouler leurs stocks de déchets à moindre coût, et aux agriculteurs de tirer avantage des propriétés fertilisantes d'un déchet organique gratuit ou à bas prix (Lupton, 2002).

A) Les impacts sanitaires et environnementaux des boues

Les boues contiennent des éléments pathogènes, des éléments traces métalliques et des micropolluants organiques. Les effets de ces substances sur la santé humaine et animale et sur l'environnement font l'objet de recherches menées depuis plus de 30 ans en France et à l'étranger. Ces analyses ont permis d'établir une série de règles de sécurité au niveau français et international. Des incertitudes demeurent sur le devenir de ces boues épandues sur les terres agricoles françaises. Ce sont ces incertitudes qui ont justifié un refus de l'épandage des boues par certains acteurs du monde agricole depuis 1995.

Afin d'appréhender ces incertitudes, nous analyserons les impacts des éléments traces métalliques, des éléments pathogènes et des micropolluants organiques. Nous mettrons en avant les points d'ombre dans l'évaluation des risques. Enfin, nous soulèverons la question des polluants émergents.

- **Les éléments traces métalliques (ETM):**

La teneur en éléments traces métalliques (ETM) dans les boues provient de différentes sources : le déversement de différents déchets (produits cosmétiques, médicaux, de nettoyage); la corrosion des conduites d'eau individuelles et collectives (cuivre, plomb) ; le ruissellement des eaux pluviales sur les toitures et chaussées (plomb, zinc, nickel); et les activités commerciales et industrielles raccordées au réseau d'assainissement (Chassin et Juste, 1997). L'apport régulier de boues sur les sols peut augmenter à long terme le stock naturel du sol en ETM. La contamination des sols est mesurée par les effets des ETM sur les organismes vivants (vers de terre, micro-organismes, végétaux). Une contamination des sols se traduit par des modifications quantitatives et qualitatives (inhibition de la croissance) des micro-organismes essentiels à l'équilibre des sols. Des études ont été engagées afin de déterminer un niveau de *charge critique*, à savoir un niveau de concentration maximale acceptable en ETM sur les sols : à partir de quel niveau un sol peut-il être considéré comme contaminé ? Il n'y a pas d'accord international, européen ou français sur le niveau de concentration maximale admissible. Les limites critiques pour le cadmium varient par exemple d'un facteur 10 (Bourrellet et Berthelin, 1998). Une autre question en suspens reste l'effet des apports d'ETM à très long terme : même si on ne constate pas actuellement de pollution des sols liée à des apports de boues, quels sont les effets de très long terme d'apports réguliers en ETM sur les sols ? De surcroît, l'évaluation des risques liés à l'absorption d'ETM

à de très faibles doses (via les aliments) est pavée d'incertitudes. La construction de courbes dose-réponse s'appuie sur des modèles d'extrapolation forte dose-faible dose. Selon les hypothèses, les extrapolations peuvent être optimistes ou pessimistes, et donnent des relations dose/effet qui ne proviennent pas de l'observation empirique.

- **Les éléments pathogènes**

Les virus, les bactéries, et les parasites pour l'homme et l'animal sont présents dans les boues de stations d'épuration urbaines. Le réseau détermine la présence d'éléments pathogènes (matières fécales humaines et animales, état des réseaux, raccordement d'activités industrielles agro-alimentaires comme les laiteries, les abattoirs ; raccordement d'activités de soin). Si l'identification des substances pathogènes contenues dans les boues est possible, les relations dose-effet sont établies à partir de résultats d'essais pratiqués sur des rongeurs de laboratoire (qui sont ensuite extrapolés à l'homme ou au bétail), ou des observations épidémiologiques qui n'ont été étudiées que pour des contaminations microbiennes des eaux de baignade ou de boisson. A partir de ces études expérimentales, des doses minimales infectantes (DMI) sont établies. Une fois celles-ci épandues, les micro-organismes pathogènes disparaissent très vite : leur survie peut varier de quelques semaines à quelques mois (Ademe, 2000). Toutefois une vigilance est nécessaire pour certains organismes comme les vers parasites qui peuvent prendre des formes résistantes (œufs) qui leur donnent une plus grande capacité de survie. Cela justifie un renforcement des précautions en cas d'épandage sur prairies (afin d'éviter une contamination du bétail par ingestion de boues). Concernant les risques liés à la chaîne alimentaire, ils sont gérés à travers des délais de mise en culture afin de rompre la chaîne de contamination, ainsi qu'une interdiction réglementaire de certaines cultures plus exposées au risque (légumes consommés crus).

Enfin, il convient d'ajouter les agents transmissibles non conventionnels tels que les prions. Durant la crise de la vache folle, toute une série de boues de stations d'épuration urbaines se trouvèrent contaminées par les rejets d'usines d'équarrissage (lorsque les usines d'équarrissage dépeçaient les animaux contaminés). Les préfets furent alertés de ce problème, avec l'ordre d'interdire l'épandage de boues de STEP urbaines pouvant contenir des prions.

- **Les micropolluants organiques**

Les boues contiennent une grande variété de micropolluants organiques (PCB, HPA³...), qui proviennent essentiellement des produits de synthèse. Dans les effluents domestiques ces produits sont en faible quantité (détergents, solvants, pesticides). L'apport essentiel en micropolluants organiques dans les eaux urbaines provient des eaux pluviales, raccordées au réseau d'assainissement.

³Les PCB (Poly-Chloro-Biphényles) et les HPA (Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques) sont deux familles de micropolluants organiques. Pour plus de détails, se référer au glossaire.

Les micropolluants organiques présentent une capacité de biodégradation dans le sol, ce qui confère un caractère non cumulatif à ce type de flux dans les sols (contrairement aux métaux lourds) malgré la persistance de certaines substances telles que les HPA et PCB (Jauzein, 1997).

Toutefois, comme le notent Kupper *et al.* (2007), il existe des lacunes dans les connaissances sur l'impact des micropolluants organiques. Ces points d'ombre concernent notamment 1) les effets cumulatifs dus à la diversité des polluants ; 2) le nombre limité d'organismes pris en compte dans les tests d'écotoxicité ; 3) le comportement des substances dans le sol sur le long terme.

- **Les polluants émergents**

Selon le réseau NORMAN⁴, les polluants émergents sont des polluants qui ne sont pas réglementés au niveau européen, mais qui sont susceptibles de l'être en fonction de l'évolution de la recherche sur leurs effets environnementaux et sanitaires. Il ne s'agit pas nécessairement de nouveaux polluants. Ils peuvent avoir existé depuis longtemps dans l'environnement, mais leur présence et leur importance vient tout juste d'être élucidée.

Les boues contiennent des polluants émergents. On peut citer notamment les PPCP (produits pharmaceutiques et d'hygiène corporelle), les produits de dégradation dans les détergents non ioniques, les phtalates, les désinfectants, les parfums, les antioxydants etc. Les connaissances sur le devenir de ces polluants contenus dans les boues épandues (au niveau des sols, de la chaîne alimentaire, et de leurs effets sur l'homme) ne sont pas encore stabilisées. Ces contaminants peuvent être présents en quantités infimes, et leur impact est encore incertain. Certaines de ces substances comme les hormones (présents dans certains médicaments), les phtalates et les produits de dégradation dans les détergents non ioniques sont connus comme des perturbateurs endocriniens (interférant avec le fonctionnement hormonal des êtres vivants). De nombreuses recherches sont menées sur ces polluants émergents présents dans les boues. On peut citer le projet de recherche AMPERES piloté par le CEMAGREF (Centre d'Étude du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et Forêts). Ce projet de recherche financé par l'ANR (Agence Nationale de la Recherche) mené de 2006 à 2009 a abouti à une série de recommandations aux pouvoirs publics français. Suite à ces travaux, un groupe de travail de la Direction de l'eau et de la biodiversité du Ministère de l'Écologie a été constitué

⁴ Le réseau européen NORMAN (Network of reference laboratories for monitoring of emerging environmental pollutants) était d'abord un programme de recherche subventionné par la Commission Européenne (DG Recherche) pendant 3 ans à partir de 2005. Constitué d'un ensemble de 17 organismes, il a été coordonné par l'INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques). Il est ensuite devenu un réseau permanent de laboratoires, de centres de recherches et d'organismes qui regroupent leurs résultats de recherche sur les polluants émergents et leurs impacts sur l'homme et les écosystèmes. Voir http://www.norman-network.net/index_php.php

sur le « Suivi des substances chimiques au niveau des stations d'épuration urbaines ». Ce groupe de travail vise à perfectionner le suivi des rejets de substances polluantes, avec l'élaboration d'une circulaire.

B) Controverses autour des boues de STEP urbaines

Depuis 1995, on assiste en France à une série d'interdictions d'épandre des boues de STEP urbaines de la part de la profession agricole et la filière agro-alimentaire. Cette date n'est pas anodine. Elle coïncide avec le climat d'interrogations suite à la crise de la vache folle, durant laquelle la transmission de la maladie de Creutzfeldt-Jakob à l'homme a été annoncée au public en 1996 par le gouvernement britannique. Cette crise a également eu un retentissement en Europe continentale. La question de la traçabilité des produits est devenue une préoccupation majeure du monde agricole, soucieux d'éviter une nouvelle crise, et de contenir l'atteinte à son image. La filière agroalimentaire a été conduite à développer un suivi du produit tout au long de la chaîne, de la production à la distribution. Bien menée, cette traçabilité avait pour but de clarifier la répartition des responsabilités dans une filière complexe, et d'évaluer les risques tout au long de la filière de production. Ce souci d'identification des risques potentiels de la chaîne alimentaire a porté plus particulièrement sur la question de l'intégration d'un déchet contaminant dans un processus de production (comme c'était le cas des farines animales contenant le prion).

Malgré le renforcement de la réglementation (décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 et arrêté du 8 janvier 1998), les acteurs du monde agricole n'ont pas été rassurés. Au contraire, toute une série d'initiatives privées (interdiction de l'épandage de boues dans les cahiers des charges des industries agro-alimentaires, prises de positions des syndicats agricoles...) se sont développées qui témoignent de l'insuffisance de la réglementation en tant que mécanisme de stabilisation des attentes et de coordination de la filière d'épandage des boues (Lupton, 2002).

L'initiative qui a eu le plus de retentissement dans le monde agricole a été celle de la société Bonduelle. Celle-ci a imposé une charte de qualité à ses fournisseurs. Bonduelle a commencé par envoyer une circulaire en juin 1996, informant ses fournisseurs de la mise en place d'une charte, et interdisant l'utilisation de certains produits organiques sur les cultures de légumes. La raison invoquée est la mise en place d'une traçabilité de la filière. Avec la mise en place de la charte "d'approvisionnement des légumes transformés et commercialisés" le 20 février 1997, Bonduelle met en avant des critères objectifs, adoptés après concertation avec les représentants de l'ensemble des parties prenantes: planteurs, Chambres d'agriculture, Agences de l'eau, DRIRE (Directions Régionales de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement), et services du Ministère de l'environnement. Bonduelle est la première industrie agro-alimentaire (IAA) à avoir établi en France des normes de qualité des boues plus

sévères que la réglementation française. Cette charte de qualité est imposée à ses 2 200 fournisseurs du Nord et Sud-Ouest de la France. Les exigences pesant sur les boues (teneurs en corps étrangers, métaux lourds, micropolluants organiques) s'apparentent aux seuils réglementaires de sécurité en vigueur en Allemagne et aux Pays-Bas, et sont supérieures à celles conseillées par l'Union Européenne. La sévérité de cette charte est officiellement motivée par le souci de renforcer la sécurité alimentaire des consommateurs. Mais le facteur déterminant a été le souci de se conformer aux exigences de pays importateurs de produits Bonduelle qui ont des normes beaucoup plus sévères en matière d'épandage de boues. En effet, Bonduelle réalise 51% de son chiffre d'affaires à l'exportation vers des pays du nord tels que l'Allemagne. Cette dimension internationale est d'ailleurs mentionnée dans la charte : les valeurs de la charte ont été établies en tenant compte des exigences des pays pour lesquels Bonduelle commercialise ses légumes. Ainsi, Bonduelle amorçait une nouvelle forme de concurrence sur la sécurité sanitaire des produits, en faisant de la traçabilité de la qualité un axe stratégique pour la firme. Dans la charte Bonduelle, les teneurs limites en métaux lourds contenus dans les boues sont inférieures aux seuils de la réglementation française. Pour les parcelles ayant reçu des boues dans un délai de moins de 4 ans avant la charte, les parcelles ayant reçu des boues non conformes à la charte Bonduelle ne peuvent plus être sélectionnées, et les produits sont refusés par le groupe. Si les boues sont conformes à la charte, la parcelle ne sera sélectionnée qu'après vérification par Bonduelle de la conformité des analyses aux valeurs limites imposées par la charte. Ces restrictions sont donc rétroactives : une pratique conforme à la réglementation à un instant donné est remise en cause dans un cadre contractuel par une norme (privée) qui peut pénaliser des pratiques passées. La coexistence d'institutions parallèles (Vahabi, 2009a) contribue à accroître l'insécurité économique des agriculteurs et à brouiller leurs anticipations. En effet, des pratiques conformes à une règle publique peuvent être remises en cause par des normes privées. La réglementation (publique) perd alors sa fonction coordinatrice. Elle n'est plus une institution sur laquelle chaque agent peut s'appuyer pour opérer ses choix économiques.

D'autres mesures vont suivre de la part des IAA et des transformateurs. Ces derniers adoptent une position radicale de refus de tout épandage de boues en invoquant souvent le « principe de précaution » pour justifier leur défiance : compte tenu des incertitudes scientifiques sur les risques sanitaires et environnementaux créés par l'épandage des boues, il conviendrait de s'abstenir de tout épandage. Le principe de précaution est mobilisé comme justification du refus d'un produit au motif que des incertitudes persistent sur l'évaluation des risques (Lupton, 2002, 2007b). En été 1997, *Croix de Savoie* et *Panzani* (entreprises produisant des pâtes) décident de refuser le blé produit sur des terres ayant reçu des boues dans les deux années précédentes. Au même moment, les distributeurs Carrefour et Auchan adoptent des mesures encore plus sévères (interdiction de tout épandage cinq ans avant toute culture de

pommes de terre), et sont imités en cela par certains transformateurs (Moulins de Savoie, Société de Transformation des Légumes). Ces initiatives de l'industrie et de la distribution sont transmises directement par les coopératives et négociants locaux, qui sont les intermédiaires entre les agriculteurs et les transformateurs, les IAA et la grande distribution. Les coopératives peuvent aussi vouloir sécuriser leurs débouchés en optant dès le départ pour une interdiction radicale de tout épandage de boues, par anticipation d'un renforcement des normes des IAA ou des distributeurs. Les agriculteurs en relation avec ces coopératives n'ont d'autre choix que de se plier aux nouvelles contraintes.

La remise en cause de la sécurité des boues a été relayée par d'autres acteurs liés à la filière agricole. Les syndicats agricoles les plus puissants (CNJA, FNSEA) ont mis en avant les risques et incertitudes persistantes concernant les répercussions sanitaires et environnementales des boues épandues. La profession agricole exige des ajouts à la réglementation relative à l'épandage des boues : la signature systématique d'une convention d'épandage entre agriculteurs et producteurs de boues, des garanties de respect de la réglementation (à travers une traçabilité des épandages, et un contrôle par une instance indépendante), et la mise en place d'un fonds d'indemnisation permettant une compensation rapide des agriculteurs en cas de dommages. Ce fonds répond à une crainte des agriculteurs vis à vis de la réalisation de dommages imprévisibles, dus à une substance indécélable au moment de l'épandage. Le problème se pose au niveau de la responsabilité et la réparation en cas d'occurrence d'un danger imprévisible (les assureurs refusant de couvrir ce qui n'est pas prévisible). Cette revendication des syndicats agricoles a abouti à l'établissement d'un fonds de garantie (voir Lupton, 2007b).

Malgré le développement d'une filière de composts des boues (acquérant le statut de produit s'il respecte la norme NFU 44-095), et un suivi de la filière de valorisation agricole des boues de STEP urbaines, les mesures d'interdiction persistent encore en France à l'heure actuelle selon Legroux et Truchot (2009). Certaines mesures ont été assouplies telles que le cahier des charges de Carrefour. Mais des mesures contre l'épandage des boues continuent, bien qu'elles ne soient pas inscrites dans les cahiers des charges. Elles constituent un « facteur prépondérant qui pèse sur le choix d'un agriculteur d'accepter ou non des boues » (Legroux et Truchot, 2009, p. 11). Les mesures d'interdiction (ou « contraintes commerciales ») persistent dans la filière blé, les AOC (appellations d'origine contrôlée) fromagères, et la filière pomme de terre. Elles ne sont pas juridiquement illégales, mais l'utilisation publicitaire de la contrainte commerciale contre l'épandage de boues est interdite par la DGCCRF (Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes).

C) Les boues de STEP urbaines : des biens indéterminés

L'analyse du marché d'épandage des boues est révélatrice d'institutions parallèles qui peuvent perturber la pérennité d'une filière, voir provoquer l'effondrement d'une filière toute entière. En comparant les chiffres de l'épandage agricole en France en 1994 (505 133 tonnes de MS épandues, sur un total de 865 530 tonnes produites), on peut constater une hausse de la part de boues épandues passant de 58% en 1994 à 66.5% en 1997, et à environ 72% en 2006 (Legroux et Truchot, 2009). Pourtant, la filière est considérée comme déstabilisée par les initiatives diverses issues de la filière agro-alimentaire. En fait, ce qui change est la difficulté de trouver des débouchés : certains agriculteurs se désistent ou ne renouvellent pas leur contrat d'épandage, et il est beaucoup plus difficile pour le producteur de boues de trouver de nouveaux agriculteurs preneurs.

Dans d'autres pays, l'épandage agricole de boues a été plus sévèrement touché. En Suisse, la filière d'épandage de boues de STEP urbaines a été contestée suite à la crise de la vache folle. Les prions susceptibles d'être contenus dans les boues ont suscité une grande inquiétude (Laube et Vonplon, 2004). La grande distribution (Migros, Coop) a fortement contribué à déstabiliser la filière d'épandage en interdisant à partir de 2001 l'épandage de boues urbaines pour les produits alimentaires tels que la viande et les produits laitiers (dotés d'un label de qualité). L'Union suisse des paysans recommande également à ses membres de renoncer aux boues à partir de 2003. Avec ce tsunami d'interdictions qui s'étend, la sphère politique Suisse se préoccupe sérieusement de l'avenir de la filière d'épandage de boues urbaines, en questionnant les impacts environnementaux et sanitaires potentiels des polluants émergents contenus dans les boues (produits pharmaceutiques). Puisque la filière d'épandage « est sérieusement remise en cause aux plans scientifique et socio-politique », le Conseil fédéral a décidé d'interdire l'épandage de boues à partir du 1^{er} mai 2003, en révisant l'ordonnance sur les substances (Osubst; RS 814.03) (Laube et Vonplon, 2004, p. 11). La filière d'épandage agricole a donc été anéantie, puisque les boues de STEP urbaines ne sont quasiment plus valorisées en Suisse depuis 2006.

- **La nécessité d'une nouvelle classe de biens**

D'un point de vue théorique, les controverses autour du marché d'épandage de boues urbaines des marchés révèlent un problème économique singulier. Les marchés peuvent s'effondrer ou être restreints non pas à cause de phénomènes de sélection adverse, ou d'aléa moral, mais parce que des groupes ou pays ont refusé une filière de traitement d'un déchet sur la base des incertitudes scientifiques sur ses effets environnementaux et sanitaires (Lupton, 2005a).

Afin de décortiquer la nature de l'incertitude partagée et les problèmes économiques qu'elle génère, il s'agit de bien la distinguer de l'asymétrie d'information. Trois classes de biens ont été distinguées dans le cadre de l'asymétrie d'information, en fonction de l'acquisition de

l'information sur la qualité par le consommateur : les *biens de recherche* (Nelson, 1970) pour lesquels l'information sur le bien est obtenue en inspectant le bien avant l'achat, les *biens d'expérience* (Nelson, 1970) pour lesquels l'information sur la qualité du bien est acquise en consommant/utilisant le bien, et les *biens de croyance* (Darby et Karni, 1973)⁵ pour lesquels l'information sur la qualité des biens ne peut être obtenue par le consommateur ni avant ni après l'acquisition du bien, du fait des coûts prohibitifs liés à l'acquisition de cette information : le consommateur doit recourir à un tiers expert.

La compréhension des phénomènes d'incertitude partagée ne rentre pas dans la catégorie de ces trois biens. Nous proposons de créer donc une nouvelle classe de biens : les biens indéterminés (Lupton, 2005a). Ce sont des biens et services dont les caractéristiques ne peuvent pas être connues avant l'achat, ni directement par l'usage, ni encore au travers de dépenses supplémentaires d'information (biens de croyance), pour la simple raison que l'information sur certaines caractéristiques n'est pas accessible compte tenu de l'état des connaissances disponibles, et n'est détenue par aucun groupe d'acteurs (Lupton, 2001). Mais cette définition est insuffisante. Il peut y avoir des biens pour lesquels l'information est incomplète car personne ne considère que ce manque de connaissance soit problématique.

Dans notre cas de figure, l'incertitude scientifique n'est pas neutre pour plusieurs raisons :

1) l'incertitude relative aux impacts futurs d'un déchet est mise en avant par plusieurs groupes d'acteurs influents ; 2) des hypothèses rivales coexistent (sur l'importance des risques sanitaires et environnementaux), et l'incertitude scientifique est utilisée par les acteurs comme argumentaire de refus de l'épandage des boues urbaines ; 3) l'indétermination ne porte pas seulement sur les caractéristiques des déchets mais sur la pérennité d'une filière : les anticipations des agents peuvent être floues non seulement à cause de l'incertitude sur les caractéristiques du bien, mais aussi du fait de l'incapacité d'anticiper les réactions et stratégies des autres agents.

- **La particularité des biens indéterminés**

Distinguons maintenant cette nouvelle classe de biens par rapport aux biens d'expérience, de recherche et de croyance (les biens ERC). Les biens indéterminés sont différents des biens ERC à la fois au niveau de la définition de la qualité et la nature de l'incertitude, du coût d'acquisition de l'information et de la nature des problèmes économiques.

Tout d'abord, pour les biens ERC, les caractéristiques du bien sont clairement définies par le producteur. Il y a une définition *a priori* du bien. Dès que le bien existe, le producteur en connaît tous les composants, son histoire et ses impacts futurs. L'incertitude est définie

⁵Darby et Karni emploient le terme de "*credence goods*" que nous traduisons par "biens de croyance", puisque d'après *The Oxford English Reference Dictionary*, *credence* provient du latin "*credere*" signifiant "croyance" ou "foi". La littérature économique française emploie couramment la terminologie "bien de confiance".

comme un manque d'information du côté du consommateur (asymétrie d'information). Bien entendu, celui-ci peut acquérir l'information sur la qualité du bien avant de le consommer à travers la recherche (biens de recherche). Mais pour les biens d'expérience et de croyance, le consommateur achète le bien avant de découvrir sa qualité à travers l'expérience (biens d'expérience), ou alors il ne sera jamais capable d'évaluer sa qualité car l'acquisition de cette information est trop coûteuse (biens de croyance). Dans ces deux derniers cas, l'information et l'action sont cachées. L'incertitude peut être définie comme une incertitude issue du manque de communication, et de l'impossibilité d'un décideur « de découvrir les décisions et plans concurrents faits par les autres » (Koopmans, 1957, p. 147). Mais à cette incertitude nous devons aussi rajouter le comportement stratégique et opportuniste (la non révélation stratégique d'information, la distorsion d'information). Pour les biens indéterminés, la qualité n'est pas une variable qui est donnée et complètement connue du producteur/vendeur et des pouvoirs publics. L'incertitude sur la qualité peut être définie comme l'incertitude partagée sur la qualité du bien. Dans le cadre des boues de STEP urbaines, il s'agit d'une incertitude sur les impacts futurs du déchet dont les agents sont conscients. L'existence de l'incertitude est connue des agents. Nous appellerons ceci l'incertitude *perçue* (Lupton, 2005a). L'ampleur de cette incertitude est cependant difficile à évaluer : on ne peut jamais affirmer qu'il n'y a plus d'incertitude, et il y a toujours la possibilité de surprises. Ici, les agents agissent sur cette incertitude, sans pouvoir la « contrôler » : elle est amplifiée ou minimisée pour justifier différentes expertises et actions des agents. Des interprétations causales différentes coexistent, et aucune d'entre elles n'est acceptée comme l'unique et bonne réponse. Dans notre cas, l'incertitude signifie qu'il y a des trous communs dans les connaissances partagés par tous, qui mènent à des interprétations différentes.

Ainsi, pour les biens indéterminés, l'incertitude est radicale comme chez Knight (1921) et Keynes (1937) ; il n'y a pas de base valide sur laquelle on puisse former une probabilité calculable quelle qu'elle soit. Cependant, contrairement à Keynes, cette incertitude n'est pas seulement basée sur l'incertitude sur ce qui pourrait se passer dans le futur, mais concerne aussi le passé et le présent. L'incertitude ne signifie pas seulement l'impossibilité de d'accorder une probabilité à l'occurrence (ou non) d'un événement : l'événement a pu se produire sans que personne ne puisse être capable de savoir, par l'observation, si oui ou non il s'est effectivement produit (cas d'une contamination des sols par des polluants émergents). En somme, les biens indéterminés se réfèrent bien à l'incertitude, alors qu'en fin de compte les biens ERC sont liés à une problématique de risque. Pour les biens ERC, le producteur connaît la probabilité de défaillance du produit qu'il met en circulation, alors que le consommateur ne la connaît pas, et acquiert cette connaissance soit à travers la recherche (en inspectant le produit avant l'achat), l'expérience, ou alors il ne sera pas capable d'évaluer le niveau de sécurité, puisque cela lui est trop coûteux (bien de croyance). Pour les biens indéterminés, les agents sont conscients des incertitudes et ont des jugements différents sur les caractéristiques

du déchet sans pouvoir prouver par l'observation directe qui détient la vérité. Comme le note Shackle (1972, p. 353) « la vérité est unique. Pour être unique elle doit être complète, car sinon il y aura la possibilité de la compléter d'une multitude de façons. Mais il est impossible de savoir si nous arriverons à toute la vérité ».

Ensuite, les coûts d'acquisition de l'information sur les caractéristiques du bien sont différents entre biens ERC et biens indéterminés. Pour les biens d'expérience et de recherche, l'expérience ou la recherche seront utilisées en fonction des coûts que chacune de ces procédures engendrent pour le consommateur. Le coût d'obtention de l'information pour le bien de croyance sera bien entendu plus élevé que pour les caractéristiques de recherche ou d'expérience. Quant au bien indéterminé, celui-ci requiert des dépenses vraisemblablement plus importantes, puisqu'il ne s'agit pas de révéler une information déjà existante, mais de mobiliser des fonds pour *créer* cette information (recherche et développement). On aura donc dans tous les cas l'inégalité suivante :

$$C_E < C_R < C_C < C_I$$

ou $C_R < C_E < C_C < C_I$

où C représente le coût d'obtention d'information sur la qualité du produit pour les biens d'expérience (E), de recherche (R), de croyance (C), et indéterminé (I).

A la différence des biens d'expérience, de recherche et de croyance, l'information sur les caractéristiques du bien n'existe pas *a priori* pour les biens indéterminés. Les coûts de la procédure d'acquisition des connaissances sont difficilement quantifiables *ex ante* et surtout les délais d'acquisition ne sont pas parfaitement compressibles en fonction des moyens affectés (Lupton, 2002) : certaines recherches peuvent mener à poser plus de questions qu'elles n'en résolvent, et peuvent quelque fois n'aboutir à aucun résultat concluant.

Enfin, la nature des problèmes économiques est différente pour les biens indéterminés par rapport aux biens ERC. Le marché peut être menacé d'effondrement, sans qu'il y ait de changement dans la qualité des boues, contrairement aux biens ESC. Pour les biens de recherche, les consommateurs peuvent décider, après inspection, de ne pas acheter les produits jugés de mauvaise qualité. Quant aux biens d'expérience et de croyance, ces derniers peuvent être confrontés au mécanisme d'Akerlof (1970), selon lequel il peut ne pas y avoir de demande du tout puisque les consommateurs ne peuvent différencier les bons produits des mauvais (vendus au même prix). Ils anticiperont (à travers le prix) que la qualité moyenne sera toujours inférieure à leurs attentes. L'effondrement de marché est donc basé sur les anticipations rationnelles des consommateurs : le marché offre effectivement des produits de mauvaise qualité. Mais dans le cas des biens indéterminés, le marché peut s'effondrer parce que des agents influents refusent le bien sur la base d'incertitudes persistantes quant à ses caractéristiques (ex : les impacts sanitaires et environnementaux), et ce refus peut être suivi par d'autres agents, comme le cas Suisse l'illustre. Dans ce contexte d'incertitude, les agents

peuvent adopter un comportement mimétique Keynésien : ils ne vont pas agir selon leur propre opinion sur la qualité du déchet, mais selon l'opinion moyenne du marché. Ils décident de se reposer sur le « jugement du reste du monde qui est peut-être mieux informé » (Keynes, 1937, p. 214). Le marché peut s'effondrer à cause du changement de l'opinion générale sur la qualité du déchet, sans qu'il y ait de changement dans la qualité intrinsèque du déchet (Lupton, 2005a). Même si certains agents considèrent toujours que le bien a de la valeur pour eux, ils n'achèteront/n'utiliseront pas le bien, car ils considèrent que d'autres agents peuvent en interdire l'usage ou en dénigrer la valeur.

Le tableau suivant clarifie les différences entre les biens ERC et les biens indéterminés en fonction de la nature de l'incertitude, le partage d'information entre les agents, les coûts d'acquisition de l'information, et la nature des problèmes de marché.

Tableau 5.1. Différences entre les biens ERC et les biens indéterminés

	Nature de l'incertitude	Partage d'information	Coûts d'acquisition de l'information	Problèmes de marché
Biens ERC	Manque d'information du consommateur. Cette information peut être acquise par le consommateur à travers l'expérience ou la recherche. Mais pour les biens de croyance, l'incertitude porte sur le comportement des agents.	Le producteur/vendeur est omniscient, alors que le consommateur est imparfaitement informé.	Les coûts d'acquisition de l'information sont les plus élevés pour les biens de croyance. Lorsque cela est possible, l'expérience ou la recherche sera utilisée pour acquérir l'information, en fonction des coûts de chaque option. Ces coûts peuvent être évalués ex ante.	Les problèmes de sélection adverse et d'aléa moral peuvent exister pour les biens d'expérience et de croyance. La qualité offerte est inférieure au niveau espéré par les consommateurs, et ces derniers anticipent ceci : il n'y aura alors pas de demande.
Biens indéterminés	Les lacunes dans la connaissance fait que l'information n'existe pas <i>a priori</i> . L'incertitude peut être qualifiée d'incertitude radicale.	Certaines caractéristiques du produit ne sont pas connues du producteur/vendeur/décideur ou les impacts sanitaires et environnementaux sont incertains. Ces incertitudes sont partagées par tous les agents liés au marché.	Les coûts ne peuvent pas être évalués ex ante car ils sont liés à la production même de l'information.	Les marchés peuvent être restreints ou s'effondrer, soit à cause d'un désaccord entre experts sur les caractéristiques du bien, soit parce que des agents influents interdisent le produit sur la base d'incertitudes persistantes quant à ses attributs (et ses impacts).

Source: Lupton, 2005a

Les controverses autour des boues de stations d'épurations urbaines nous ont permis de mettre en avant un problème économique souvent ignoré par la littérature économique. Les controverses autour des caractéristiques des déchets (ex : les boues de stations d'épuration urbaines) ou des biens (OGM, bœuf aux hormones) démontrent que l'incertitude scientifique n'est pas neutre. Elle peut déstabiliser des filières entières en fonction du contexte historique et du poids politique des acteurs. Les biens indéterminés constituent alors une dimension importante dans la compréhension des intérêts conflictuels autour des déchets. La prochaine partie explorera l'ensemble des conflits autour des déchets étudiés dans ce chapitre. Nous conceptualiserons les conflits dans le cadre de la terminologie de Hirschman (1970) et Vahabi (2004). Cette typologie nous permettra une appréhension plus globale des actions conflictuelles (NIMBY, lutte de Greenpeace contre les rejets de déchets nucléaires, exportation de déchets nucléaires en Russie, épidémiologie populaire...) et les intérêts conflictuels (épandage agricole des boues de STEP urbaines).

5.3. Conceptualisation des conflits autour des déchets et solutions

Jusqu'à présent, les conflits autour des déchets ont été analysés par les économistes dans le cadre du phénomène NIMBY. La façon de conceptualiser ces conflits permet de comprendre quelles ont été les solutions proposées pour résoudre les différends, ainsi que leurs limites. Par souci de clarté, il nous a semblé utile d'analyser ces conflits en empruntant la terminologie de Hirschman (1970), bien que la littérature sur les conflits soit plus exhaustive (voir Vahabi, 2009b).

5.3.1. L'approche des conflits de Hirschman (1970) et Vahabi (2004)

Selon Hirschman (1970), les acteurs peuvent adopter deux attitudes pour manifester leur insatisfaction. Ils peuvent choisir l'option *exit* (sortie), en abandonnant ou fuyant une situation contestable. Le cas échéant, ils peuvent montrer leur insatisfaction à travers des procès judiciaires ou par des manifestations adressées à qui veut les entendre : il s'agit de l'option *voice* (prise de parole). L'atout de l'analyse de Hirschman (1970) est d'analyser les problèmes de dysfonctionnement du marché, en rejetant les hypothèses néoclassiques de rationalité et de comportement de maximisation des agents. Alors que la sortie appartient à l'analyse économique, la prise de parole représente « l'action politique *par excellence* » (Vahabi, 2004, p. 88).

De ce fait, la prise de parole nous permettrait de comprendre les conflits autour des déchets, tels que la signature de pétitions (cas de la mobilisation contre l'incinérateur de Grasse), les controverses portant sur l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines, et le rôle des médias dans la divulgation de problèmes de gestion des déchets (par exemple l'entreposage des déchets nucléaires à Tomsk). Ces revendications et manifestations ne relèvent pas d'un calcul coût-bénéfice, comme nous avons pu le constater dans le cadre du phénomène NIMBY. Comme le note Hirschman, « dans la mesure où elle est une action politique ou une action pour l'intérêt public, la prise de parole a vocation à échapper au calcul coût-bénéfice et peut alors surpasser la sortie silencieuse et égocentrique » (Hirschman, 1981, p. 239).

La prise de parole peut être plus efficace que la sortie dans sa capacité à provoquer le changement d'un état des choses contestable. Hirschman (1981) approfondit la différence entre la prise de parole et la sortie. Contrairement à cette dernière, la prise de parole transmet plus d'information. La prise de parole peut être appréciée en tant que telle par ceux qui l'exercent, particulièrement quand c'est une action dans l'intérêt général. Par conséquent, elle échappe à l'analyse coût-bénéfice. Par ailleurs, la prise de parole peut être réprimée différemment de l'option sortie. Enfin, la prise de parole peut être traîtresse car elle représente une minorité s'exprimant pour l'ensemble d'un groupe insatisfait. Aussi, est-il possible que les changements atteints par la prise de parole ne bénéficient qu'à une minorité.

Cette définition de la prise de parole nous permet-elle de comprendre les conflits autour des déchets ? Dans tous les cas que nous avons traités, les mobilisations perturbent l'ordre établi. Les manifestations contre l'implantation d'incinérateurs ou de décharges peuvent souvent être définies comme des mouvements tournés vers l'intérêt général. Elles échappent également à un calcul coût-bénéfice, puisque l'opposition n'est pas préoccupée seulement par son arrière cour, mais pas le choix politique de gestion des déchets. Nous avons mis l'accent sur le fait que ces mouvements peuvent suggérer de meilleures alternatives (dans l'intérêt de tous), qui sont adoptées par la suite, si le mouvement atteint un seuil critique permettant de changer les décisions publiques. Il s'agit souvent de mobilisations contestant les règles établies, et qui peuvent mener au changement des règles. Hirschman aborde-t-il la prise de parole *contre* l'ordre établi, ou s'agit-il d'une manifestation *dans le cadre des règles* ?

Vahabi (2004) soulève à juste titre l'ambiguïté du concept de prise de parole de Hirschman. Selon cet économiste, Hirschman n'a pas explicité la différence entre la prise de parole *dans le cadre des règles établies* et la prise de parole *contre les règles établies*. La prise de parole dans le cadre des règles peut être différenciée de la sortie, puisque cette dernière option consiste à abandonner les règles existantes. Par contre, la prise de parole contre les règles établies ne peut être opposée à la sortie, puisque ces deux options constituent une opposition contre les règles établies (Vahabi, 2004). Il est possible que Hirschman ait volontairement omis de distinguer ces deux concepts afin de ne pas remettre en cause toute sa classification. Nous pouvons constater cette ambiguïté en reprenant la définition de la prise de parole de Hirschman (1970, p. 30) : « toute tentative de changer, plutôt que d'échapper à un état contestable des choses, soit par une pétition individuelle ou collective adressée aux responsables, soit par l'appel à une autorité supérieure dans l'intention d'imposer des changements dans les pratiques de gestion, ou par différents types d'actions et de protestations, incluant celles qui visent à mobiliser l'opinion publique ».

A travers cette définition, nous observons deux définitions distinctes. La prise de parole dans le cadre des règles s'opère par une pétition adressée aux responsables, ou par l'appel à une autorité supérieure. La manifestation du mécontentement s'exerce dans le respect des institutions en place, et en suivant l'ordre hiérarchique existant. Le dernier cas d'opposition (actions et protestations...) sort du cadre des institutions établies, et vise un réseau d'acteurs plus large.

Pourtant, la prise de parole s'exerce également *contre* les règles établies. A titre d'illustration, le phénomène NIMBY ne peut pas être envisagé comme la manifestation d'un mécontentement dans le cadre des règles. Les riverains ont été *d'emblée exclus de la décision* contrairement au cadre de Hirschman (1970, 1981) qui sous-entend que l'état des affaires est connu, partagé et décidé par tous les membres intégrés dans une même organisation. La prise

de parole suppose un processus démocratique dans lequel chaque acteur a le même pouvoir de décision.

Nous pensons que la notion qui permettrait une meilleure compréhension des différents types de contestations étudiées dans ce chapitre est celle du *cri* (Vahabi, 2004, 2006). Comme le note Gupta (1990), lorsque l'insatisfaction est endémique et qu'elle ne peut être atténuée par le système socio-économique et politique en place (à travers le recours à la loi), la prise de parole est insuffisante pour comprendre les mouvements contestataires. La notion de *cri* paraît plus adéquate à la compréhension des luttes *en dehors des règles*. Vahabi (2004, 2006) définit le *cri* ainsi. Cette option comprend « les conflits anti-systémiques contre les règles existantes » (Vahabi, 2006, p. 79). Si les acteurs sont exclus du processus de décision (NIMBY, gestion des déchets nucléaires, sécurité alimentaire), ils ont la possibilité de recourir à des institutions parallèles au système en place.

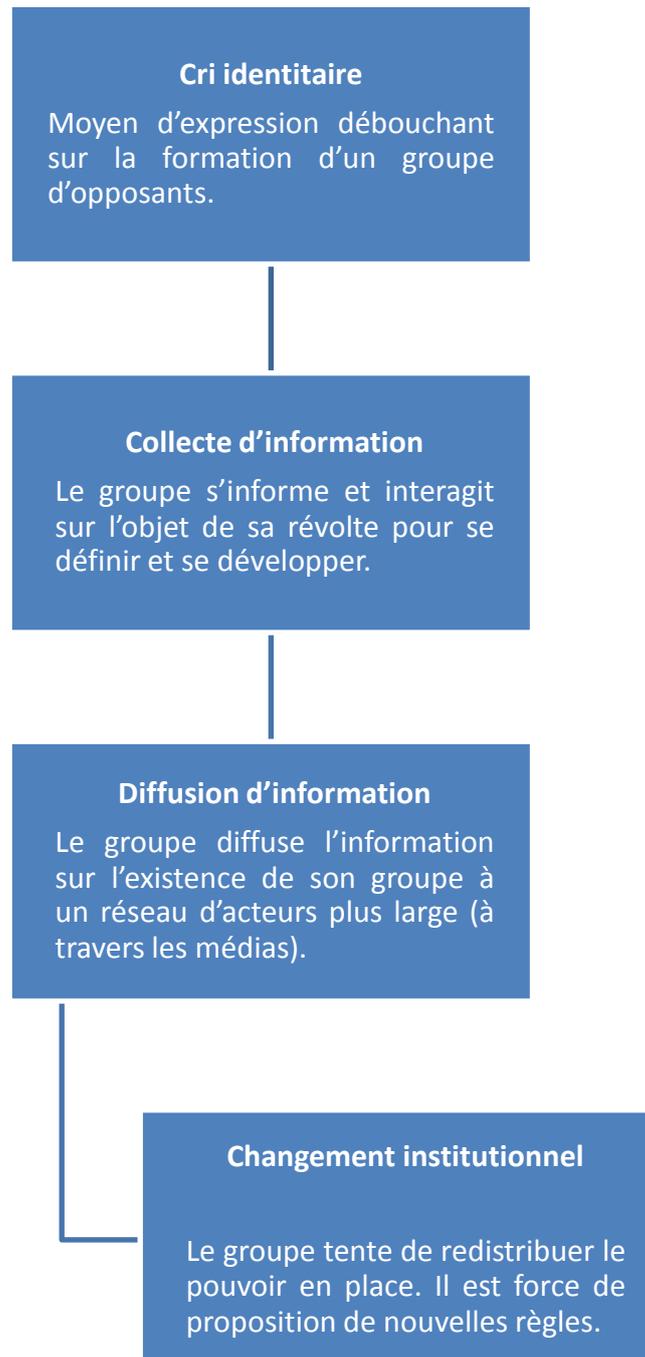
Le *cri* est employé par les acteurs quand la prise de parole est muselée. Le *cri* peut se manifester avec ou sans recours à la violence. Nous avons sélectionné des exemples où les acteurs n'ont pas été violents, bien que le *cri* puisse être accompagné d'actes de violence (saccage de sites, confrontation physique...). Dans la réalité politico-économique, le *cri* est souvent une étape nécessaire au changement de règles imposées à une population, qui les juge illégitimes, dangereuses et/ou inacceptables. Ces institutions parallèles prennent plusieurs formes. Il peut s'agir de la constitution d'une pétition contre une décision publique d'implanter un incinérateur (cas de Grasse) ; un ensemble de règles d'interdictions d'épandre des boues (contraires à la réglementation légitimant et contrôlant l'épandage) ; un documentaire médiatique révélant une information non divulguée par les organisations ou pouvoirs publics (entreposage de l'uranium appauvri à Tomsk) ; ou encore une enquête scientifique parallèle à celles mises en places par les organismes de recherche afin de découvrir les sources d'une contamination (l'épidémiologie populaire à Woburn). Le *cri* a pour objectif de changer les règles en place⁶.

Le *cri* est une manifestation du pouvoir de nuisance (pouvoir destructif) (Vahabi, 2004). Tous les combats que nous avons examinés rentrent dans le cadre du pouvoir destructif dans sa fonction productrice de règles (*rule-producing function*) (Vahabi, 2004). Le *cri* est l'option qui vise à anéantir les anciennes règles pour en créer de nouvelles. Le *cri* sous-tend la constitution d'une communauté, d'un groupe d'opposants (Vahabi, 2006). Il nous semble opportun de prolonger la réflexion de Vahabi sur le *cri*, que ce dernier a essentiellement décortiqué dans le cadre des mouvements sociaux (révolutions, grèves, ...).

⁶Nous ne portons pas de jugement de valeur sur la légitimité du *cri* dans une perspective éthique. Quelques fois les mouvements peuvent aboutir à des situations pires pour le bien-être collectif. D'autres fois, elles amènent des changements positifs. Cet aspect ne fait pas l'objet de cette présente étude. Nous nous intéressons plus particulièrement à la fonction du *cri* qui a le potentiel de changer les institutions.

Le cri peut évoluer sous différentes formes. Il naît souvent comme un moyen d'expression identitaire (« je crie, donc je suis »). Le cri fonde la constitution d'un ensemble d'opposants s'identifiant à une cause commune. Pour se définir et se développer, le groupe s'informe sur l'objet de sa révolte par l'échange entre les membres, la récolte d'informations et l'apprentissage (*learning by doing*). Cette étape lui permet de former une stratégie d'attaque, et de définir les responsabilités des différents membres du groupe. Ensuite, une partie de l'information est diffusée à un plus large public (à travers les médias : la télévision, internet...). De cette façon, les opposants sont reconnus comme une force politique à part entière. La protestation se raffine ensuite dans l'optique de redistribuer le pouvoir en place. En fin de compte, le groupe de contestataires cherche à aboutir au changement institutionnel (avec ou sans succès).

Figure 5.1. Les étapes du cri



Ainsi, le cri peut gagner en importance pour changer les règles établies, ou s'arrêter à une étape de son développement sans aboutir au changement institutionnel. L'étape de la constitution d'information et de sa diffusion n'est pas un passage obligatoire au changement des règles. Cependant, pour les cas étudiés dans ce chapitre, ces étapes étaient observées.

Bien entendu, les conflits peuvent revêtir la forme de manifestations dans le cadre des règles en place. Le recours à la contestation hors des règles peut représenter une phase préalable à la prise de parole. Historiquement, Greenpeace était dans les années 1970 une association

militante employant des moyens non-violents (légaux ou illégaux) pour dénoncer des pratiques polluantes. Elle s'est mobilisée et s'est informée sur les rejets en mer malgré la réticence des autorités publiques. Elle a ensuite progressivement tissé un réseau avec des collaborateurs dans les médias et dans la sphère politique pour devenir un groupe de pression dans le cadre des règles. Elle a été intégrée dans les débats politiques sur les rejets de déchets radioactifs en mer et a contribué au changement des règles dans le cadre institutionnel en place (convention de Londres). Cette option relève de la prise de parole de Hirschman (1970).

Afin de mettre en lumière les conflits approfondis dans ce chapitre, nous avons construit un tableau récapitulatif des différentes luttes étudiées.

Tableau 5.2. Tableau récapitulatif des différents conflits autour des déchets

TYPE DE CONFLIT	CRI	PRISE DE PAROLE
Opposition locale (Grasse)	Les opposants s'identifient autour du refus de l'implantation d'un incinérateur dans le département. Ils organisent une pétition contre cette décision publique.	
Rejet en mer de déchets radioactifs (Greenpeace)	Les membres de Greenpeace suivent les acheminements et le rejet des barils de déchets radioactifs, et occupent les lieux de rejets. Greenpeace diffuse cette information.	Greenpeace intègre les négociations sur la Convention de Londres. Celle-ci interdira le rejet en mer des déchets radioactifs.
Entreposage de déchets nucléaires à Tomsk (véhiculé par les médias)	Une émission est programmée en 2009 sur la chaîne Arte portant sur la gestion des déchets nucléaires en France. Ce documentaire révèle l'entreposage d'uranium appauvri à Tomsk (Russie). Le public réagit par le site web de Greenpeace pour signer une pétition contre le stockage des déchets nucléaires à Tomsk.	
Epidémiologie populaire à Woburn	Un groupe se constitue suite à la survenance de leucémies chez les enfants de Woburn (Massachusetts). Le groupe finance une recherche parallèle et aboutit à dénoncer les pratiques de rejets de déchets toxiques de deux entreprises.	Le groupe poursuit les deux entreprises en justice.
Epandage de boues de STEP urbaines en France	Des institutions parallèles sont émises par des IAA et des transformateurs interdisant l'épandage de boues de stations d'épuration urbaines. Les syndicats agricoles émettent également des doutes.	Les syndicats agricoles négocient avec les pouvoirs publics pour un fond de garantie.

Face à ces conflits, les économistes ont uniquement envisagé des solutions dans le cadre de la prise de parole. Ils interprètent les conflits comme une transaction économique, dans laquelle il est possible d'éviter l'action conflictuelle malgré les intérêts conflictuels à travers un accord entre les parties, qui sont supposées être à la fois adversaires et partenaires (Vahabi, 2009b). Si la négociation est une alternative au conflit, elle n'est pas nécessairement envisageable pour toutes les configurations conflictuelles. Par conséquent, les mécanismes économiques de résolution des conflits sont souvent confrontés à des échecs parce qu'ils ont exclu les conflits de groupes. Dans la prochaine section, nous décortiquerons ce qu'ont proposé les économistes pour répondre aux conflits liés aux déchets, à travers la littérature économique du syndrome NIMBY.

5.3.2. Solutions économiques au syndrome NIMBY

Plusieurs dispositifs ont été envisagés par les économistes, tels que les mécanismes de compensation (monétaire ou non-monétaire) (O'Hare, 1977 ; Hadden et Hazelton, 1980 ; Bacow et Milkey, 1982 ; Portney, 1985 ; Kunreuther et Kleindorfer, 1986 ; Mansfield *et al.*, 2002), les droits de propriétés collectifs (Mitchell et Carson, 1986), et la négociation (Frey et Oberholzer-Gee, 1996 ; Feinerman *et al.*, 2004). Cette partie aborde chaque approche, en soulevant ses atouts et ses limites. Nous nous questionnerons enfin sur la possibilité de résoudre les conflits.

A) Les mécanismes de compensation

Les mécanismes de compensation sont suggérés par le biais d'enchères (O'Hare, 1977 ; Kunreuther et Kleindorfer, 1986) ou de droits de propriétés collectifs (Mitchell et Carson, 1986). La compensation accordée aux communes hôtes peut être monétaire (O'Hare, 1977 ; Kunreuther et Kleindorfer, 1986) ou non monétaire (O'Hare *et al.*, 1983 ; Frey *et al.*, 1996).

- **Les mécanismes d'enchères**

O'Hare (1977) propose un mécanisme de compensation afin de localiser un site considéré comme dangereux pour la population mais qui est jugé utile pour la société. Bien que son exemple s'applique à l'implantation d'une raffinerie de pétrole, il considère que ce phénomène (*Not in my back yard*) vaut également pour les installations de traitement des déchets. Dans l'optique d'apaiser les conflits locaux, une compensation financière versée aux riverains est envisagée.

Cette compensation pourrait être socialement optimale avec la mise en place d'un système d'enchères, aboutissant à une allocation efficace des ressources. Cette enchère est organisée en plusieurs étapes. Plusieurs sites (situés dans différentes communes) sont choisis par l'institution ayant le pouvoir de décision (un gouvernement ou une entreprise). Une analyse

des impacts environnementaux détaillant également les coûts sociaux et économiques est établie afin que chaque commune connaisse les coûts locaux qu'elle subit si elle choisit de recevoir l'usine. Chaque commune sélectionnée par l'institution doit ensuite déterminer le niveau minimum de compensation qu'elle souhaite pour lancer une offre. Cette offre est un engagement juridiquement contraignant engageant la commune à construire l'usine si la compensation est versée.

Une fois qu'elle a reçu l'ensemble des offres, l'institution ayant le pouvoir de décision prend en compte la compensation totale pour chaque commune dans son calcul des coûts et bénéfices de chaque site. Elle sélectionne ensuite le site qui maximise les bénéfices nets ou le ratio bénéfices/coûts. Elle envoie ensuite des chèques aux individus concernés.

Les enchères peuvent se dérouler de trois manières selon O'Hare (1977) :

- Un référendum peut être organisé, où chaque individu évalue le coût. Si l'on calcule ensuite la moyenne des coûts individuels, on risque d'être confrontés au problème de l'évaluation exagérée de certains résidents, qui ne souhaitent pas que l'usine soit située dans leur commune. On pourrait de ce fait calculer la valeur médiane des coûts individuels de la commune, afin d'éviter les valeurs extrêmes.
- La commune sélectionne quelques citoyens représentatifs qui votent. Cette alternative est problématique en termes de représentativité : une minorité choisit pour les intérêts d'une majorité.
- Les enchères sont structurées autour du conseil municipal. Ce dernier négocie et vote sur la compensation par habitant de la commune. O'Hare privilégie ce mécanisme d'enchères, puisque cela rentre, selon lui, dans une procédure consistante avec les responsabilités d'une autorité locale.

Ce mécanisme d'enchères permettrait une allocation optimale des ressources selon O'Hare (1977). Ce mécanisme sera perfectionné par d'autres auteurs tels que Kunreuther et Kleindorfer (1986) et Inhaber (1998).

Kunreuther et Kleindorfer (1986) analysent un mécanisme d'enchères sous pli cacheté, dans lequel plusieurs communes participent en tant que soumissionnaires. Chaque offre représente la compensation demandée par la commune. Ce mécanisme garantit que la commune hôte - celle proposant l'offre la plus basse- recevra des paiements suffisants permettant de couvrir la compensation demandée. Afin d'éviter le risque de surenchère, chaque commune qui demande une compensation élevée devra payer proportionnellement à son offre si elle n'est pas sélectionnée. En effet, toutes les communes avoisinantes non sélectionnées devront payer

une taxe proportionnelle à leur enchère, permettant de couvrir la compensation de la commune hôte. Cela crée une incitation pour les communes de ne pas demander une compensation plus élevée que les coûts sociaux réels (Quaha et Yong, 2008).

Après avoir spécifié le mécanisme de compensation suggéré par Mitchell et Carson (1986), et envisagé les mécanismes de compensation en nature (*in-kind compensation*), nous analyserons les avantages et limites de ces approches décentralisées.

- **Les droits de propriété collectifs**

Selon Mitchell et Carson (1986), le choix d'un site est caractérisé par l'allocation floue des droits de propriétés. En donnant l'exemple du choix de localisation d'une usine de traitement de déchets dangereux, les auteurs notent qu'aucun des acteurs (la commune, les résidents, la firme) n'a le droit de choisir la localisation de l'installation. Afin de clarifier ces droits de propriété, ces économistes suggèrent une issue. L'on pourrait reconnaître un droit de propriété collectif en permettant aux Etats d'adopter une loi spécifiant l'utilisation d'un référendum. Le vote par référendum déterminerait l'approbation ou le refus local d'implantation d'une usine de traitement de déchets dangereux. Ce processus accorderait le droit aux riverains de refuser un site s'ils estiment que les risques excèdent les bénéfices. Ce droit de dire non est une option de *prise de parole* de Hirschman. L'entreprise projetant d'implanter l'usine sélectionnerait des sites potentiels où les électeurs seraient d'accord d'accepter l'usine en contrepartie d'un ensemble de mesures les moins dispendieuses compensant la commune. Ces coûts seraient supportés par les entreprises qui auraient recours à l'installation.

La compensation envisagée par Mitchell et Carson (1986) englobe des compensations monétaires (paiements incitatifs à la commune) et non monétaires (*in-kind compensation*). Ces dernières comprennent la donation de terres pour la création de parcs et des services de gestion des déchets gratuits pour les habitants et les entreprises de la commune.

- **Les compensations non monétaires**

La réflexion sur les compensations non pécuniaires a été entamée par O'Hare *et al.* (1983). Ces auteurs relèvent plusieurs expériences de compensations en nature, dans lesquelles les habitants ont bénéficié de services d'intérêt collectif qui ont facilité l'acceptation de l'implantation d'une usine de traitement des déchets. Ils ont préféré des compensations non monétaires aux compensations pécuniaires. Selon Frey *et al.* (1996), la compensation en nature pour des projets socialement bénéfiques (écoles ou casernes de pompiers) est plus acceptable pour les riverains puisque ces compensations se réfèrent à des valeurs positives. Si l'individu soutient une compensation sous la forme de bien public, il exprime un intérêt pour la communauté dans son ensemble et augmente sa propre utilité de par son esprit altruiste (Mansfield *et al.*, 2002).

- **Avantages et limites de la compensation**

De manière générale, les schémas de compensation monétaire ont été accueillis par les riverains d'un mauvais œil. O'Hare *et al.* (1983) ont observé de nombreux échecs de ces mécanismes. Selon les riverains, l'offre d'une compensation monétaire correspond à une tentative de corruption. L'étude plus récente de Frey et Oberholzer-Gee (1996) corrobore ce constat. Mis à part le sentiment d'être soudoyés, ces économistes soulèvent trois autres raisons du refus de cette forme de compensation (Frey et Oberholzer-Gee, 1996, pp. 372-373):

- La compensation monétaire peut être interprétée comme un signal de l'importance des risques liés à l'usine de traitement des déchets, ce qui peut engendrer une demande de compensation à un niveau excessif.
- L'acceptation d'un paiement monétaire correspond à accepter un statu quo (par exemple la production d'énergie nucléaire) que les citoyens refuseraient s'ils le jugeaient injuste.
- Le consentement à accepter le site est mis à mal par la compensation monétaire parce que les citoyens pensent que leur devoir social est dévalué.

Ce dernier point nous semble crucial à développer. Accepter une compensation n'endommage pas seulement le devoir social, mais affecte une série de valeurs morales des riverains. Proposer une compensation pécuniaire à une commune pour qu'elle accepte une usine constitue un choix tragique (*tragic choice*) (Calabresi et Bobbitt, 1978). Les citoyens peuvent en effet juger qu'il est immoral ou éthiquement inapproprié de discuter de compromis entre des risques environnementaux et sanitaires et des compensations monétaires. Il peut exister des règles et des valeurs incompatibles entre les décideurs d'implantation d'un site et les riverains. Cela renvoie à l'incommensurabilité constitutive (Raz, 1986) : certaines relations que les citoyens entretiennent avec leur environnement naturel ne peuvent être évaluées monétairement sans être dégradées. Ces choix tragiques peuvent être impossibles à faire, faute de pouvoir hiérarchiser les choix. Dans ce cas, le refus peut paraître l'ultime solution des riverains (Aldred, 2006).

Les compensations non monétaires représentent-elles pour autant une alternative plus acceptable ? Certains économistes soutiennent cette solution (O'Hare *et al.*, 1983 ; Portney, 1985 ; Mansfield *et al.*, 2002). Selon ces derniers, les individus préfèrent les compensations en nature plutôt que des paiements en liquide. La compensation en nature (création de parcs, d'écoles, de services d'intérêt général...) n'est pas ressentie comme une tentative de corruption (Mansfield *et al.*, 2002). Certains choix d'implantation d'usines se sont basés sur

cette compensation avec succès. Néanmoins, ils ne symbolisent pas la panacée de tous les mouvements contre l'implantation d'une usine de traitement des déchets. Lorsque les valeurs sont en conflit et des institutions parallèles existent, la compensation non pécuniaire ne peut être envisagée comme une solution. Ne serait-il pas plus avisé d'intégrer *ex ante* les citoyens dans le processus de décision ?

B) La négociation

Comme le constatent Frey et Oberholzer-Gee (1996), l'économie n'a pas assez centré son attention sur la procédure de décision. « L'économie est l'analyse des conséquences, pas des procédures. En ce sens, l'analyse économique est souvent aveugle face à l'histoire » (Frey et Oberholzer-Gee, 1996, p. 354). Ces auteurs se demandent comment les sites sont choisis, et quelles procédures sont les plus acceptées par les riverains. Ils ont mené une enquête adressée à des communes qui pourraient accueillir un site de stockage de déchets nucléaires en Suisse. Ils ont testé sept variables endogènes rentrant dans le choix des riverains à accepter ou non le site dans leur commune : la perception des risques ; les impacts économiques négatifs (moins de touristes...) ; l'attitude envers l'énergie nucléaire ; l'importance accordée à l'environnement ; la valeur de la propriété ; les caractéristiques personnelles des riverains (âge, revenu, sexe, orientation politique) et enfin l'acceptation de la procédure (la règle employée pour choisir un site).

Frey et Oberholzer-Gee (1996) ont remarqué l'importance que les riverains accordaient à la procédure. Le choix des individus dépend de la règle employée pour choisir le site. Plusieurs règles ont été proposées aux riverains : 1) la négociation ; 2) le choix établi par des experts étrangers ; 3) un referendum national ; 3) une loterie ; 4) un mécanisme de prix. Les riverains répondant au questionnaire ont préféré les négociations. Cette procédure a été jugée la plus acceptable. Elle permet de contrebalancer le pouvoir gouvernemental en accordant à la commune un droit de veto. Cette procédure est plus ouverte, puisqu'il ne s'agit pas seulement de laisser un choix binaire aux riverains (accepter ou non l'implantation d'un site). La négociation permet des échanges entre gouvernement et riverains conduisant au changement de conception de l'usine ou des installations garantissant une sécurité accrue. Ainsi, selon Frey et Oberholzer-Gee (1996), le choix de la meilleure procédure permet d'accroître l'acceptation d'un site. Les considérations de justice représentent un critère déterminant dans cette acceptation, avant même la sécurité environnementale et sanitaire.

Cette recherche riche nous amène à comprendre l'avantage de la négociation : elle permet une plus grande flexibilité de la prise de décision en intégrant les riverains dans la mise en place du choix d'implantation. Cependant, Frey et Oberholzer-Gee (1996) ainsi que Feinerman *et al.* (2004) n'ont pas soulevé un problème crucial : que se passe-t-il lorsque les riverains ne

souhaitent pas adopter l'alternative qu'on leur propose ? La littérature économique a essentiellement orientée son attention sur l'implantation d'une usine, en laissant le choix aux riverains une fois que les sites étaient sélectionnés. Cependant, ce type de procédure peut aboutir à un blocage irréversible. Il ne suffit pas de négocier sur le lieu d'implantation, mais aussi sur toutes les alternatives existantes. Les économistes ont analysé les solutions dans le cadre de la *prise de parole*. Il est présumé qu'il y a un accord implicite sur les règles de partage. On présume que les riverains sont d'accord sur le fait de choisir des règles préalablement établies par les pouvoirs publics. Or, les conflits autour des déchets existent lorsque ces règles de partage sont contradictoires.

5.3.3. Peut-on toujours résoudre les conflits ?

La négociation repose sur l'assomption selon laquelle les citoyens peuvent faire des choix dans l'intérêt collectif, et ne vont pas nécessairement aboutir à une alternative sous-optimale en termes de bien-être public. Ils ne sont pas égoïstes ou irrationnels, mais ont une rationalité propre comme l'a démontré la littérature sur l'épidémiologie populaire (Brown, 1992 ; 1997). Il suffit qu'une minorité de la population s'oppose à l'implantation d'un site et au choix politique du traitement des déchets pour que le projet soit voué à l'échec. Dans le cas de Grasse, la population avoisinante souhaitait une alternative à l'incinération. Face à l'existence d'institutions parallèles, la question des décideurs ne devrait pas être centrée sur la localisation d'un incinérateur, mais comment choisir avec les citoyens une alternative plus viable, afin d'arriver à un choix collectif. La littérature existante rentre trop souvent dans le cadre traditionnel de DAD : Décider, Annoncer et Défendre un projet pour lequel on localise des sites en demandant *ex post* l'avis des riverains. Ceux-ci n'ont alors qu'un rôle de modification à la marge du projet initial.

Il est certain que l'intégration des riverains dans le processus de décision serait plus coûteuse pour le gouvernement en temps et en coûts de coordination (organisation de réunions, choix de la procédure à suivre pour une démocratie participative...). Néanmoins, elle pourrait porter ses fruits comme les recherches de McAvoy (1999) ont pu en témoigner. Intégrer les riverains dans le choix des modalités de gestion des déchets, avant d'avoir déterminé la technique (ex : incinération, décharge) pourrait empêcher une levée de boucliers des riverains exclus d'emblée de la prise de décision. Etablir des procédures pour intégrer les valeurs et règles des citoyens ou des groupes sociaux semble une voie souvent nécessaire pour éviter tout conflit (Swallow *et al.*, 1992).

Force est de constater que les conflits n'aboutissent pas toujours à une solution. Les économistes doivent aussi admettre que la question NIMBY ainsi que les autres conflits autour des déchets peuvent perdurer, et demeurer des problèmes politiques non résolus.

Certains conflits sont par nature irréversibles, avec l'existence d'institutions parallèles incompatibles et durables.

Conclusion

Ce dernier chapitre nous conduit à nous interroger sur les conflits autour des déchets. Cette dimension des déchets est économiquement primordiale parce que les déchets et leur traitement sont susceptibles de générer des externalités négatives réversibles (bruit, odeurs) et/ou irréversibles (contamination et destruction des ressources naturelles, pertes de vies humaines et animales). Le choix d'une filière de traitement n'est pas neutre. Il résulte d'une décision publique *au nom de l'intérêt collectif*. Les autorités publiques ou les entreprises privées peuvent toutefois être contestées dans leur décision. Des groupes peuvent se former, ou des acteurs se manifester pour rejeter le bienfondé de leur choix. Cette opposition se caractérise de la manière suivante :

- Les acteurs instaurent des institutions parallèles à celles en place. Ces institutions ont pour objet de changer les règles anciennes pour en créer de nouvelles. Les oppositions locales à l'implantation d'installations de traitement des déchets ont pour objectif d'intégrer le processus politique. Elles visent souvent à proposer des alternatives à un choix technique (incinération, décharge...). Elles défendent fréquemment le développement du recyclage et/ou de la réduction à la source des déchets. Si les autorités en place refusent de prendre en compte cette manifestation (sous forme de *cri*), elles se retrouvent dans une situation d'impasse difficilement réversible.
- L'existence d'institutions parallèles est source de tensions tangibles. En remettant en cause la légitimité d'une décision publique, une (ou plusieurs) règle(s) cherche(nt) à prévaloir sur l'autre (ou les autres). Dans le cadre de la filière d'épandage agricole des boues de STEP urbaines, nous avons pu constater que les institutions parallèles coexistent en France. D'un côté, la réglementation légitime l'épandage si des contraintes sanitaires et environnementales sont respectées. De l'autre, certaines contraintes commerciales refusent l'épandage de boues pour des raisons sanitaires. Le marché perdure, mais il est plus difficile de trouver des agriculteurs preneurs. En Suisse, l'existence des institutions parallèles a conduit les autorités publiques à interdire l'épandage agricole (en privilégiant l'incinération).
- L'opposition se manifeste en premier lieu par le cri identitaire. En rejetant l'ordre des choses, un groupe s'identifie à une cause commune. De ce fait, le syndrome NIMBY décrit par les économistes limite la compréhension des conflits autour de l'implantation d'une installation de traitement des déchets. Le conflit est une phase nécessaire à un groupe qui a été exclu d'une décision politique.

L'identification de ces points communs nous a amené à constater quelques lacunes dans la littérature économique. Cette dernière a essentiellement inscrit les conflits dans le paradigme

du syndrome NIMBY. Ce syndrome est défini comme un mouvement des riverains contre l'implantation d'un site de traitement des déchets, qui agissent pour leurs intérêts individuels sans considérer l'intérêt public. Les autorités publiques sont définies comme des entités représentant automatiquement l'intérêt collectif. La théorie économique a donc proposé des solutions en supposant qu'il était possible d'analyser les *conflits dans le cadre des règles* (selon l'acception de la prise de parole de Hirschman, 1970). La question que ce sont posée les économistes se résume ainsi : où localiser un site ? Or, notre recherche témoigne de l'importance de considérer les *conflits contre les règles établies*. La question se pose différemment. Elle n'est pas centrée sur la localisation d'un site mais sur une réflexion plus large sur les alternatives (recyclage, réduction à la source...) à un choix imposé par les autorités locales (ex : incinération, décharge) : comment gérer les déchets ? Les contestataires ne veulent pas nécessairement que le site soit localisé ailleurs, mais souhaitent choisir d'autres solutions au traitement des déchets. Nous avons également démontré en quoi le syndrome NIMBY n'a pas intégré l'existence de mouvements de citoyens représentant et défendant l'intérêt général. De ce fait, les mécanismes proposés par les économistes (compensations, négociations) sont insuffisants pour éviter des configurations conflictuelles insolubles. En effet, les économistes supposent que les riverains sont d'accord sur le choix technique de l'autorité locale, ce qui peut être tout à fait infondé (le cas de Grasse l'illustre). Les solutions économiques ne rendent pas compte de l'importance d'intégrer les contestataires dans le processus politique, dans le cadre d'une démocratie participative.

A la lumière de ce chapitre, il semble impératif d'analyser les conflits en tant que processus politique revendiquant des choix alternatifs à ceux des instances publiques. Notre analyse accorde une rationalité propre aux opposants, qui ne peuvent être réduits à des individus égoïstes, irrationnels et ignorants. Comme le démontre le cas de l'épidémiologie populaire, les citoyens peuvent émettre des hypothèses aussi valides que les instances scientifiques et publiques, qui ont également des biais cognitifs dans l'évaluation des risques. Les citoyens sont la source de questions et de réponses pouvant aller dans le sens de l'intérêt général.

Conclusion

« Le fleuve ne porte ni bouteilles vides, ni papiers de sandwiches,
Mouchoirs de soie, cartons, bouts de cigarettes,
Ou tout autre témoignage des nuits d'été »

T.S. Eliott, *The Fire Sermon, The Waste Land*, 1922

Dans ce livre, nous avons analysé la gestion des déchets dans les pays développés. Nous avons démontré leur singularité, et mis en avant l'évolution de leur production dans ces pays. Nous avons retracé l'histoire de la gestion des déchets ménagers dans un pays européen : la France. Nous avons aussi décortiqué les instruments de politique publique tentant de réduire les externalités négatives et d'inciter les agents à adopter des comportements plus durables et responsables vis-à-vis des déchets. Enfin, nous avons mis en lumière l'originalité des conflits autour des déchets.

Le choix d'analyser l'économie des déchets dans les pays développés capitalistes s'explique par plusieurs éléments. Le capitalisme peut être distingué par sa structure, sa dynamique et ses effets sur la production de déchets. De par sa structure, le capitalisme se distingue par la destruction créatrice (Schumpeter, 1947 [1990]) : chaque nouvelle technologie, chaque nouvelle organisation ou nouvelle marchandise détruisent l'ancienne. Ensuite, le capitalisme provoque une accélération du renouvellement de l'offre et de la demande génératrice de davantage de déchets dans la société. Le capitalisme peut ainsi être caractérisé par une économie de la vitesse (Chandler, 1988). L'augmentation des capacités de production et des économies de vitesse plus élevées dès le début de l'industrialisation a généré une surproduction. Celle-ci était confrontée à une demande moins importante. La main visible des managers a alors remplacé la main invisible des forces du marché (Chandler, 1988). Cette économie de la vitesse permet de comprendre le renouvellement incessant de nouveaux produits et services dans les sociétés capitalistes, générant de plus en plus de déchets ménagers et de déchets des divers secteurs industriels. L'émergence des produits jetables dès le début du 20^{ième} siècle est ainsi devenue une stratégie rentable pour assurer un

renouvellement constant de la production et de la consommation répétée, qui a démarré aux Etats-Unis. Parallèlement à l'apparition de ces produits jetables, la publicité a permis d'encourager la consommation pour répondre au problème de surproduction de la société américaine. Ce développement du consumérisme a émergé en Europe dans les années 1950. Comme le note Bauman, le consumérisme « ce n'est pas le fait d'*accumuler* des biens, mais de les *utiliser* et s'en *débarrasser* pour laisser la place à d'autres biens" (Bauman, 2003, p. 49). Le capitalisme a donc eu un impact non négligeable sur l'augmentation de la quantité de déchets générés dans les pays développés.

1. L'économie des déchets : une économie à part entière

L'objectif de ce voyage dans l'univers des déchets était de montrer que les déchets ne peuvent pas être uniquement cantonnés à une sous-discipline de l'économie de l'environnement.

Le déchet change notre façon de concevoir les marchés, la propriété, l'utilité ainsi que la valeur. Selon Locke ([1698] 1988), le déchet est la limite des droits de propriétés. Il est un *no man's land*, puisque le déchet est un bien abandonné : il n'appartient à personne, mais peut être réapproprié. D'après Jevons ([1871] 1965), le déchet est l'opposé de la marchandise, puisqu'il s'agit de tout ce dont nous voulons nous débarrasser. Nous adhérons à cette acception de Jevons, en définissant le déchet en tant que bien à valeur nulle ou négative. Cette valeur est relative et change selon les cultures, les modes de production et de consommation, et se modifie avec le temps. Certains biens périssent et deviennent inconsommables et rentrent alors dans la catégorie des déchets. D'autres sont le fruit d'une obsolescence planifiée, qui transforme un bien ayant une valeur d'usage positive en une marchandise sans valeur pour ses détenteurs cherchant de nouveaux biens à consommer. Les biens deviennent jetables parce qu'ils sont démodés et indésirables. Cette obsolescence planifiée prévaut toujours dans nos sociétés capitalistes. Le déchet engendre la création de valeur (réutilisation, recyclage...), mais aussi la destruction de valeur (élimination) (Vahabi, 2004). L'économie des déchets permet de montrer cette double facette de l'économie, à la fois créatrice et destructrice de valeur.

Bien que le déchet ait une valeur nulle ou négative, il peut être échangé. Contrairement à la marchandise, le déchet est échangé à un prix nul ou négatif : les rapports d'échange s'inversent. Celui qui demande les déchets peut être rémunéré pour les recevoir. Le déchet peut néanmoins être réinjecté dans le circuit économique et est alors reconsidéré comme une marchandise à valeur positive, après une valorisation (compostage, recyclage, réutilisation, récupération...). Les déchets servent aussi de matière première secondaire (aluminium, papiers-cartons, ...), et sont source d'économies pour l'appareil productif conduisant à une réduction des coûts de production (Babbage [1832] 1934).

Ce n'est que dans les années 1960 qu'une prise de conscience du problème des déchets générant des externalités négatives émerge dans les pays développés (Galbraith, 1958 ; Boulding, 1966). Les ministères de l'environnement sont créés dans les années 1970, et on dispose de statistiques sur les déchets surtout à partir de 1975 pour les déchets municipaux. La quantification des autres déchets générés est plus récente (déchets des différents secteurs d'activités économiques). Les filières de traitement des déchets sont le fruit d'une longue évolution. En France, les chiffonniers collectent les déchets de façon informelle dès le 17^{ième} siècle. Les chiffonniers forment une organisation sociale fondée sur la menace, l'intimidation et l'utilisation de moyens coercitifs. Cette organisation est basée sur la coordination destructive (Vahabi, 2009a) : les chiffonniers règlent leurs comptes entre eux par le recours à la violence. L'organisation de la collecte et du traitement des déchets urbains se professionnaliserait au cours du XX^{ème} siècle, au travers de deux compagnies : la Société Lyonnaise des Eaux et de l'Eclairage (SLEE) et la Compagnie Générale des Eaux (CGE). Ces deux compagnies étendent leurs compétences à la gestion des déchets ménagers à partir des années 1960. L'organisation sociale est caractérisée depuis par une coordination par le marché. Des filières professionnelles de recyclage émergeront sous l'impulsion des crises (la crise pétrolière de 1973) et des guerres. Actuellement, une des failles du système français est le sous-développement de la prévention à la source, et du recyclage. Ceci est dû notamment à l'implantation historique de la mise en décharge et de l'incinération avec récupération d'énergie, qui freinent l'expansion de ces deux alternatives.

Au sein de l'Union européenne, différents instruments de politique publique se sont développés afin de mieux gérer les déchets et d'éviter les externalités négatives (pollution des sols, de l'air, et de l'eau). Si la réglementation est l'instrument qui a été privilégié avant 1992 en Europe, l'Acte Unique Européen marque un tournant au niveau de la politique européenne des déchets. Dorénavant, on assiste à une recrudescence des approches volontaires et des instruments économiques comme la taxation sur la mise en décharge et le système de permis, avec le premier marché de droits sur la mise en décharge des déchets instauré au Royaume-Uni. Toutefois, l'Union Européenne est confrontée à plusieurs problèmes de taille. Celle-ci promeut une hiérarchie du traitement des déchets, en accordant une priorité à la prévention, puis le réemploi suivi du recyclage avec la récente directive 2008/98/CE. Pourtant, certaines directives incitent les Etats membres à développer l'incinération avec récupération d'énergie. De même, la question des transferts transfrontaliers des déchets européens vers les pays comme la Chine et l'Inde n'est pas encore résolue. Beaucoup de déchets sont transférés vers ces pays pour y être recyclés dans des conditions portant atteinte à l'environnement (sols, eau, air...) et à la santé des travailleurs.

Enfin, les déchets font l'objet de conflits, provenant notamment des externalités négatives que leur gestion peut générer. Du fait de leur complexité, certains déchets peuvent être qualifiés

de « biens indéterminés » (Lupton, 2005). Les biens indéterminés sont des biens dont les caractéristiques ne peuvent pas être connues avant l'achat, ni directement par l'usage, ni encore au travers de dépenses supplémentaires d'information (biens de croyance), pour la simple raison que l'information sur certaines caractéristiques n'est pas accessible compte tenu de l'état des connaissances disponibles, et n'est détenue par aucun groupe d'acteurs (Lupton, 2001). Les controverses scientifiques relatives à l'épandage de boues de stations d'épuration urbaines en France et en Suisse constituent une illustration de cette catégorie de biens. Les substances potentiellement dangereuses ont été identifiées, mais il existe des limites dans les connaissances scientifiques quant à leurs effets, et cette incertitude est partagée par tous les agents liés au marché. Des opinions différentes peuvent coexister, certains groupes légitimant la filière à condition que l'épandage des déchets respecte la réglementation, alors que d'autres peuvent en interdire ou restreindre l'usage. Certains groupes (gouvernements, industrie agro-alimentaire, coopératives agricoles, syndicats agricoles) peuvent refuser un produit sur la base de connaissances scientifiques, mais peuvent aussi le refuser du fait du manque de connaissances scientifiques : l'incertitude partagée n'est donc pas neutre, et peut être utilisée comme une arme concurrentielle et politique puissante. L'incertitude scientifique n'est pas neutre pour plusieurs raisons : 1) l'incertitude relative aux impacts futurs d'un déchet est mise en avant par plusieurs groupes d'acteurs influents ; 2) des hypothèses rivales coexistent (sur l'importance des risques sanitaires et environnementaux), et l'incertitude scientifique est utilisée par les acteurs comme argumentaire de refus de l'épandage des boues urbaines ; 3) l'indétermination ne porte pas seulement sur les caractéristiques des déchets mais sur la pérennité d'une filière : les anticipations des agents peuvent être floues non seulement à cause de l'incertitude sur les caractéristiques du bien, mais aussi du fait de l'incapacité à anticiper les réactions et stratégies des autres agents. Ces controverses ont mené à l'interdiction de l'épandage des boues en Suisse (sous l'influence des groupes agro-alimentaires), et à une plus grande difficulté de trouver des débouchés pour les boues valorisées en agriculture en France. Ainsi, l'existence des marchés est conditionnée par l'influence politique de groupes d'acteurs, et l'utilisation qu'ils font de l'incertitude partagée.

Les conflits autour des déchets ont été principalement développés par la littérature économique avec l'étude du syndrome NIMBY. Cependant, cette littérature s'est appuyée sur des hypothèses contestables. Les contestataires sont décrits comme des opposants irrationnels, soucieux de leur seul intérêt individuel. Leur opposition aboutit donc à diminuer le bien-être collectif. Les travaux de recherche empiriques remettent en cause cette assomption. Les riverains proposent souvent des alternatives de gestion des déchets, qui peuvent être moins polluantes et meilleures pour le bien-être collectif. Au lieu de considérer le choix de l'implantation d'une installation de traitement des déchets dans une perspective DAD (Décider, Annoncer, Défendre), il faudrait intégrer les riverains aux décisions publiques dans

une logique de démocratie participative.

2. Les limites de cet ouvrage

Le choix de l'auteur de cet ouvrage était d'en limiter la taille, pour le rendre plus accessible. De ce fait, certaines thématiques n'ont pas été approfondies à leur juste valeur. Nous en soulèverons deux principales : les pays en voie de développement et les pays émergents, et une analyse prospective sur l'avenir des déchets.

La gestion des déchets dans les pays en développement et les pays émergents aurait mérité un livre à part entière pour expliquer la particularité de l'organisation des filières de gestion des déchets dans ces pays.

- *Une histoire de la gestion des déchets ménagers dans les pays en voie de développement semblable aux pays développés*

Nous observons toujours l'existence de filières informelles de récupération des déchets, bien qu'elles soient mises en cause par la participation grandissante des multinationales à la gestion des déchets urbains. L'organisation des chiffonniers dans certaines cités de pays en voie de développement a des traits similaires à ceux des chiffonniers du XVII^{ème} au XX^{ème} siècle en France. Les chiffonniers du Caire, par exemple, occupent le quartier El Moqatam, dans lequel ils trient les déchets pour en tirer les matières premières secondaires. Cette corporation très hiérarchisée date au moins du XVI^{ème} siècle (Florin, 2010), mais leur organisation est compromise depuis le début du second millénaire. En effet, la capitale a décidé de confier la collecte des ordures ménagères à des entreprises multinationales de gestion de déchets (FCC-Urbacer, Oncer, IES, AMA et Jacorossi). Il semblerait donc impératif de développer une analyse de la structure de cette organisation sociale informelle au Caire et dans d'autres villes des pays en voie de développement. L'étude de l'évolution actuelle des chiffonniers du Caire mériterait d'être comparée à l'histoire plus ancienne des chiffonniers français.

Quant à la composition des déchets urbains, ceux-ci sont souvent composés d'une grande fraction de matières organiques. A titre d'illustration, les déchets municipaux de Rasht, au nord de l'Iran, sont composés de 88.4% de déchets alimentaires (composés en grande partie de matières fermentescibles) (Alavi Moghadam *et al.*, 2009). Aussi, il serait nécessaire de sonder la particularité de la gestion des déchets dans les pays en voie de développement, dont la composition se distingue de celle des pays développés.

- *Le développement du recyclage informel (backyard recycling) dans les pays émergents*
Les pays émergents comme la Chine et l'Inde ont développé des filières informelles de

recyclage (appelées également *backyard recycling*, recyclage dans l'arrière-cour). A titre d'exemple, les déchets d'équipements électriques et électroniques provenant des Etats-Unis, du Japon et de l'Union Européenne y sont recyclés. Seulement, les normes sanitaires et environnementales ne sont pas aussi strictes qu'en Occident. Les recycleurs informels démantèlent les appareils à main nue, et brûlent les composants pour en extraire les matières premières secondaires, causant une pollution notable des sols, et de l'eau en métaux lourds et en PCB et PAH. Cette pollution et les risques sanitaires pesant sur les recycleurs nécessiteraient une investigation détaillée pour comprendre ce phénomène qui touche non seulement les pays émergents mais aussi les pays développés. Cette recherche nous permettra de comprendre les cultures et contraintes des pays émergents, ainsi que les limites du principe de responsabilité élargie du producteur dans les pays développés.

- *Les transferts transfrontaliers de déchets des pays développés vers les pays en voie de développement et vers les pays émergents*

Si nous avons abordé cette problématique dans le quatrième chapitre, une exploration plus poussée des flux internationaux de déchets apparaît impérieuse. Celle-ci nous permettrait de comprendre les atouts et les failles du système réglementaire actuel en matière de flux internationaux de déchets (convention de Bâle, réglementation européenne...). Cela nous amènerait à nous interroger sur le principe de proximité, le principe de responsabilité élargie du producteur, et sur la difficulté de contrôler les flux internationaux de déchets en fonction de leur dangerosité et leur destination (valorisation ou élimination).

Une réflexion prospective sur l'avenir des déchets dans les pays développés aurait également pu être approfondie. Cela nous aurait permis de dresser les tendances à venir avec les changements de comportement des agents (prévention à la source, éco-conception, problématique des ressources non renouvelables...). Nous ne ferons qu'analyser cette dimension en guise d'ouverture.

3. L'avenir des déchets

La gestion des déchets peut être définie comme un bien public global (*global public good*). Il y a non rivalité dans la consommation du service de gestion des déchets, mais exclusion par le prix. Si les déchets étaient bien gérés dans le monde, tous les citoyens en bénéficieraient, sans que d'autres citoyens en pâtissent. Leur caractère de bien public global provient du fait que la bonne gestion des déchets peut conduire à une augmentation du bien-être collectif et à la protection environnementale et sanitaire pour tous les pays, pour toutes les populations, et pour toutes les générations (Kaul *et al.*, 1999). Une coopération internationale est nécessaire

afin d'endiguer les problèmes issus des transferts illicites de déchets dangereux, et leurs conséquences dévastatrices dans les pays en voie de développement et dans les pays émergents (pollutions, risques sanitaires pour les riverains et pour les recycleurs informels). Aussi, l'avenir des déchets ne peut se limiter à des considérations nationales, mais doit s'étendre à la sphère internationale.

Nous nous cantonnerons dans cette conclusion à une analyse européenne, puisqu'une politique européenne des déchets a été mise en place au sein de l'Union européenne, avec un souci d'harmonisation des normes environnementales et sanitaires, et des objectifs européens de traitement des déchets (diminution de la mise en décharge, objectifs de recyclage...).

Nous suggérerons deux évolutions possibles de gestion des déchets. La première tendance est basée sur une priorité européenne accordée à la croissance. L'Union Européenne promeut une croissance économique basée sur une production et une consommation soutenues, considérant que la politique européenne des déchets est secondaire. Dans ce cas de figure, nous pouvons imaginer un scénario dans lequel la quantité des déchets sera croissante. Il n'y aurait dans ce cas aucune volonté politique européenne pour réduire la quantité de déchets générés (scénario 1). La deuxième tendance est tout à fait contraire à la première. L'Union Européenne souhaite devenir le fer de lance d'une politique environnementale proactive au niveau mondial. Elle souhaite promouvoir une image de marque écologique à l'international. Dans cette optique, elle s'engagerait à diminuer la quantité de déchets générés, et contraindrait les Etats membres à promouvoir la réduction à la source, le réemploi et le recyclage (scénario 2).

Nous avons sélectionné ces deux scénarios pour l'année 2050, en anticipant l'évolution des quantités générées, et la progression des différentes filières de gestion (prévention à la source, valorisation et élimination). Ces scénarios sont basés uniquement sur les déchets municipaux, par souci de simplification.

Le premier scénario envisage une augmentation des déchets municipaux d'ici 2050 en Europe. Cette croissance des déchets produits devra trouver des débouchés (incinération avec récupération d'énergie, recyclage, compostage) face à l'interdiction de mettre en décharge les déchets municipaux. Les tendances suivantes seraient alors constatées.

- Les déchets municipaux augmenteraient en volume jusqu'en 2050. Cette analyse prospective est confortée par une étude de l'EEA (2008). Chaque citoyen européen générerait 460 kg de déchets municipaux en 1995, et 520 kg par personne en 2004. Cet accroissement « devrait continuer à augmenter pour atteindre 680 kg par personne d'ici à 2020 » (EEA, 2008, p. 1). Nous pourrions prolonger cette estimation,

en supputant que les déchets municipaux générés augmenteraient de 10 kg/habitant chaque année atteignant 980 kg/habitant en 2050. Cette estimation se base sur l'hypothèse d'une croissance de la consommation finale privée, en supposant le maintien *ceteris paribus* de l'évolution actuelle des habitudes de consommation, des modes de production, ainsi qu'une amélioration du niveau de vie des citoyens des nouveaux pays membres.

- Les consommateurs européens continueraient de consommer autant, dans le cadre du paradigme de l'obsolescence planifiée. Les biens seraient achetés et renouvelés avant qu'ils ne soient dysfonctionnels, pour répondre aux exigences de nouvelles modes, véhiculées par les médias.
- Les entreprises produiraient et innoveraient des biens répondant à un cycle de vie des produits toujours plus court. Les matières premières secondaires ne seraient pas renouvelées à leur juste valeur, causant une disparition précoce des ressources non renouvelables. Les écolabels et l'éco-conception ne représenteraient qu'une niche marginale du marché des biens et des services.
- Afin de répondre aux exigences des directives européennes sur la mise en décharge, cette voie d'élimination trouverait moins de débouchés. En 2004, 47 % des déchets municipaux de l'UE étaient mis en décharge, et l'EEA (2008) estime que ce pourcentage devrait avoisiner les 35 % d'ici à 2020. Nous pourrions estimer que la mise en décharge serait quasi inexistante. Parallèlement, le recyclage et les autres filières de valorisation des matières devraient croître. Selon l'EEA, elles devraient « atteindre environ 42 % d'ici à 2020, contre 36 % actuellement » (EEA, 2008, p. 2). Nous prévoyons que le recyclage connaîtrait une croissance de plus de 50% des déchets municipaux générés. L'incinération avec récupération d'énergie devrait s'étendre également. L'EEA estime qu'elle passerait de 17% des déchets municipaux générés en 2004 à 25% des déchets produits d'ici 2020 (EEA, 2008). Nous estimons un développement de l'incinération avoisinant plus de 40% des déchets municipaux en 2050.

Le deuxième scénario prévoit une diminution des déchets municipaux générés d'ici 2020.

Ce scénario optimiste suppose que des moyens considérables soient mis en œuvre pour réduire la quantité des déchets générés, allant même plus loin que la directive 2008/98/CE, qui encourage la réduction à la source des déchets. La politique européenne des déchets *imposerait* à tous les pays membres une priorité à la réduction à la source, à la réutilisation et

au réemploi ainsi qu'au recyclage des déchets (à travers une réglementation européenne plus exigeante). Cela rentre également dans le cadre du sixième programme d'action pour l'environnement de l'UE. Ce dernier a notamment pour but de réduire la quantité des déchets générés de 20% d'ici 2010 et de 50% d'ici 2050. Ce scénario requiert la conjonction de plusieurs conditions.

- Les pays de l'Union Européenne s'engagent dans une politique de prévention à la source des déchets municipaux générés. Cette option est envisageable à l'aide d'instruments de politique publique tels que la tarification incitative (déjà mise en place en Allemagne, en Belgique, aux Pays-Bas et en Suisse). La redevance incitative taxe les habitants en fonction des déchets générés, les induisant à produire moins de déchets. Cette politique devrait être mise en œuvre par les autorités locales en vue de réduire la production des déchets collectés, et mènerait à terme à une réduction des coûts de gestion des déchets municipaux (transport, traitement). Une campagne de sensibilisation de la population pourrait accompagner cette politique à travers les médias (spots publicitaires, sites internet...).
- Au niveau des consommateurs, cette tendance est confortée par un mouvement anticonsumériste qui se développe depuis les années 1990. La création de la journée internationale sans achats, créée en 1992, et de multiples associations qui ont émergé pour lutter contre la surconsommation (Adbusters, ATTAC, Casseurs de pub...) conforteraient ce scénario⁷. Nous pourrions donc imaginer une prise de conscience des consommateurs européens sur la surconsommation, et une volonté de réduire leur consommation afin d'éviter le gaspillage et la génération de déchets. Ce changement dans les normes de consommation des européens prendrait un certain temps. On peut envisager une préoccupation croissante des citoyens européens vis à vis de l'environnement, avec la recrudescence des écolabels et des produits verts. Ils souhaitent une consommation plus durable et responsable, et adoptent une réduction à la source des déchets générés. Au départ, on peut imaginer une augmentation constante des déchets générés jusqu'en 2020 (atteignant 680 kg/habitant pour cette année-là), suivie d'une courbe descendante de l'ordre de 10 kg/habitant par an. On atteindrait donc un niveau de 380 kg/habitant de déchets municipaux générés en moyenne dans l'Union Européenne en 2050.

⁷Une partie de ces associations lutte contre la publicité qui formaterait les esprits des consommateurs dans le but d'acheter toujours plus. Le succès du livre *No Logo* de Naomi Klein témoigne également de la « résurgence d'un sentiment antipublicitaire diffus » (Gollain, 2006, p. 118). Une réflexion intellectuelle s'est développée sur le thème d'une croissance alternative (Mauss [1950] 1968 ; Latouche, 2006), et de nombreux magazines ont été édités, tels que le journal *La Décroissance*, ou le mensuel *Silence*. Ces deux magazines encouragent les consommateurs à réduire leur consommation.

- Quant aux entreprises, elles adopteraient un comportement dans la lignée de la philosophie d'Ayres (1961). Selon cet auteur, il faut rompre avec la proportionnalité supposée entre la croissance économique et la consommation énergétique matérielle. Les entreprises chercheraient à réduire leur consommation de ressources non renouvelables et intégreraient systématiquement les matières premières secondaires dans leurs processus de production, dans une logique d'écologie industrielle. Du fait de la disparition pronostiquée des ressources non renouvelables (acier, argent, cuivre, or, pétrole, terbium, uranium, zinc...) (Gordon et al., 2006), les ressources seraient extraites de façon beaucoup plus parcimonieuse par les entreprises. L'entrepreneuriat tendrait vers l'« écopreneuriat », à savoir un entrepreneuriat tourné vers la résolution de problèmes environnementaux tout en restant compétitif et bénéficiant à la société (Hartman et Stafford, 1998).

- Contrairement à la tendance d'une obsolescence planifiée, les entreprises développeraient et créeraient des produits et services plus durables. Elles proposeraient des services de réparation des biens de consommation, afin d'éviter le gaspillage, dans une démarche d'économie de la fonctionnalité. Comme le note Stahel (1986 ; 2006), l'économie de la fonctionnalité est une économie qui optimise l'utilisation des produits et des services. L'objectif de cette économie est de créer la plus grande valeur d'usage et une durabilité plus longue des produits et des services, tout en consommant le minimum de ressources et d'énergie possible. Les produits intégrant plus de matières premières secondaires permettraient aux entreprises de réduire leurs coûts de production. L'innovation serait tournée vers des produits et des services avec une durée de vie plus longue, et qui seraient plus respectueux de l'environnement et de la santé humaine. Cette tendance serait le prolongement du développement actuel de l'éco-conception et des écolabels.

- Les filières de traitement des déchets municipaux connaîtraient une progression différente de celle envisagée dans le premier scénario. Les autorités locales devraient adapter leurs technologies au développement du recyclage et à la baisse des quantités de déchets générés. On pourrait envisager une réduction progressive de l'incinération avec récupération d'énergie. Celle-ci pourrait avoisiner les 20% des déchets municipaux produits en 2050. En revanche, le recyclage des déchets municipaux connaîtrait un élan fulgurant, représentant plus de 70% des déchets générés. Cela nécessiterait un développement significatif des capacités de recyclage dans l'Union Européenne, pour éviter l'exportation illégale de matières premières secondaires vers des décharges sauvages d'autres pays.

Bien que ces deux scénarios soient extrêmes, ils répondent à deux tendances que l'on constate en Europe. Concernant le premier scénario, une augmentation des déchets municipaux est envisageable, faute d'une volonté politique européenne et locale promouvant la réduction à la source, le réemploi et le recyclage des déchets. Quant au deuxième scénario, la responsabilité sociale des entreprises et la consommation durable se développent de façon notable au sein de l'UE. Il existe un marché pour les biens éco-conçus et les produits et les services détenant un écolabel. Le problème de l'épuisement des ressources non renouvelables interpelle les pouvoirs publics et les entreprises. L'Union Européenne a d'ailleurs mis en place une stratégie d'utilisation efficace des ressources (stratégie Europe 2020), visant à « déterminer une politique commerciale destinée à assurer un approvisionnement durable en matières premières sur les marchés mondiaux » et à « transformer l'UE en une «économie circulaire» fondée sur une culture du recyclage » (Commission Européenne, 2011, p. 7). La prévention à la source, le réemploi et le recyclage rentrent dans la logique de cette économie circulaire.

L'avenir de l'économie des déchets semblerait donc être dans les mains des hommes et femmes politiques, des entreprises et des citoyens européens. Quelle société des déchets souhaitons-nous pour demain ? Le meilleur déchet ne serait-il pas celui que l'on ne produit pas ?

Références bibliographiques

Académie française [1694], *Dictionnaire de l'Académie Française*, Première édition, Paris, Chez la Veuve de Jean Baptiste Coignard. Disponible sur le site <http://dictionnaires.atilf.fr/dictionnaires/ACADEMIE/PREMIERE/premiere.fr.html>

Académie française [1932-35], *Dictionnaire de l'Académie Française*, Huitième édition, version informatisée, <http://atilf.atilf.fr/academie.htm>

Adams W. [2006], "Beer in Germany and the United States", *Journal of Economic Perspectives*, vol.20, n° 1, pp. 189–205.

ADEME [2000], *Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture*, Dossier documentaire, Angers, Ademe.

ADEME [2006], *Le prix de la mise en décharge des déchets non dangereux gérés par les collectivités en 2005. Résultat d'une enquête réalisée en 2006 auprès des structures intercommunales faisant appel à un prestataire pour la mise en décharge de déchets non dangereux*, Synthèse, Mars, Coordination technique par Véronique Reix, Angers, Ademe.

ADEME [2008], *Bilan du recyclage 1997-2006. Synthèse générale et analyse par filière*, Paris, Ademe.

ADEME [2009], *Les déchets en chiffres en France*, Angers, Ademe.

ADEME [2011], *Prévention de la production des déchets. Tableau de bord/Bilan 2009*, collection « Repères », Angers, Ademe.

AEE [1999], *L'environnement dans l'Union européenne à l'aube du XXIème siècle*, Copenhague, Agence européenne de l'environnement.

Agamben G. [2005], *State of Exception*, Chicago, University of Chicago Press.

Aggeri F., Hatchuel A. et Lefebvre P. [1995], « La naissance de la voiture recyclable. Intervention de l'Etat et apprentissages collectifs », *Cahiers de Recherche du CGS*, n°9, mars, 39 pp.

Aggeri F. [2000], « Les politiques d'environnement comme politiques d'innovation », *Annales des Mines, Gérer et Comprendre*, n° 60, pp. 31-43.

Aghion P. et Howitt P. [2000], *Théorie de la croissance endogène*, Paris, Dunod.

Akerlof G. [1970], « The market for « lemons » : quality uncertainty and the market mechanism », *Quarterly Journal of Economics*, vol.84, n° 3, pp. 488-500.

Akrich M., Barthe Y. et Rémy C. [2010], « Les enquêtes « profanes » et la dynamique des controverses en santé environnementale », in Akrich M., Barthe Y. et Rémy C. (eds.), *Sur la*

piste environnementale. Menaces sanitaires et mobilisations profanes, Paris, Presse des Mines, pp. 7-30.

Alavi Moghadam M., Mokhtarani N. et Mokhtarani [2009], « Municipal solid waste management in Rasht City, Iran », *Waste Management*, vol. 29, n° 1, pp. 485-9.

Alcott B. [2004], “John Rae and Thorstein Veblen”, *Journal of Economic Issues*, vol. 38, n° 3, pp. 765-786.

Aldred J. [2006], “Incommensurability and Monetary Valuation”, *Land Economics*, vol. 82, n° 2, pp. 141-161.

Aldrich D. [2005], “Review: Controversial Project Siting: State Policy Instruments and Flexibility”, *Comparative Politics*, vol. 38, n° 1, pp. 103-123.

Aliapur [2010], *Aliapur, leader national de la valorisation des pneus usagés*, Mai, Aliapur, Lyon.

Arrow K. [1951], “An extension of the basic theorems of classical welfare economics”, in Neyman J. (ed.), *Proceedings of the Second Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, Berkeley, University of California Press.

Arrow K. [1962], « Economic Welfare and the Allocation of Resources for Invention » in National Bureau of Economic Research, *The Rate and Direction of Inventive Activity: Economic and Social Factors*, Princeton, Princeton University Press, pp. 609-625.

Arrow K. [1963], « Uncertainty and the welfare economics of medical care », *American Economic Review*, vol. 53, n°5, pp. 941-973.

Attar M. [2008], *Les enjeux de la gestion des déchets ménagers et assimilés en France en 2008*, Avis et rapports du Conseil Economique et Social, n° 13.

Australian Government - Department of Finance [1994], *In Pursuit of Australia's Environment and Resource Goals : The Potential Role of Economic Instruments*, Australian Government Publishing Service.

Aydalot P. [1965], « Note sur les économies externes et quelques notions connexes », *Revue économique*, vol. 16, n° 6, pp. 944 – 973.

Ayres C. E. [1961], *Toward a Reasonable Society. The values of an industrial civilization*, Austin, University of Texas Press.

Babbage C. [1832] 1934, *Traité sur l'économie de machines et des manufactures*, 3^{ième} édition, traduit de l'anglais, Bruxelles, Ed° Biot.

Bacow L. et Milkey J. [1982], “Overcoming local opposition to hazardous waste facilities : the Massachusetts approach”, *Harvard Environmental Law Review*, vol. 6, pp. 265-305.

Bailey I. [1999], "Competition, Sustainability and Packaging Policy in the UK", *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 42, n° 1, pp. 83-102

Bailey I., Haug B. et O'Doherty R. [2004], "Tradable permits without legislative targets: a review of the potential for a permit scheme for sterilized clinical waste in the UK", *Waste Management and Research*, vol. 22, pp. 202-211

Barbier R. et Lupton S. [2003], « Les déchets urbains et agro-industriels : vers l'invention collective de nouvelles filières de traitement », *Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, n° 25, pp. 139-148.

Barbier R. et Rémy E. [2010], *Une introduction à la sociologie des controverses environnementales publiques*, Document de travail.

Barjot D. et Berneron-Couvenhes M-F. [2005], « Le modèle français de la concession », *Entreprises et histoire*, n° 38, pp. 5-23.

Barles S. [2005], *L'invention des déchets urbains : France 1790-1970*, Seyssel, Editions Champ Vallon, Collection Milieux.

Barthe Y. [2009], "Framing nuclear waste as a political issue in France", *Journal of Risk Research*, vol. 12, n° 7-8, pp. 941-954.

Barucq C. et Leflaive X. [2003], *Éléments pour un benchmark des services d'eau et d'assainissement*, Pôle environnement, BIPE, Boulogne Billancourt, décembre.

Barzel Y. [1985], "Transaction Costs: Are They Just Costs?", *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, vol. 141, pp. 4-16.

Bauby P. [1997], *Le service public*, Collection Dominos, Paris, Flammarion.

Baudelaire C. [1855], « Le vin des Chiffonniers », *Les Fleurs du Mal*, Paris, Revue des deux mondes.

Bauman Z. [2003], *Liquid love: on the frailty of human bonds*, Cambridge, Polity.

Baumol W. et Oates W. [1988], *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, New York.

Begg D., Fischer S., Dornbusch R [1989], *Microéconomie*, Paris, McGraw-Hill.

Bénard F. [2008], « Gestion des déchets et développement de la redevance incitative : exemple de transformation du modèle économique d'un service public », *Flux*, vol. 4, n° 74, pp. 30-46.

Benetti C. et Cartelier J. [1980], *Marchands, salariat et capitalistes*, Paris, François Maspero.

Bengtsson M. et Tillman A-M. [2004], "Actors and interpretations in an environmental controversy: the Swedish debate on sewage sludge use in agriculture", *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 42, pp. 65-82.

Berle A. et Means G. [1933], *The modern corporation and private property*, New York, Macmillan.

Berry B. [1977], *Social Burdens of Environmental Pollution*, Cambridge, MA, Ballinger.

Berta N. [2008], « Le concept d'externalité de l'économie externe à «l'interaction directe» : quelques problèmes de définition », *CES Working Papers*, n° 2008.25, Avril.

Bertolini G. [1990], *Le marché des ordures. Economie et gestion des déchets ménagers*, Collection Environnement, Paris, L'Harmattan.

Bertolini G. [2005], *Economie des déchets. Des préoccupations croissantes, de nouvelles règles, de nouveaux marchés*, Paris, Ed° Technip environnement.

Bilitewski B. [2008], «From traditional to modern fee systems», *Waste Management*, vol. 28, pp. 2760–2766.

Billet P. [1999], « Le déchet du label au statut. Considérations juridiques sur un abandon », in Beaune J-C (ed.), *Le déchet, le rebut, le rien*, collection Milieux, Seyssel, Ed° Champ Vallon, pp. 99-111.

Bing G. [2009], *Opérateurs de services urbains : les acteurs, les stratégies, les perspectives*, Dossier, Millénaire, Le Centre de Ressources Prospectives du Grand Lyon, Grand Lyon.

Blessig E. [2003], *Rapport d'information sur la gestion des déchets ménagers sur le territoire*, Paris, Assemblée Nationale, n° 1169.

Bloch L. et Sagari [1888], *Paris qui dort*, Paris, A la librairie illustrée.

Boemare C. et Hourcade J-C. [2005], « Les instruments économiques au service de l'environnement : une efficacité mal comprise », *Les Cahiers Français*, Septembre, n° 327, La Microéconomie en pratique, pp.73-77.

Boström M. et Tamm Hallström K. [2010], «NGO Power in Global Social and Environmental Standard-Setting», *Global Environmental Politics*, vol. 10, n° 4, pp. 36-59.

Boudriot P-D. [1986], « Essai sur l'ordure en milieu urbain à l'époque pré-industrielle. Boues, immondices et gadoue à Paris au XVIIIe siècle », *Histoire, économie et société*, vol. 5, n° 4, pp. 515 – 528.

Boulding K. [1966], «The Economics of the Coming Spaceship Earth», in Jarrett H. (ed.), *Environmental Quality in a Growing Economy*, Baltimore, Resources for the Future/John Hopkins University Press.

Bourrelier P-H. et Berthelin J. (eds.) [1998], *Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion*, Académie des Sciences, rapport n° 42, Paris, Tec. & Doc, Lavoisier.

Bowen H. [1953], *Social Responsibilities of the Businessman*, New York, Harper & Row.

- Bowles S. [1998], "Endogenous Preferences: The Cultural Consequences of Markets and Other Economic Institutions", *Journal of Economic Literature*, Vol. 36, No. 1, Mars, pp. 75-111.
- Braudel F. [1979], *Civilisation, économie et capitalisme, XV^e – XVIII^e siècle, Tome 1. Les structures du quotidien : le possible et l'impossible*, Paris, Armand Colin.
- Brion D. [1991], *Essential Industry and the NIMBY Phenomenon*, New York, Londres, Quorum Books.
- Brown P. [1987], "Popular Epidemiology: Community Response to Toxic Waste-Induced Disease in Woburn, Massachusetts", *Science, Technology, & Human Values* vol. 12, n° 3/4, pp. 78-85.
- Brown P. [1992], "Popular Epidemiology and Toxic Waste Contamination: Lay and Professional Ways of Knowing", *Journal of Health and Social Behavior*, vol. 33, n° 3, pp. 267-281.
- Brown P. [1997], "Popular Epidemiology Revisited", *Current Sociology*, vol. 45, n° 3, pp. 137-156.
- Brun A. [2003], « Aménagement et gestion des eaux en France : l'échec de la politique de l'eau face aux intérêts du monde agricole », *VertigO - La revue en sciences de l'environnement*, vol. 4, n° 3, pp. 1-6.
- Buchanan J. et Stubblebine W. [1962], "Externality", *Economica*, vol. 29, pp. 371-84.
- Bullard R. [2001], "Environmental Justice in the 21st Century: Race Still Matters", *Phylon*, vol. 49, n° 3-4, pp. 151-171.
- Bureau J-C. et Gozlan E. [1999], *Les normes sanitaires et techniques, nouvel enjeu du commerce international*, Cahier n° 9, Club Demeter
- Bürgenmeier B. [2008], *Politiques économiques du développement durable*, Collection « Ouvertures économiques », Bruxelles, De Boeck.
- Burningham K., Barnett J. et Thrush D. [2006], "The limitations of the NIMBY concept for understanding public engagement with renewable energy technologies: a literature review", *Working Paper 1.3*, University of Surrey.
- Calabresi G. et Bobbitt P. [1978], *Tragic Choices*, New York, W. W. Norton Co.
- CEC [1996], *Communication from the Commission on Environmental Agreements*, COM (96) 561 final, Bruxelles, CEC.
- Centemeri L. [2006], *Ritorno a Seveso. Il danno ambientale, il suo riconoscimento, la sua riparazione*, Milan, BrunoMondadori.
- CEWEP [2011], *Landfill taxes, bans & Incineration taxes*, Avril, CEWEP, disponible sur www.cewep.eu

Chamberlin E. [1953], « The product as an economic variable », *Quarterly Journal of Economics*, 67 (1), pp. 1-29.

Chandler A. [1988], *La main invisible des managers*, Paris, Economica.

Chase S. [1925], *The Tragedy of Waste*, New York, Macmillan Company.

Chassin P. et Juste C. [1997], « Les micropolluants minéraux et l'épandage des boues », *Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage des boues d'épuration urbaines. Journées techniques de l'ADEME des 5 et 6 juin 1997*, pp. 12-24.

Chauveau J. [2009], « La production de déchets ralentit dans le monde entier », *Les Echos*, le 10 juin 2009.

Chevalier L. [1958], *Classes laborieuses et classes dangereuses*, Paris, Plon, collection Civilisations d'hier et d'aujourd'hui.

City of Toronto [2009], *The Yellow Bag Program-All or Nothing. Organic Collection*, Toronto, City of Toronto.

CJCE [2004], *Arrêts de la Cour dans les affaires C-463/01 et C-309/02*, Communiqué de Presse n° 98/04, 14 décembre, disponible sur le site <http://curia.europa.eu>

Clapp J. [2001], *Toxic Exports. The Transfer of Hazardous Wastes from Rich to Poor Countries*, Ithaca et Londres, Cornell University Press.

Clark A. [1995], "Non-Governmental Organizations and their Influence on International Society", *Journal of International Affairs*, vol. 48, n° 2, pp. 507-525.

Clark G. [1998], "Commons Sense: Common Property Rights, Efficiency, and Institutional Change", *Journal of Economic History*, vol. 58, n° 1, pp. 73-102.

Coase R. [1937], "The Nature of the Firm", *Economica*, vol. 4, pp. 386-405.

Coase R. [1960], "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, vol. 3, pp. 1-44.

Commissariat Général au Développement Durable [2009], « La rénovation de la taxe sur les déchets ménagers : l'impulsion du Grenelle pour moins de déchets et plus de recyclage », *Economie et Evaluation*, n° 16, Paris, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable.

Commission Européenne [2011], *Une Europe efficace dans l'utilisation des ressources – initiative phare relevant de la stratégie Europe 2020*, Communication de la Commission au Parlement Européen, au Conseil, au Comité Economique et Social Européen et au Comité des Régions, COM(2011) 21 final, Bruxelles, Commission Européenne.

Cooter R. [1982], « The Cost of Coase », *Journal of Legal Studies*, vol. 11, n° 1, pp. 1-33

Cour des Comptes [2003], *La gestion des déchets ménagers*, Rapport public annuel, février, pp. 457-484.

CPCI [2007], *L'industrie française en 2006/2007. Rapport 2007*, Paris, MINEFE.

Crocker T. [1966], "The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems," in Harold Wolozin (ed), *The Economics of Air Pollution*, New York, W. W. Norton & Company Inc.

Crocker T. [1968], "Some Economics of Air Pollution Control", *Natural Resources Journal*, vol. 8, avril, pp. 236-258.

Cros C. [1999], « Public Policy and Institutional Trajectories: What About Introducing SO2 Emissions Trading in France », in Sorrell S. & Skea J. (eds.), *Pollution For Sale. Emissions Trading and Joint Implementation*, chapitre 10, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 154-169.

Darby M. et Karni E. [1973], « Free competition and the optimal amount of fraud », *Journal of Law and Economics*, vol. 16, pp. 67-88.

D'Aquin T. [2000] (1273), *Treatise on Law*, traduit par Regan R., Indianapolis, Hackett Publishing Company.

D'Arcimoles M., Borraz O. et Salomon D. [1999], *L'épandage des boues de stations d'épuration urbaines en agriculture : pratiques, blocages et mises aux normes dans six départements*, Paris, CAFI.

Dales, J. [1968], *Pollution, Property and Prices*, Toronto, Toronto University Press.

Dalkmann H., Bongardt D., Rottmann K. et Hutfilter S. [2005], *Review of Voluntary Approaches in the European Union. Feasibility Study on Demonstration of Voluntary Approaches for Industrial Environmental Management in China*, Wuppertal Report no. 2, RG 2 Energy, Transport and Climate Policy.

Daniau C., Fabre P., De Crouy-Chanel P., Gorla S., et Empereur-Bissonnet P. [2009], « Incidence des cancers à proximité des usines d'incinération d'ordures ménagères en France, 1990-1999 », *Bulletin épidémiologique hebdomadaire*, n° 7-8, pp. 60-64.

Daughety A. et Reinganum J. [1995], "Product safety: Liability, R&D, and Signaling", *American Economic Review*, vol. 85, n° 5, pp. 1187-206.

Davies S. [2007], "Politics and Markets: the case of UK Municipal Waste Management", *Working Paper 95*, Cardiff University, School of Social Sciences.

De Beir J, Fodha M. et Girmens G. [2007], « Recyclage et externalités environnementales. Faut-il subventionner les activités de récupération recyclage ? », *Revue économique*, vol. 58, N° 3, mai, pp. 609-618.

De Sadeleer N. [1995], *Le droit communautaire et les déchets*, Paris, Bruxelles, LGDJ, Bruylant.

De Silguy C. [1996], *Histoire des hommes et de leurs ordures*, Paris, Le Cherche-midi.

Debreu G. [1959], *Theory of Value: an axiomatic analysis of economic equilibrium*, Cowles Foundation Monograph n° 17, New York, Wiley.

Defeuilley C. [1996], *Le service public au défi de l'efficacité économique Les contrats de délégation dans la gestion des déchets ménagers*. Thèse de doctorat sous la direction de M. Beaud, Université Paris VII.

Defeuilley C. [2005], « La dynamique industrielle des firmes de services urbains », *Entreprises et Histoire*, vol. 1, n° 38, pp. 96-107.

Defeuilley C., Lupton S. et Serret Y. [1997], *The French household waste regime*, CIRED, Octobre.

Defeuilley C. et Lupton S. [1998], « The future place of recycling in household waste policy : The case of France », *Resources, Conservation and Recycling*, vol 24, pp. 217-233.

DEFRA [2005], *Landfill Allowance Trading Scheme: Final Allocation of Landfill Allowances*, lettre aux autorités locales, disponible sur le site <http://www.defra.gov.uk/environment/waste/localauth/lats/documents/soslet-0502.pdf>

DEFRA [2009], *Making the most of packaging. A strategy for a low-carbon economy*, Londres, DEFRA, Crown copyright.

Dejean F. et Mugnier E. [2004], *Etude du dispositif mis en place au Royaume-Uni pour la gestion des déchets d'emballages*, étude réalisée par Ernst et Young pour le compte de l'Ademe, Angers, Ademe.

Delache X. et Gastaldo S. [1992], « Les instruments des politiques d'environnement », *Economie et Statistique*, n° 258-259, octobre-novembre, pp. 27-34.

DeLillo D. [1997], *Underworld*, New York, Scribner.

Delmas M. et Keller A. [2005], « Free-riding in voluntary environmental programs: The case of U.S. EPA WasteWise program », *Policy Sciences*, vol. 38, n° 2, pp. 91-106.

Demsetz H. [1979], « Accounting for Advertising as a Barrier to Entry », *Journal of Business*, vol. 52, pp. 345-360.

Déprés C. [2006], *Une approche néo-institutionnelle de la fourniture de services environnementaux. Le cas du service d'épandage agricole des boues d'épuration et ses formes d'organisation territoriale*, Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, UFR de Science Economique et de Gestion, sous la direction du Pr. Danièle Capt.

Desrochers P. et Lam K. [2007], « “Business as usual” in the industrial age: (relatively) lean, green and eco-efficient? », *The Electronic Journal of Sustainable Development*, vol 1, n° 1, pp. 35-46.

Desrosières A. [2003], « Naissance d'un nouveau langage statistique entre 1940 et 1960 », *Courrier des statistiques*, n° 108, pp. 41-52.

Dinica V. [2003], « Renewable energy policy in Romania », in Reiche D. (ed.), *Handbook of Renewable Energy Policies in Central and Eastern European Countries*, Frankfurt, Peter Lang.

Direction des Affaires Economiques et Internationales [2006], *Les opérateurs privés et publics de services urbains en France 2004*, Bureau de l'Analyse Economique des Secteurs Professionnels Ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer.

Direction des Affaires Economiques et Internationales [2008], *Les opérateurs privés et publics de services urbains en France 2006*, Commissariat général au développement durable.

Douglas M. [1992], *De la souillure*, Paris, La Découverte.

Doussan I. [2002], « Droit, agriculture, environnement : bilan et perspectives ou dépôt de bilan en perspective ? », *Revue de Droit de l'Environnement*, n° 99, pp. 156-162.

Dron D. [1997], *Déchets municipaux, coopérer pour prévenir*, Rapport au Ministère de l'Environnement, Paris, Documentation Française.

Dufeigneux J-L, Têtu A., Risser R. et Renon-Beaufils M. [2004], *Le service public des déchets ménagers*, Rapport de l'instance d'évaluation, Volumes I et II, Paris, Commissariat général du plan.

Eco-Emballages [2009], *Rapport annuel 2008*, Levallois-Perret, Ecoemballages.

Edelstein M. [1988], *Contaminated communities. The social and psychological impacts of residential toxic exposure*, Boulder, Westview Press.

EEA [2003], *Europe's environment : the third assessment*, report n° 3, Copenhagen, EEA.

EEA [2007], *Europe's environment. The fourth assessment*, report n° 1, Copenhagen, EEA.

EEA [2008], « Une meilleure gestion des déchets municipaux réduira les émissions de gaz à effet de serre », *EEA Briefing*, 2008-01, Copenhague, EEA.

El Karouni I. [2009], “Institutional Change as Cultural Change. An Illustration by Chinese Postsocialist Transformation”, *International Journal of Social Economics*, 36 (7), pp. 762-72.

Ellerman A. [2005], “A Note on Tradeable Permits”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 31, pp. 123-131.

Elnaboulsi J.C. [2001], “Organization, management and delegation in the French water industry”, *Annals of Public and Cooperative Economics*, vol. 72, n° 4, pp. 507-547.

Engels F. [1887] (1955), *The Housing Question*, Moscou, Foreign Languages Publishing House.

Environment Agency [2009], *Report on the Landfill Allowances and Trading Scheme 2008/09*, Bristol, Environment Agency.

Enviros RIS [2001], *The Waste Diversion Impacts of Bag Limits and PAYT (Pay As You Throw) in Selected Systems in North America*, Submitted to City of Toronto Policy and Planning, Works and Emergency Services Dept., funded by the Ontario Waste Diversion Organization, Avril.

Eurostat [1995], *Europe's Environment - Statistical Compendium for the Dobris Assessment*, State of the environment report No 2, <http://www.eea.europa.eu/publications/92-828-3548-0>

Eurostat [2003], *Waste generated and treated in Europe. Data 1990-2001*, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

Eurostat [2009a], "Generation and treatment of waste", *Statistics in focus*, rédigé par Kloeck W. et Blumenthal K., Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

Eurostat [2009b], « Une demi-tonne de déchets municipaux générés par personne dans l'UE27 en 2007. Près de 40% de ces déchets ont été recyclés ou compostés », Communiqué de presse d'Eurostat, 9 mars 2009, 2p.

Eurostat [2009c], *Chiffres clefs de l'Europe. Edition 2009*, Eurostat Pocketbooks, Luxembourg: Office des publications officielles des Communautés européennes

Eurostat [2010], « Environnement dans l'UE 27. 40% des déchets municipaux ont été recyclés ou compostés en 2008 », *Communiqué de Presse*, 43/2010, 19 mars.

Eymard-Duverney F. [2004], *Economie politique de l'entreprise*, Collection Repères, La Découverte.

Farthouat A. [2009], « Eco-Emballages fait à nouveau scandale », Novethic, disponible sur <http://www.novethic.fr>

Farrell J. [1987], « Information and the Coase Theorem », *Journal of Economic Perspectives*, vol. 1, n° 2, pp. 113-129.

Faure A. [1977], « Classe malpropre, classe dangereuse ? Quelques remarques à propos des chiffonniers parisiens au 19^e siècle et de leurs cités », in *L'haleine des faubourgs. Ville, habitat, santé au XIXe siècle*, *Recherches*, n° 29, décembre, pp. 79-102.

Feinerman E., Finkelshtain I et Kan I. [2004], "On a Political Solution to the NIMBY Conflict", *American Economic Review*, vol. 94, n°1, pp. 369-381.

Ferrera I. et Missios P. [2005], "Recycling and Waste Diversion Effectiveness: Evidence from Canada", *Environmental & Resource Economics*, vol. 30, pp. 221-238.

Fisher F. [1983], *Disequilibrium Foundations of Equilibrium Economics*, Cambridge, Cambridge University Press.

Florin B. [2010], « Réforme de la gestion des déchets et reconfigurations des territoires professionnels des chiffonniers du Caire », *Géocarrefour*, n° 85, vol. 2, pp. 109-118.

Foley C. [1893], "Fashion", *The Economic Journal*, vol. 3, n° 11, pp. 458-474.

Fourier C. (1829) [1973], *Le Nouveau Monde Industriel*, Collection les auteurs classiques, Paris, Flammarion.

Franck R. [1988], *Passions within reason : The Strategic Role of the Emotions*, New York, W.W. Norton.

Freeman A. [1972], "Distribution of environmental quality", in Kneese A. et Bower B. (eds), *Environmental Quality Analysis: Theory and Method in the Social Sciences*, Baltimore, MD, The Johns Hopkins Press, pp. 243 – 278.

Freeman R. [1984], *Strategic Management: a Stakeholder approach*, Boston, Pitman.

Freudenberg N. et Steinsapir C. [1991], "Not in our backyards – the grass-roots environmental movement", *Society and natural resources*, vol. 4, n° 3, pp. 235–245.

Frey B. et Oberholzer-Gee F. [1996], "Fair Siting Procedures: An Empirical Analysis of Their Importance and Characteristics", *Journal of Policy Analysis and Management*, vol. 15, n° 3, pp. 353-376.

Frey B., Oberholzer-Gee F. et Eichenberger R. [1996], "The Old Lady Visits Your Backyard: A Tale of Morals and Markets", *Journal of Political Economy*, vol. 104, n° 6, pp. 1297-1313.

Friends of the Earth [2007], *Landfill Allowance Trading Scheme*, Londres, Friends of the Earth.

Frouws J. et Van Tatenhove J. [1993], "Agriculture, Environment and the State. The development of agro-environmental policy-making in the Netherlands", *Sociologia Ruralis*, vol. 33, n° 2, pp. 220-239.

Frow J. [2003], "Individuous Distinction: Waste, Difference and Classy Stuff", in Hawkins G. et Muecke S. (eds.), *Culture and waste: the creation and destruction of value*, Lanham, Md., Rowman & Littlefield, pp. 25-38.

Fullbrook E. [1998], "Caroline Foley and the theory of intersubjective demand", *Journal of Economic Issues*, vol. 32, n° 3, pp. 709-731.

Fullerton D. et Kinnaman T. [1996], "Household response to pricing garbage by the bag", *American Economic Review*, vol. 86, n° 4, pp. 971-984.

Galbraith John [1958], *The Affluent Society*, Londres, André Deutsch.

Galbraith James [2009], *The Predator State, How Conservatives Abandoned the Free Market and Why Liberals Should Too*, New York, Free Press.

Galliano S. [2005], *La tarification des ordures ménagères liée à la quantité de déchets : enseignements des expériences européennes et perspectives pour la France*, étude réalisée pour le compte de l'ADEME, Angers, Ademe.

Gandy M. [1993], *Recycling and waste: an exploration of contemporary environmental policy*, Avebury, Aldershot.

Gastaldo S. [1992], « Les "droits à polluer" aux Etats-Unis », *Economie et statistique*, n°258-259, pp. 35-41.

Geldermann J., Ruch M., Rentz O. et O'Mahony M. [1996], "Waste management in the Republic of Ireland", *Environmental Policy and Governance*, vol. 6, n° 5, pp. 141-149.

Gerrard M. [1994], "The Victims of NIMBY", *Fordham Urban Law Journal*, vol. 21, pp. 495-522.

Ghosh S. [2009], « NGOs as Political Institutions », *Journal of Asian and African Studies*, vol. 44, n° 5, pp. 475-495.

Glachant M. [2003], « La réduction à la source des déchets ménagers : Pourquoi ne pas essayer la tarification incitative ? », *Annales des Mines - "Responsabilité et Environnement"*, no 29, janvier 2003.

Glachant M. [2008], « L'effet du Lobbying sur les Instruments de la Politique Environnementale », *Revue d'Economie Politique*, vol. 118, n° 5, pp. 663-682.

Godard O. [2000], « L'expérience américaine des permis négociables », *Économie internationale*, la revue du CEPII, n° 82, pp.13-43.

Godard O. [2002], "Lessons Learned", Chapter 1., in OECD, *Implementing Domestic Tradable Permits. Recent Developments and Future Challenges*, Paris, OECD, pp. 11-25.

Gollain F. [2006], « Les débats autour du mouvement pour la décroissance », *French Politics, Culture & Society*, vol. 24, n° 2, pp. 115-128.

Golub J. [1996], "State Power and Institutional Influence in European Integration: Lessons from the "Packaging Waste Directive", *Journal of Common Market Studies*, vol. 34, n° 3, pp. 313-339.

Gonzalez-Lafaysse L. [2010], « Les chiffonniers bordelais à la fin du XIX^e siècle. Entre professionnalisation et stigmatisation », *Ethnologie française*, XL, n° 3, pp. 521-530.

Gordon R., Bertram M. et Graedel T. [2006], "Metal stocks and sustainability", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 103, n° 5, pp. 1209-1214.

Government of Canada [1992], "Economic Instruments for Environmental Protection", *Discussion Paper*, Government of Canada.

Gray K. et Biddlestone A. [1980], "Agricultural use of composted town refuse. Inorganic Pollution and Agriculture". *Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Reference Book 326*, Londres, pp. 279–305.

Greenpeace [2010], « Exportation de déchets nucléaires en Russie. Comment Greenpeace a contribué à faire cesser un trafic qui dure depuis presque 40 ans... », *Communiqué du 25 mai*, disponible sur www.greenpeace.fr

Grolleau G., Mzoughi N. et Thiébaud L. [2004], « Les instruments volontaires : Un nouveau mode de régulation de l'environnement ? », *Revue Internationale de Droit Économique*, n° 4, pp. 461-481.

Guibert B. [2007], « Les suites du rapport Gruson : 35 années de construction administrative de la statistique environnementale », *Courrier des statistiques*, n° 120, pp. 5-12.

Guillet R., Legrand H., Lepetit P. et Weymuller B. [2009], *Rapport de la mission d'audit du dispositif de contribution à l'élimination des déchets d'emballages ménagers*, Conseil General de l'Environnement et du Développement Durable, Inspection Générale des Finances, Conseil Général de l'Industrie, de l'Energie et des Technologies.

Gunningham N. et Grabosky P. [1998], *Smart Regulation: Designing Environmental Policy*, Oxford, OxfordUniversity Press.

Hadden S. et Hazelton J. [1980] , "Public Policies Toward Risk", *Policy Studies Journal*, vol. 9, n° 1, pp. 109-117.

Hall D. [2010], *Waste management companies in Europe 2009*, PSIRU, Greenwich, University of Greenwich.

Hartman C. et Stafford E. [1998], "Crafting "Enviropreneurial" Value Chain Strategies Through Green Alliances", *Business Horizons*, Mars-Avril, pp. 62-72.

Hatzilazaridou K. [2002], "A review of Greek industrial minerals", in Scott P. et Bristow C., *Industrial Minerals and Extractive Industry Geology*, Londres, The Geological Society of Londres.

Hawkins G. et Muecke S. (eds.) [2003], *Culture and waste: the creation and destruction of value*, Lanham, Md., Rowman & Littlefield.

Hay R., Gray E. et Gates J. [1976], *Business and Society*, Cincinnati, South Western Publishing.

HCTISN [2010], *Avis sur la transparence de la gestion des matières et des déchets nucléaires produits aux différents stades du cycle du combustible*, La Défense, HCTISN, disponible sur www.hctisn.fr/documentation/dossiers/...dechets/hctisn_synthese_cycle.pdf

Henson S. et Traill B. [1993], "The demand for food safety. Market imperfections and the role of government", *Food Policy*, vol. 18, n° 2, pp. 152-62.

Henson S. et Caswell J. [1999], "Food safety regulation: an overview of contemporary issues", *Food Policy*, vol. 24, pp. 589-603.

Héritier A. [1996], "The accommodation of diversity in European policy-making and its outcomes: Regulatory policy as a patchwork", *Journal of European Public Policy*, vol. 3, n° 2, pp. 149-167.

Hermansson H. [2007], "The Ethics of NIMBY Conflicts", *Ethical Theory and Moral Practice*, vol. 10, pp. 23-34.

Hirschman A. [1970], *Exit, Voice, and Loyalty: Responses to Decline in Firms, Organizations, and States*, Harvard, Harvard University Press.

Hirschman A. [1974], *Exit, Voice and Loyalty: Further Reflections and a Survey of Recent Contributions*, *Social Science Information*, 13, February, pp. 7-26.

Hirschman A. [1981], *Essays in Trespassing, Economics to Politics and Beyond*, New York, Cambridge University Press.

Hodgson G. [1988], *Economics and Institutions. A Manifesto for a Modern Institutional Economics*, Cambridge, Polity Press.

Hodgson G. [2006], "What Are Institutions?", *Journal of Economic Issues*, vol. 40, n° 1, pp. 1-25.

Holifield R. [2001], "Defining Environmental Justice and Environmental Racism", *Urban Geography*, vol. 22, n° 1, pp. 78-90.

IFEN [2009], « Production et traitement des déchets en France en 2006 », *Etudes & documents n° 9*, Juin, Paris La Défense, Commissariat général au développement durable, Service de l'Observation et des Statistiques.

IFEN [2002], "Les déchets", *L'environnement en France*, Paris, Orléans, La Découverte, Ifen, pp. 233-250.

Inhaber H. [1998], *Slaying the NIMBY Dragon*, Londres, New Brunswick, Transaction Publishers.

Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) [2006], *Déchets infectieux. Elimination des DASRI et assimilés. Prévention et réglementation*, fascicule élaboré par Christine David, Paris, INRS.

INSEE [2011], *Tableaux de l'économie française*, Paris, INSEE.

Jevons W.S. [1871] 1965, *The Theory of Political Economy*, New York, A.M. Kelley. Trad. fr. *La théorie de l'économie politique*, Paris, Giard et Brière, 1909.

Jevons W.S. [1905], *The Principles of Economics: A Fragment of a Treatise on the Industrial Mechanism of Society and other Papers*, édité par Higgs H., Londres, Macmillan.

Jordan A. [1999], "The implementation of EU environmental policy: a policy problem without a political solution?", *Environment and Planning C: Government and Policy*, vol. 17, pp. 1-17.

Jordan A., Wurzel R., Zito A. et Brückner L. [2003], “European Governance and the Transfer of New Environmental Policy Instruments (NEPIs) in the European Union”, *Public Administration*, vol. 81, n° 3, pp. 555-574.

Jugie J-H. [1993], *La collecte des ordures ménagères à la fin du XIXe siècle*, Paris, Larousse.

Juillerat P. [1921], *L'hygiène urbaine*, Paris, Editions E. Leroux.

Kahan D. [2003], “The Logic of Reciprocity: Trust, Collective Action, and Law”, *Michigan Law Review*, vol. 102, n° 1, pp. 71-103.

Kahneman D. et Tversky A. [1974], « Judgement under uncertainty. Heuristics and biases », *Science*, vol. 185, pp. 1124-1131.

Kaldor N. [1950], « The Economic Aspects of Advertising », *Review of Economic Studies*, vol. 18, pp. 1-27.

Kaul I., Grunberg I. et Stern M. [1999], *Global Public Goods. International Cooperation in the 21st Century*, UNDP, Oxford, New York, Oxford University Press. Disponible sur <http://www.undp.org/globalpublicgoods/TheBook/globalpublicgoods.pdf#page=488>

Kelleher M., Robins J., et Dixie J. [2005], “Taking Out the Trash: How To Allocate the Costs Fairly”, *C.D. Howe Institute Commentary*, n° 213, pp. 1-22.

Kershaw J. [1928], *The Recovery and Use of Industrial and Other Waste*, Londres, Ernest Benn Limited.

Keynes J.M. [1937], « The General Theory: Fundamental concepts and ideas », *Quarterly Journal of Economics*, vol. 51, pp. 209-223.

Khanna M. [2001], “Non mandatory approaches to environmental protection“, *Journal of Economic Surveys*, vol. 15, n° 3, pp. 291-324.

Kirzner, I. M. [1978], *The Perils of regulation: A Market-Process Approach*, Miami, University of Miami Law & Economics.

Kirzner I. [1992], *The meaning of market process. Essays in the development of modern Austrian economics*, Londres, Routledge.

Knight F. [1921], *Risk, Uncertainty and Profit*, New York, Harper and Row.

Koller T. [1918], *The Utilization of Waste Products: A Treatise on the Rational Utilization, Recovery, and Treatment of Waste Products of all Kinds* 3^{ème} édition, traduite de la deuxième édition allemande, New York, D. Van Nostrand Company.

Koopmans T. [1957], *Three Essays on the State of Economic Science*, New York, MacGraw-Hill.

Kunreuther, H. et Kleindorfer, P. [1986], “A sealed-bid auction mechanism for siting noxious facilities”, *American Economic Review*, vol. 76, pp. 295-9.

Kupper T., Brändli R., Bucheli R., van Slooten K., Mayer J., Bachmann H., Pohl M., Niang F., Stämpfli C., Aldrich A., Daniel O., Richner O., Stadelmann F., et Tarradellas J. [2007], « Micropolluants organiques dans le compost et le digestat », in OFEV et OFEN (eds.) *Compost et digestat en Suisse*, Berne, OFEV, pp. 11-46

Kurz H. [1986], ‘Classical and Early Neoclassical Economists on Joint Production’, *Metroeconomica*, vol. XXXVIII, n° 1, pp. 1-37.

Lacoste E. et Chalmin P. [2006], *Du rare à l’infini. Panorama mondial des déchets 2006*, 2^{ème} édition, Paris, Economica.

Lake R. [1993], “Rethinking NIMBY,” *Journal of the American Planning Association*, vol. 59, pp. 87-93.

Latouche S. [2006], *L’occidentalisation du monde : Essai sur la signification, la portée et les limites de l’uniformisation planétaire*, Paris, La Découverte.

Laube A. et Vonplon A. [2004], *Élimination des boues d’épuration en Suisse – Recensement des quantités et des capacités*, Document environnement n° 181, Berne, OFEFP (Office fédéral de l’environnement, des forêts et du paysage).

Laumann E. et Knoke D. [1987], *The Organizational State: Social Choice in National Policy Domains*, Madison, University of Wisconsin Press.

Laurian L. [2008], « Environmental Injustice in France », *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 51, n° 1, pp. 55-79.

Lazonick W. [2002], *American Corporate Economy. Critical Perspectives on Business and Management*, Londres, Taylor and Francis.

Le Bozec A. [2008], “The implementation of PAYT system under the condition of financial balance in France”, *Waste Management*, vol. 28, pp. 2786–2792.

Lee S. et Rhee S. [2007], « The change in corporate environmental strategies: a longitudinal empirical study », *Management Decision*, vol. 45, n° 2, pp. 196-216.

Legroux J-P. et Truchot C. [2009], « Bilan des dix années d’application de la réglementation relative à l’épandage des boues issues du traitement des eaux usées », Rapport de mission établi pour le compte du MEEDDAT et du MAP, Rapport n° 1771 CGAER.

Lehman P. [1999], « Economic Policy: trash as a commodity », *Journal of Management*, vol. 5, n° 3, pp. 120-137.

Lenschow A. et Zito A. [1998], “Blurring or Shifting of Policy Frames? Institutionalization of the Economic-Environmental Policy Linkage in the European Community”, *Governance: An International Journal of Policy and Administration*, vol. 11, n° 4, pp. 415-441.

Lerondeau E. [2009], « L'Ademe chargée d'enlever 800 tonnes de déchets hospitaliers à ciel ouvert », *France-Antilles Guadeloupe*, 12 novembre.

Lévêque F., Caulry et C. Daude [1999], « Les subventions à la pollution », *La recherche*, n°325, novembre, <http://www.larecherche.fr/content/recherche/article?id=15350>

Lhuilier D. [2005], « Le « sale boulot » », *Travailler*, vol. 2, n° 14, pp. 73-98.

Linderhof V., Kooreman P., Allers M. et Wiersma D. [2001], "Weight-based pricing in the collection of household waste: the Oostzaan case", *Resource and Energy Economics*, vol. 23, pp. 359-371.

Lindhqvist Y. [2000], « Extended Producer Responsibility in Cleaner Production. Policy Principle to Promote Environmental Improvements of Product Systems », *Doctoral Dissertation*, The International Institute for Industrial Environmental Economics, Lund University.

Lipsett C. [1951] (1963), *Industrial Wastes and Salvage: Conservation and Utilization*, New York, The Atlas Publishing Co, Inc.

Litvan D. [1995], « Politique des déchets : l'approche du Royaume-Uni », *Economie et statistique*, n° 290, pp. 81-90.

Liu X., Tanaka M. et Matsui Y. [2006], « Electrical and electronic waste management in China: progress and the barriers to overcome », *Waste Management & Research*, vol. 24, n° 1, pp. 92-101.

Lober D. [1995], « Why Protest? Public Behavioral and Attitudinal Response to Siting a Waste Disposal Facility », *Policy Studies Journal*, vol. 23, n° 3, pp. 499-518.

Local Government Association [2008], *LGA Landfill tax report: June 2008*, Londres, LGA.

Locke J.[1698] (1988), *Two Treatises of Government*, Cambridge, Cambridge University Press.

Lorrain D. [2008], « La naissance de l'affermage : coopérer pour exister », *Entreprises et Histoire*, n° 50, Avril, pp. 67-85.

Lupton S. [1996], « Les enjeux de la qualification du lisier en tant que déchet ou engrais, et les problèmes d'excédents en France, en Hollande et Belgique », *Mémoire de DEA*, sous la direction d'O. Godard, Université de Paris X-Nanterre.

Lupton S. [2001], « Sécurité environnementale et sanitaire, les biens controversés », *Économie rurale*, n° 262, mars-avril, pp. 3-18.

Lupton S. [2002], « Incertitude sur la qualité et économie des biens controversés. Le marché d'épandage des boues de stations d'épuration urbaines », *Thèse de doctorat*, EHESS, Paris, sous la direction d'Olivier Godard.

Lupton S. [2005a], « Shared quality uncertainty and the introduction of indeterminate goods », *Mai*, vol. 29, n° 3, *Cambridge Journal of Economics*, pp. 399-421.

Lupton S. [2005b], « S'assurer contre l'incertain. L'exemple des boues de station d'épuration en France et en Allemagne », in Rémy E., November V., d'Allessandro-Scarpari D. et Charvolin F. (eds.), *Espaces, savoirs et incertitudes*, Paris, Ibis Press, pp. 155-167.

Lupton S. [2007a], « Introduction à la responsabilité sociale de l'entreprise », Cours « Responsabilité Sociale des Entreprises », Lyon, ESDES.

Lupton S. [2007b], "Insurance regarding radical uncertainty. Approaches in France and in Germany for sewage sludge land spreading", *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, vol. 6, n° 3, pp. 378-392.

Lupton S. [2009a], « Incertitude sur la qualité. De l'asymétrie d'information à l'incertitude partagée », Note d'HDR, Université Paris X-Nanterre, sous le parrainage du Professeur François Eymard-Duvernay.

Lupton S. [2009b], « Commerce équitable et signaux : entre information et illusion », MPRA Paper, n° 14560, Avril.

Lynd R. [1923], *The Blue Lion and Other Essays*, Manchester, Ayer Company Publishers.

Lyon T. et Maxwell J. [2001], "Voluntary" Approaches to Environmental Regulation: A Survey, Indiana University.

Macleod H.D. [1863], *A Dictionary of Political Economy: Biographical, Bibliographical, Historical and Practical*, vol I, Londres, Longman, Brown, Longmans and Roberts.

Marsh G. [1865], *Man and nature; or, Physical geography as modified by human action*, New York, C. Scribner & co.

Marshall A. [1919] (1970), *Industry and trade*, New York, Augustis M. Kelley.

Marshall A. [1920] (1950), *Principles of Economics*, 8^{ème} édition. New York, The MacMillan Company.

Martuzzi M., Mitis F. et Forastiere F. [2010], « Inequalities, inequities, environmental justice in waste management and health », *European Journal of Public Health*, vol. 20, n° 1, pp. 21–26.

Marx K. [1894] 1978, *Capital*, vol. III, *The Process of Capitalist Production as a Whole*, Moscow, Progress Publishers.

Matsuyama K. [2002], "The Rise of Mass Consumption Societies Source", *The Journal of Political Economy*, Vol. 110, No. 5, pp. 1035-1070.

McAvoy G. [1999], *Controlling Technocracy: Citizen Rationality and the NIMBY Syndrome*, Washington, D.C., Georgetown University Press.

Mallia C. et Wright S. [2004], *MINAS: a Post Mortem?*, Environmental Policy Thesis, TekSam Institut for Miljø, Teknologi og Samfund.

Mansfield C., Van Houtven G. et Huber J. [2002], “Compensating for Public Harms: Why Public Goods Are Preferred to Money”, *Land Economics*, vol. 78, n° 3, pp. 368-389.

Martuzzi M., Mitis F. et Forastiere F. [2010], « Inequalities, inequities, environmental justice in waste management and health », *European Journal of Public Health*, vol. 20, n° 1, pp. 21–26.

Marzolf H. [2010], “Déchets, le cauchemar du nucléaire”, Enquête « L’impact des images », *Télérama*, n° 3178, 8 décembre, p. 42.

Mauss M. [1950] (1968), *Sociologie et anthropologie*, Paris, Presses Universitaires de France.

Meade J. [1952], “External Economies and Diseconomies in a Competitive Situation”, *The Economic Journal*, vol. 62, n° 245, pp. 54-67.

Meadows D., Meadows D., Randers J. et Behrens W. [1972], *The Limits to Growth*, New York, Universe Books.

MEDD [2006], « La monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets », *Synthèse du document de travail n°05-S03*, MEDD, D4E Economie, Evaluation, Environnement.

Menger C. [1871] (1970), *Principles of Economics*, New York, New York University Press.

Mercier L-S. [1783], *Tableau de Paris*, vol. II, Nyon, Imprimerie de Natthey & Compagnie.

Minehart D. et Neeman Z. [2002], “Effective siting of waste treatment facilities”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 43, pp. 303–324.

Miquel G. et Poignant S. [1999], *Les nouvelles techniques de recyclage et de valorisation des déchets ménagers et des déchets industriels banals*, Rapport du Sénat 415 98-99, Office Parlementaire d’Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques.

Miquel, G. [2003], *Rapport sur la qualité de l’eau et de l’assainissement en France*, Office Parlementaire d’évaluation des choix scientifiques et technologiques, Paris, Sénat, n° 215.

Mishan E. [1969], “The Relationship between Joint Products, Collective Goods and External Effects”, *Journal of Political Economy*, vol. 77, pp. 329-48.

Mitchell R. et Carson R. [1986], “Property Rights, Protest, and the Siting of Hazardous Waste Facilities”, *American Economic Review*, vol. 76, n° 2, pp. 285-290.

Muecke S. [2003], « Devastation », in Hawkins G. et Muecke S. (eds.), *Culture and waste: the creation and destruction of value*, Lanham, Md., Rowman & Littlefield, pp. 117-127.

Murray J. [2009], “Landfill tax hike bolsters case for recycling”, *BusinessGreen*, 23 Avril, <http://www.businessgreen.com/business-green/news/2240976/landfill-tax-hike-bolsters-case>

Naaman R. [2008], « ONG-entreprises : des relations constructives ? », Novethic, mis en ligne le 9 octobre 2008, <http://www.novethic.fr/>

Nash J. et Ehrenfeld J [1996], “Code Green: Business Adopts Voluntary Environmental Standards' Environment”, *Environment*, vol. 38, n° 1, pp. 16-45.

Nelson G. [1967], « Obsolescence », *Perspecta*, Vol. 11, pp. 171-176

Nelson P. [1970], « Information and Consumer Behaviour », *Journal of Political Economy*, vol. 78, pp. 311-329.

Nelson P. [1974], « Advertising as information », *Journal of Political Economy*, vol. 81, pp. 729-754.

Nelson P. [1975], « The economic consequences of advertising », *Journal of Business Economy*, vol. 48, pp. 213-241.

Nicollier P. [1995], *La déclaration des Droits de l'Homme et du Citoyen du 26 août 1789*, Travail de séminaire en histoire du droit, Fribourg, disponible sur le site <http://www.liberté.ch/histoire/ddhc>

Noll R. [1982], “Implementing Marketable Emissions Permits”, *American Economic Review*, Vol. 72, No. 2, Papers and Proceedings of the Ninety-Fourth Annual Meeting of the American Economic Association, pp. 120-124.

Norregaard J. et Reppelin-Hill V. [2000], *Lutter contre la pollution.Écotaxes et permis négociables*, Washington, FMI.

Notz K. [2007], « La politique énergétique allemande : entre impératifs nationaux et exigences communautaires », *Note du Comité d'études des relations franco-allemandes (Cerfa)*, n° 42, IFRI.

Noualhat L.[2009], *Déchets. Le cauchemar du nucléaire*, Paris, Seuil, Arte Editions.

O'Brien M. [2008], *A crisis of waste? Understanding the Rubbish Society*, New York, Routledge.

O'Hare M. [1977], “Not on My Block You Don't - Facilities Siting and the Importance of Compensation”, *Public Policy*, vol. 25, pp. 405-458.

O'Hare, M., Bacow L. et Sanderson D. [1983], *Facility Siting and Public Opposition*, New York, Van Nostrand Reinhold Company.

OCDE [1972], *Recommandation du Conseil sur les principes directeurs relatifs aux aspects économiques des politiques de l'environnement sur le plan international*, C(72)128, Paris, OCDE.

OCDE [1995], *Le système de contrôle OCDE pour les mouvements transfrontières de déchets destinés à des opérations de valorisation*, Paris, OCDE.

OCDE [2001], *Responsabilité élargie des producteurs. Manuel à l'intention des pouvoirs publics*, Paris, OCDE.

OCDE [2003], *Examens environnementaux de l'OCDE : Pologne 2003*, Paris, OECD.

OCDE [2005], *La Multifonctionnalité dans l'agriculture. Quel rôle pour le secteur privé ?*, Paris, OCDE.

OCDE [2008], *Données OCDE sur l'environnement, Compendium 2006-2008*, Working Group on Environmental Information and Outlooks, OCDE.

OECD [1989], *Economic Instruments for Environmental Protection*. Paris, OECD.

OECD [2003], *Voluntary Approaches for Environmental Policy. Effectiveness, Efficiency and Usage in Policy Mixes*, Paris, OECD.

OECD [2004], *Addressing the Economics of Waste*, Paris, OECD.

OECD [2007], *OECD Environmental Performance Review of Belgium*, Paris, OECD.

Office for National Statistics [2000], *The UK Service Sector*, Londres, Office for National Statistics.

Okoubi F. et Lupton S. [2010], *Analyse du marché de compost des boues de stations d'épuration urbaines (Ile de France/Oise)*, Document de synthèse, Recherche réalisée par Franck Okoubi sous la direction de Sylvie Lupton, Programme ISARD financé par l'Agence Nationale de la Recherche, Novembre.

Orléan A. [1991], « Logique walrasienne et incertitude qualitative : des travaux d'Akerlof et Stiglitz aux conventions de qualité », *Economie et sociétés*, PE n° 14, pp. 137-160.

Packard V. [1960], *The Waste Makers*, New York, David McKay Company.

Palgrave R. (ed.) [1901], *Dictionary of Political Economy*, vol. III, "Property", pp. 228-233.

Pareto, V. [1909] (1963), *Manuel d'économie politique*, Paris, Librairie générale de droit et de jurisprudence.

Parker P. [1995], "'Sweet Lemons': Illusory Quality, Self-Deceivers, Advertising, and Price", *Journal of Marketing Research*, vol. 32, n° 3, pp. 291-307.

R. [1999], "Greenpeace and the Dumping of Waste at Sea: A Case of Non-State Actors' Intervention in International Affairs", *International Negotiation*, vol. 4, n° 3, pp. 433-455.

Parsons T. [1928], "'Capitalism' In Recent German Literature: Sombart and Weber", *Journal of Political Economy*, Vol. 36, No. 6, pp. 641-661

Paulian L. [1885], *La Hotte du Chiffonnier*, Paris, Hachette.

Pearce D. [1992], “Economic Valuation and the Natural World”, *Policy Research Working Papers*, n° WPS 988, World Development Report, World Bank.

Pellow D. [2002], *Garbage Wars. The Struggle for Environmental Justice*, Cambridge, Mass., MIT Press.

Peltzman S. [1976], « Toward a more general theory of regulation », *Journal of Law and Economics*, vol. 19, n° 2, pp. 211-240.

Phillips P. et Isaac G. [1998], “GMO Labeling : Threat or Opportunity ?”, *Agbioforum*, vol. 1, n° 1, pp. 25-30.

Pigou A. C. [1920], *The Economics of Welfare*, Londres, Macmillan and co.

Planchat C. [2007], « Protéger l’environnement : un objectif pour une grande majorité de Français », *INSEE Première*, n° 1121, Janvier.

Playfair L. [1892], “Waste Products Made Useful”, *North American Review*, vol. 155, n° 432, pp. 560–568.

Polanyi K. [1944], *The Great Transformation*, New York, Farrar and Rinehart.

Polanyi K. (1957) [1968], *Primitive, Archaic and Modern Economies*, New York, Doubleday.

Poquet G. [2001], « Nouveau regard dans nos poubelles », CREDOC, Consommation et Modes de Vie, Publication du Centre de recherche pour l’étude et l’observation des conditions de vie, n° 152, juillet.

Porter R.C. [2002], *The Economics of Waste*, Washington DC, Resources for the Future, RFF Press.

Portney K. [1985], “The Potential of the Theory of Compensation for Mitigating Public Opposition to Hazardous Waste Treatment Facility Siting: Some Evidence from Five Massachusetts Communities”, *Policy Studies Journal*, vol. 14, n° 1, pp.81-89.

Posner R. A. [1972], *Economic Analysis of Law*, Boston, Little, Brown & Company.

Postlewaite A. [1989], “Asymmetric information”, in Eatwell, J. Milgate, M. et Newman, P. (eds.), *Allocation, Information and Markets, The New Palgrave*, New York, Macmillan Press, pp. 35-38.

Quaha E. et Yong J. [2008], “An assessment of four popular auction mechanisms in the siting of NIMBY facilities: some experimental evidence”, *Applied Economics*, vol. 40, pp. 841–852.

Rabin M. [1998], “Psychology and Economics”, *Journal of Economic Literature*, Vol. 36, No. 1, Mars, pp. 11-46.

Radin M. J. [1996], *Contested Commodities*, Cambridge, Mass., Londres, Harvard University Press.

Rae J. (1834) [1964], *Statement of Some New Principles on the Subject of Political Economy: Exposing the Fallacies of the System of Free Trade, and of Some Other Doctrines Maintained in the "Wealth of Nations"*, Réédition, New York, Augustus M. Kelley.

Raz J. [1986], *The Morality of Freedom*, Oxford, Clarendon.

Regional Environmental Center et Umweltbundesamt GmbH (eds.) [2008], *Handbook on the Implementation of EC Environmental Legislation*, The Européen Communities.

Reichenbach J. [2008], "Status and prospects of pay-as-you-throw in Europe – A review of pilot research and implementation studies", *Waste Management*, vol. 28, pp. 2809-2814.

Richardson B. [2002], "Economic Instruments in UK Environmental Law Reform: Is the UK Government 'Sending the Right Signals'?", *European Journal of Law Reform*, vol. 3, n° 4, pp. 427-450.

Richman B. et Boerner C. [2006], « A Transaction Cost Economizing Approach to Regulation: Understanding the NIMBY Problem and Improving Regulatory Responses », *Yale Journal on Regulation*, vol. 23, n° 23, pp. 29-76.

Roelofs J. [2006], "IMPEL waste transport inspections: a step towards European enforcement", *16th Regional Workshop on Illegal Traffic in Bratislava*, Slovaquie, Octobre.

Rootes, C. [2009] "More acted upon than acting? Campaigns against waste incinerators in England", *Environmental Politics*, vol. 18, n° 6, pp. 869-895.

Rostow W. [1959], "The Stages of Economic Growth", *The Economic History Review*, Vol. 12, No. 1, pp. 1-16.

Rudden P. [2007], "Report: Policy drivers and the planning and implementation of integrated waste management in Ireland using the regional approach", *Waste Management & Research*, vol. 25, pp. 270–275.

Salmons R. [2002], "New Areas for Application of Tradable Permits – Solid Waste Management", in OECD, *Implementing Domestic Tradable Permits. Recent Developments and Future Challenges*, Paris, OECD, pp. 187-226.

Salomez J. et Hofman G. [2007], "The Flemish manure decree: third time, good time?", *Cereal Research Communications*, vol. 35, n° 2, pp. 1017-1020.

Schiff M. [1995], "Uncertain Property Rights and the Coase Theorem", *Rationality and Society*, vol. 7, n° 3, pp. 321-327.

Schumpeter J. [1947] (1990), *Capitalisme, Socialisme et Démocratie*, traduction française par Gaël Fain, Paris, éditions Payot.

Science and Art Department of the Committee of Council on Education [1875], *Descriptive Catalogue of the Collection Illustrating the Utilization of Waste Products* [Bethnal Green Branch of the South Kensington Museum], Londres, George E. Eyre and William Spottiswoode for Her Majesty's Stationery Office.

Scitovsky T. [1954], "Two concepts of External Economies", *Journal of Political Economy*, vol. LXII, pp. 70-82.

Scott A. [1983], "Property Rights and Property Wrongs", *Canadian Journal of Economics*, vol. 16, n° 4, pp. 555-573.

Segalen M. et Le Wita B. [1984], « Se battre comme des chiffonniers », *Études rurales*, n° 95/96, Jul. - Dec., pp. 205-211.

Shackle G. [1972], *Epistemics and Economics*, Cambridge, Cambridge University Press.

Shrader-Frechette K. [1985], *Risk analysis and scientific method: Methodological and ethical problems with evaluating societal hazards*, Dordrecht, Boston, D. Reidel .

Sicotte D. [2008], "Dealing in Toxins on the Wrong Side of the Tracks: Lessons from a Hazardous Waste Controversy in Phoenix", *Social Science Quarterly*, vol. 89, n° 5, pp. 1136-1152.

Simmonds P. [1876], *Waste Products and Undeveloped Substances: A Synopsis of Progress Made in Their Economic Utilisation During the Last Quarter of a Century at Home and Abroad*. (3rd edition). Londres, Hardwicke and Bogue.

Simon H. [1955], "A Behavioral Model of Rational Choice", *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 69, No. 1, pp. 99-118

Simon H. [1997], *Models of Bounded Rationality*, Volume 3, Cambridge, Mass., MIT Press.

Simon J-M. [2010], *When the EU Waste the Climate. The EU Policy of Subsidizing Energy from Burning Waste is Worsening the Climate*, Global Alliance for Incinerator Alternatives.

Simsarian J. [1938], "The Acquisition of Legal Title to Terra Nullius", *Political Science Quarterly*, vol. 53, n° 1, pp. 111-128.

Sinclair D. [1997], "Self-Regulation Versus Command and Control? Beyond False Dichotomies", *Law & Policy*, vol. 19, n° 4, pp. 529-559.

Slade G. [2006], *Made to Break. Technology and Obsolescence in America*, Cambridge, Mass., Harvard University Press.

Slater R. et Frederickson J. [2001], "Composting municipal waste in the UK: some lessons from Europe », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 32, pp. 359-374.

Slovic, P. [1987], "Perception of risk", *Science*, vol. 236, pp. 280-285.

Smit B. [1994], "Le lisier enflamme les Flandres", *La France agricole*, 13 mai, p. 26.

Smith A. (1776) [1991], *Recherches sur la nature et les causes de la richesse des nations*, Paris, Flammarion.

Sombart W. [1928], *Der moderne Kapitalismus*, Munich et Leipzig, Duncker & Humblot.

Soulage D. [2010], *Traitement des ordures ménagères : quels choix après le Grenelle ?*, Rapport d'information N° 571, Paris, Sénat.

Spence M. [1977], "Consumer misperception, product failure and producer liability", *Review of Economic Studies*, vol. 44, n° 138, pp. 561-72.

Spooner H.G. [1918], *Wealth from waste, elimination of waste, a world problem*, Londres, Routledge.

Sraffa P. [1960], *Production of Commodities by Means of Commodities*, Cambridge, Cambridge University Press.

Stafford E. [1958], "Product Death Dates— A Desirable Concept?", *Design News*, 13, no. 24, 24 novembre, p. 3.

Stahel, W. [1986], "Hidden Innovation: R&D in a Sustainable Society", *Science and Public Policy*, vol. 13, n° 4, pp. 196-203.

Stahel W. [2006], *The Performance Economy*, Londres, Palgrave MacMillan.

Stigler G. [1971], « The theory of economic regulation », *Bell Journal of Economics and Management Science*, vol. 2, n° 1, pp. 3-21.

Street P. [2007], "Trading in Pollution: Creating Markets for Carbon and Waste", *Environmental Law Review*, vol. 9, pp. 260-278.

Suchman M. [1995], « Managing legitimacy : strategic and institutional approaches, *Academy of Management Review*, vol. 20, n° 3, pp. 571-610.

Swallow S., Opaluch J. et Weaver T. [1992], "Siting Noxious Facilities: An Approach That Integrates Technical, Economic, and Political Considerations", *Land Economics*, vol. 68, n° 3, pp. 283-301.

Talbot F. [1920], *Millions from Waste*, Philadelphia, J.B. Lippincott Company.

Tammemagi H. [1999], *The waste crisis: landfills, incinerators, and the search for a sustainable future*, New York, Oxford University Press.

Taylor D. [2000], "Policy incentives to minimize generation of municipal solid waste", *Waste Management & Research*, vol. 18, pp. 406-419.

Telser L. [1964], « Advertising and Competition », *Journal of Political Economy*, vol. 72, pp. 537-562.

Terazono A., Yoshida A., Yang J., Moriguchi Y. et Sakai S. [2004], "Material cycles in Asia: especially the recycling loop between Japan and China", *Journal of Material Cycles and Waste Management*, vol. 6, pp. 82-96.

Tierney K. [1999], "Toward a Critical Sociology of Risk", *Sociological Forum*, vol. 14, n° 2, pp. 215-242.

Tietenberg T. [2006], "Tradable Permits in Principle and Practice? Moving to Markets in Environmental Regulation", Oxford Scholarship Online Monographs, Octobre, pp. 63-95.

Toniolo G. [1998], "Europe's Golden Age, 1950-1973: Speculations from a Long-Run Perspective", *The Economic History Review*, Vol. 51, No. 2, pp. 252-267.

Tuddenham M. [2005], « L'environnement et les traités européens. La constitution européenne - analyse des aspects relatifs à l'environnement et historique de la prise en compte de l'environnement dans les traités européens successifs », *Dossier du CITEPA*, Ref. 2005/1, Paris.

Vahabi M. [2004], *The Political Economy of Destructive Power*, Cheltenham, Edward Elgar.

Vahabi M. [2006], "Destructive Power, Enforcement and Institutional Change", *East-West Journal of Economics and Business*, vol. 9, n° 1, pp. 59-89.

Vahabi M. [2009a], "An Introduction to Destructive Coordination", *American Journal of Economics and Sociology*, vol. 68, n° 2, pp. 353-386.

Vahabi M. [2009b], "A Critical Review of Strategic Conflict Theory and Socio-political Instability Models", *Revue d'Economie Politique*, Vol. 119, No. 6, pp. 817-858 .

Vahabi M. [2010a], "Economics of Destructive Power", in Braddon D. et Hartley K. (eds.), *Handbook on the Economics of Conflict*, Cheltenham, Edward Elgar, Chapitre 5, pp. 79-104.

Vahabi M. [2010b] « Ordres contradictoires et coordination destructive : Le malaise iranien », *Revue canadienne d'études du développement*, vol. 30, n°3-4, pp. 503-534.

Vahabi M. [2010c], « Appropriation, Violent Enforcement, and Transaction Costs », 13^{ième} *Conférence Internationale Biannuelle Charles Gide*, 28-30 Mai, 24 pages.

Vahabi M. [2010d], « Integrating social conflict into economic theory », *Cambridge Journal of Economics*, vol. 34, n°4, pp. 687-708.

Vail B. [2008], "Illegal transnational shipment of waste in the EU: culprits and collaborators in Germany and the Czech Republic", *Environmental Politics*, vol. 17, n° 5, pp. 828-834.

Vaudey A. et Glachant M. [2007], « Les packaging recovery notes (PRN) sont-ils économiquement efficaces ? », *Déchets, Revue francophone d'Ecologie Industrielle*, n° 46, pp. 24-29.

Veblen, T. [1898], "Why is Economics Not an Evolutionary Science." *The Quarterly Journal of Economics*, Vol. 12, <http://socserv2.mcmaster.ca/~econ/ugcm/3ll3/veblen/econevol.txt>

Veblen T. (1899) [1997], *The Theory of the Leisure Class*, New York, Viking Press, Champaign, Ill, Project Gutenberg.

Vernier M.-F., [2010], « Éthique sur le marché : comment permettre le succès de produit intégrant une démarche éthique. Le cas de l'éco conception », *Éthique et économique*, vol. 7, n° 1, article en ligne, <http://ethique-economique.net/>.

Verschuur, G., van Well E. et Boss L. [2003], *Study on the effect of selected EU environmental legislation on agriculture: The Netherlands*, Centre for Agriculture and Environment (CLM), CLM 565-2003, April, Utrecht, www.clm.nl.

Villard N. [2010], « Tri des déchets. Un gros retard, au risque de saturer nos décharges », *Capital*, Juin 2010, pp. 80-81.

Viscusi W. et Hamilton J. [1999], “Are Risk Regulators Rational? Evidence from Hazardous Waste Cleanup Decisions”, *American Economic Review*, vol. 89, n° 4, pp. 1010-1027.

Viscusi, W. Vernon, J. et Harrington, J. [2000], *Economics of Regulation and Antitrust*, Cambridge, Mass., MIT Press.

Vukina T. et Wossink A. [2000], “Environmental Policies and Agricultural Land Values: Evidence from the Dutch Nutrient Quota System”, *Land Economics*, vol. 76, n° 3, pp. 413-429.

Walras L. [1874], *Eléments d'économie pure*, réédition Economica (1988), tome VIII.

Weale A. [1996] “Environmental rules and rule-making in the European Union”, *Journal of European Public Policy*, 3, 594-611.

Weber M. [1954], *On Law in Economy and Society*, Cambridge, Cambridge, Mass., Harvard University Press.

Weidenfeld K. [2000], « Le droit de la voirie à Paris, à la fin du Moyen Âge, est-il un droit public ? », « *Paris au Moyen Âge* » séminaire de recherche, 3 mars (Aménagements des espaces économiques et sociaux à Paris).

White M. [2004], “Sympathy for the Devil: H. D. Macleod and W.S. Jevons’s Theory of Political Economy”, *Journal of the History of Economic Thought*, vol. 26, n° 3, pp. 311-329.

Wolsink M. [2010], “Contested environmental policy infrastructure: Socio-political acceptance of renewable energy, water, and waste facilities”, *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 30, pp. 302–311.

Wolverton A. [2009], “Effects of Socio-Economic and Input-Related Factors on Polluting Plants’ Location Decisions”, *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, vol. 9, n° 1, pp. 1-14.

Wossink A. [2000], “The Failure of Marketable Permit Systems and Uncertainty of Environmental Policy: A Switching Regime Model Applied to the Dutch Phosphate Quota Program”, *AAEA annual meeting*, 30 July-2 August, Tampa.

Wossink A. [2004], « The Dutch Nutrient Quota System: Past Experience and Lessons for the Future », in OECD, *Tradeable Permits. Policy Evaluation, Design and Reform*, Paris, OECD, pp. 99-120.

Young J. [1991], "Reducing Waste, Saving Materials", in Brown R. et al. (eds.), *State of the World, 1991: A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society*, New York, W.W. Norton & Company, pp. 40-55.

Zoeteman B., Krikke H. et Venselaar J. [2010], "Handling WEEE waste flows: on the effectiveness of producer responsibility in a globalizing world", *International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, vol. 47, pp. 415-436.

Webographie

1. STATISTIQUES SUR LES DECHETS

Statistiques européennes

Eurostat : base de données statistiques de la Commission Européenne

<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>

European Environment Agency (EEA) : Agence de l'Union Européenne chargée de pourvoir une information indépendante sur l'environnement

<http://www.eea.europa.eu>

Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE) : la Direction de l'Environnement de l'OCDE dispose de statistiques sur les flux de déchets et les transferts transfrontaliers.

http://www.oecd.org/statisticsdata/0,3381,fr_2649_34395_1_119656_1_1_1,00.html

ETC/SCP (European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production): ce centre est un consortium de huit pays partenaires qui partagent des données statistiques comparables sur des thèmes relatifs au développement durable. Les déchets constituent un des thèmes, à travers la base de données électronique nommé « Wastebase ».

<http://scp.eionet.europa.eu/facts/wastebase>

Belgique

DGSIE (Direction Générale Statistique et Information Economique)

Cette direction produit les statistiques nationales de la Belgique. Elle édite des données sur les déchets produits.

<http://statbel.fgov.be/fr/statistiques/chiffres/index.jsp>

France

Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement

Le Service de l'Observation et des Statistiques (SOeS) publie des statistiques sur les déchets ménagers et assimilés et sur les déchets des agents économiques (agriculture et pêche, construction, tertiaire, ...). Depuis juillet 2008, il remplace l'IFEN (Institut Français de l'Environnement).

<http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/>

Ademe (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)

L'Ademe est un établissement public à caractère industriel et commercial. Cette institution participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement. Elle publie des statistiques ainsi que des études nationales et régionales sur les déchets.

<http://www2.ademe.fr/>

INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques)

Le site de l'INSEE met à disposition des chiffres sur la production et le traitement des déchets

<http://www.insee.fr/>

La bourse aux déchets

La [bourse aux déchets](http://www.bourse-aux-dechets.com/) est un service proposé par Recyconsult. L'inscription à la Bourse d'échange dédiée aux déchets industriels et commerciaux permet à son utilisateur, pendant une durée de 12 mois d'accéder aux annonces qui ont été déposées pour les consulter : offres de déchets, offres de services...

<http://www.bourse-aux-dechets.com/>

Irlande

EPA (Environmental Protection Agency)

L'EPA publie des données sur la production et le traitement de déchets, ainsi que les importations et exportations de déchets sur son site.

<http://www.epa.ie/whatwedo/resource/nwr/>

Luxembourg

Le portail des statistiques

Le portail des statistiques du Grand-Duché du Luxembourg affiche les statistiques des divers déchets produits au Luxembourg.

<http://www.statistiques.public.lu/>

Pays-Bas

CBS (Central Bureau voor de Statistiek)

Cette institution publie des statistiques sur les déchets. Une version en anglais est disponible.

<http://www.cbs.nl>

Royaume-Uni

Local Government Association (LGA) : groupe de pression représentant les autorités locales au niveau national en Angleterre et aux Pays de Galles

www.lga.gov.uk

Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA): service gouvernemental responsable des politiques et réglementations vis à vis de l'environnement, l'alimentation et les affaires rurales au Royaume-Uni

www.defra.gov.uk

<http://ww2.defra.gov.uk/> (nouveau site)

Environment Agency : agence gouvernementale chargée de l'environnement, des rivières et des inondations au Royaume-Uni

www.environment-agency.gov.uk

Suède

Naturvårdsverket (Ministère de l'Environnement Suédois)

Ce site dispose des statistiques sur les déchets en Suède, et a une interface traduite en anglais.

<http://www.naturvardsverket.se/sv/>

Suisse

OFEV (Office Fédéral de l'Environnement)

L'Office fédéral de l'environnement a été créé en janvier 2006. Il regroupe deux anciens offices fédéraux : l'OFEP (Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage), et l'OFEG (Office fédéral des eaux et de la géologie). Il est intégré au Département fédéral de l'Environnement, des Transports, de l'Energie et de la Communication (DETEC). Il publie des dossiers et des statistiques sur les déchets en Suisse.

<http://www.bafu.admin.ch/index.html?lang=fr>

2. INSTRUMENTS DE POLITIQUE PUBLIQUE

OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Économiques)

Cette organisation analyse les politiques publiques menées pour gérer les déchets dans les différents pays de l'OCDE.

<http://www.oecd.org/>

OECD/EEA database on instruments used for environmental policy and natural resources management

Ce site conjoint de l'OCDE et de l'Agence Européenne de l'Environnement regroupe des informations sur l'existence de différents instruments de politique publique mis en place dans différents pays dans le domaine de l'environnement. Une recherche par thème et par pays facilite les recherches.

<http://www2.oecd.org/econst/queries/index.htm>

3. LES ONG

Adbusters

Adbusters est une ONG anticonsumériste canadienne qui diffuse un magazine sur son site internet. Elle est à l'origine de la journée internationale sans achats (*Buy Nothing Day*). Elle publie également de l'information sur les déchets.

<http://www.adbusters.org/>

Greenpeace

Cette ONG publie des documents sur les déchets nucléaires et les exportations de déchets vers les pays en développement.

<http://www.greenpeace.org/france/>

4. LES CENTRES DE RECHERCHE ET D'INFORMATION

De nombreux centres de recherche existent au niveau européen et international sur l'environnement et le développement durable. Nous avons sélectionné seulement quelques sites diffusant l'information sur les déchets.

CEA (Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives)

Le CEA publie de l'information sur les déchets radioactifs, accessible à un large public. Il est implanté sur 10 centres répartis dans toute la France. Des bibliothèques d'informations scientifiques et techniques sont consultables en ligne via le site <http://www-ist.cea.fr>

<http://www.cea.fr/>

CNIID (Centre National d'Information Indépendant sur les Déchets)

Le CNIID est une ONG créée en 1997. Elle dispose d'informations sur les déchets, leur toxicité, et les différents types de traitements des déchets. Elle publie des rapports relatifs aux déchets, et défend la prévention à la source.

<http://www.cniid.org/>

Greenmuze

GreenMuze est un site internet environnemental. Ce site canadien diffuse des informations sur l'éco-conception, l'éco-construction et le recyclage des déchets.

<http://www.greenmuze.com>

Institut Veolia Environnement

L'Institut Veolia Environnement a engagé une politique d'édition pour valoriser les travaux menés par ses partenaires académiques. Chaque étude fait l'objet d'un document publié disponible sur le site. Certaines études portent sur les déchets.

<http://www.institut.veolia.org/fr/>

Novethic

Novethic est une filiale de la Caisse des Dépôts. Ce site a été créé en 2001. Il est à la fois un média sur le développement durable et un centre de recherche sur l'Investissement Socialement Responsable (ISR) et la Responsabilité Sociale des Entreprises (RSE). Novethic publie des articles et des dossiers sur les déchets.

<http://www.novethic.fr/>

Liste des tableaux

Tableau 2.1. Production de déchets municipaux dans différents pays développés

Tableau 2.2. Production de déchets municipaux (en kg/habitant)

Tableau 2.3. Production des déchets municipaux de 1995 à 2009 (en kg/habitant/an)

Tableau 2.4. Production des déchets de l'industrie extractive dans différents pays de l'UE (en milliers de tonnes)

Tableau 2.5. Production des déchets de construction et de démolition(en milliers de tonnes)

Tableau 2.6. Excédents de déjections animales dans certains pays de l'OCDE (dernière année disponible)

Tableau 3.1. Débouchés des déchets ménagers en France en 1989

Tableau 3.2. L'évolution des coûts unitaires des différentes techniques (1970-2000) en francs courants par tonne

Tableau 3.3 La part du secteur privé dans la collecte et le traitement des déchets (en % des quantités de déchets gérés)

Tableau 4.1. La redevance incitative à Toronto

Tableau 4.2. Les taxes sur la mise en décharge des déchets municipaux dans les pays européens

Tableau 4.3. La part des déchets biodégradables dans les déchets municipaux

Tableau 4. 4. Avantages et inconvénients des approches volontaires

Tableau 4.5. L'impact des lobbies dans l'application de la directive nitrates en France, Belgique et aux Pays-Bas

Tableau 5.1. Différences entre les biens ERC et les biens indéterminés

Tableau 5.2. Tableau récapitulatif des différents conflits autour des déchets

Liste des figures

Figure 1.1. Sens du mot déchet

Figure 1.2. Déchet entre bien privé et domaine public

Figure 1.3. Valeur nulle ou négative chez Jevons

Figure 1.4. Le marché néoclassique

Figure 1.5. La dynamique du marché génératrice de déchets

Figure 2.1. Les marchés les plus générateurs d'emballages (en tonnes et par type de déchet)

Figure 2.2. Evolution de la production de déchets des mines et des carrières au Royaume-Uni (en millions de tonnes)

Figure 2.3. Déchets de construction et de démolition générés dans quelques pays européens

Figure 2.4. Production des déchets du secteur manufacturier dans certains pays européens (en millier de tonnes)

Figure 2.5. Production des déchets du secteur manufacturier dans différents pays de l'Union Européenne en 2008 (en milliers de tonnes)

Figure 2.6. Déchets générés par les différents secteurs manufacturiers en France (en pourcentage de déchets générés dans le secteur manufacturier)

Figure 2.7. Evolution de la production des déchets issus de la production d'énergie dans quelques pays européens (en milliers de tonnes)

Figure 2.8. Production des déchets issus de la production et distribution d'électricité, de gaz, de vapeur et d'air conditionné dans différents pays de l'Union Européenne en 2008 (en milliers de tonnes)

Figure 2.9. Les déchets nucléaires générés en France, aux Etats-Unis et au Japon (en tonnes de métaux lourds)

Figure 2.10. Production de déchets des autres activités (services) en milliers de tonnes en 2008
Figure 2.11. Hiérarchie de l'UE dans le traitement des déchets

Figure 2.12. Les filières de traitement des déchets en 2006 dans certains pays de l'UE 27 (en pourcentage des déchets totaux)

Figure 2.13. Evolution de la mise en décharge des déchets municipaux dans dix pays européens de 1996 à 2009 (en kg/habitant/an)

Figure 2.14. Evolution de l'incinération des déchets municipaux dans dix pays européens de 1996 à 2009 (en kg/habitant/an)

Figure 2.15. Taux de recyclage des papiers et cartons (en %) dans certains pays de l'UE, au Canada et aux Etats-Unis de 1990 à 2005

Figure 2.16. La part du recyclage des déchets municipaux (en % des déchets traités) en 2008 dans différents pays de l'UE

Figure 2.17. Les déchets municipaux traités et la part des différentes filières de gestion (en %) dans quatorze pays de l'UE en 2008

Figure 3.1. Evolution de la gestion des déchets ménagers

Figure 3.2. Les chiffonniers : une corporation hiérarchisée

Figure 3.3. Eléments contribuant au développement de la gestion déléguée

Figure 3.4. Le système d'Eco-Emballages

Figure 3.5. La complexification des schémas de gestion des déchets ménagers

Figure 3.6. Evolution des chiffres d'affaires de la Générale et de la Lyonnaise, 1975-1995 en milliards de francs courants

Figure 3.7. Evolution des différents modes de traitement des déchets ménagers et assimilés (en milliers de tonnes)

Figure 3.8. Modes de traitement des déchets collectés par le service public en 2007 (en pourcentage)

Figure 3.9. Part des opérateurs publics et privés dans les services de gestion des déchets en 2006 (en % des quantités gérées)

Figure 3.10. La dépense nationale de gestion des déchets de 1990 à 2006 (en millions d'euros)

Figure 3.11. L'évolution de la gestion des déchets ménagers en France

Figure 4.1. La taxe anglaise sur la mise en décharge depuis 1999 (en £/tonne)

Figure 4.2. Différents engagements unilatéraux des entreprises en matière de déchets

Figure 5.1. Les étapes du cri

Liste des encadrés

Encadré 1.1. Techniques d'évaluation monétaire des externalités

Encadré 1.2. L'obsolescence planifiée selon Packard (1960)

Encadré 2.1. Valorisation et élimination

Encadré 3.1. Les différents modes de coordination

Encadré 3.2. Ordonnances et réglementations vis-à-vis des chiffonniers de Paris

Encadré 3.3. Le placier et ses avantages

Encadré 4.1. Déchets d'activités de soins à risques infectieux (DASRI) en Guadeloupe

Encadré 4.2. La redevance incitative à Toronto (Canada)

Encadré 4.3. Le PMPOA et ses limites

Encadré 4.4. L'affaire des emballages jetables de boissons en Allemagne

Encadré 4.5. La responsabilité sociale de l'entreprise (RSE)

Encadré 4.6. Les directives filles dans les années 1970 et 1980

Encadré 4.7. La législation européenne sur les déchets depuis 1987

Encadré 4.8. La directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets

Encadré 5.1. L'opposition à l'incinérateur de Grasse (France)

TABLE DES MATIERES

Remerciements

Préface

Introduction

1. Contexte : la société des déchets
2. Objet de cet ouvrage
3. Méthodologie
4. Plan de l'ouvrage

Chapitre 1. Le déchet : définition et contours théoriques

1.1 Définition du déchet

- 1.1.1. Le déchet: sources étymologiques
- 1.1.2. Déchet et définition juridique

1.2. Déchet et terminologie économique

- 1.2.1. Déchets et droits de propriété : une approche institutionnelle
- 1.2.2. Déchet, utilité et valeur : une approche économique
- 1.2.3. Déchet, marchandise et échange
- 1.2.4. Les produits joints et leur réintégration dans les processus productifs
 - A) Les déchets: source d'économies et d'efficacité
 - B) Une vision dynamique de la production et du marché
- 1.2.5. Déchets et externalités
 - A) Définition des externalités
 - B) Externalités causées par les déchets
 - C) Evaluation monétaire des externalités

1.3. L'économie des déchets et cadre de pensée économique

- 1.3.1. La rationalité économique
- 1.3.2. Les préférences des consommateurs
- 1.3.3. La dynamique du marché
 - A) Une économie de la vitesse
 - B) L'émergence de l'obsolescence planifiée
 - C) La qualité comme construction sociale
- 1.3.4. La nécessité d'intégrer le pouvoir dans la réflexion économique sur les déchets

Chapitre 2. Les déchets générés et les filières de gestion

2.1. Les statistiques des déchets générés

2.1.1. L'émergence d'une statistique sur les déchets

2.1.2. Les différents types de déchets produits

2.1.3. L'évolution de la production des déchets municipaux

A) Une augmentation des déchets municipaux produits de 1975 à 1990

B) L'évolution de la production des déchets municipaux de 1995 à maintenant

2.1.4 Les déchets industriels de 1990 à aujourd'hui

A) Les déchets des mines et des carrières

B) Les déchets de construction et de démolition

C) Les déchets du secteur manufacturier

D) Les déchets issus de la production d'énergie

E) Les autres déchets

2.2. Les déchets et les différentes filières de gestion

2.2.1. La valorisation, l'élimination et la hiérarchie des déchets

2.2.2. Les filières de gestion des déchets dans l'UE : la prédominance de l'élimination

2.2.3. L'évolution des différentes filières de gestion des déchets dans l'UE: l'exemple des déchets municipaux

A) La mise en décharge

B) L'incinération

C) Le recyclage

D) Le compostage

Chapitre 3. L'histoire de l'évolution de la gestion des déchets. *L'exemple des déchets ménagers en France*

3.1. L'évolution de la gestion des déchets ménagers : du chaos à une coordination par le marché

3.1.1. Cadre analytique : les modes de coordination

3.1.2. Là tout n'était que désordre et immondice

3.1.3. L'émergence de deux activités de gestion des déchets

A) La profession des boueurs

B) Les chiffonniers

3.2. Gestion des déchets et mode de coordination par le marché à partir des années 1960

3.2.1. L'implication grandissante du secteur privé à partir des années 1960

3.2.2. L'évolution réglementaire et l'assise des deux grands groupes dans la gestion des déchets ménagers à partir de 1975

A) Des exigences de plus en plus grandes à partir de 1975

B) Une organisation complexe depuis les années 1990

C) Le développement des contrats de délégation

3.3. La gestion actuelle des déchets ménagers : une forme hybride de mode de coordination

3.3.1. Des normes plus sévères et un développement des filières

3.3.2. La prédominance de la mise en décharge et l'incinération avec récupération d'énergie

3.3.3. Quelques raisons du retard en termes de valorisation matière et de prévention

3.3.4. La prévention à la source

3.3.5. Une forme hybride de mode de coordination

3.4. Les principes du service public mis à mal

3.4.1. Le principe d'égalité

3.4.2. Le principe d'adaptabilité

3.4.3. Le principe de continuité

Chapitre 4. Instruments de politique publique et gestion des déchets

4.1. Le choix de différents instruments de politique publique

4.1.1. Coase versus Pigou

4.1.2. Le difficile choix d'un instrument de politique publique

4.2. Les différents instruments, leurs avantages et inconvénients

4.2.1. La réglementation

4.2.2. Les instruments économiques

A) Les taxes

B) Les permis négociables

C) Les subventions

D) Les systèmes de consigne (*Deposit-refund systems*)

4.2.3. Les approches volontaires

A) Les engagements unilatéraux

B) Les accords négociés entre l'industrie et les pouvoirs publics

C) Les programmes volontaires élaborés par les pouvoirs publics

4.2.4. Lobbies et politiques publiques

4.3. La politique européenne en matière de déchets

4.3.1. La politique européenne des déchets avant 1987

4.3.2. La politique européenne des déchets après 1987

- A) Les directives cadre
- B) Les directives relatives aux déchets spécifiques
- C) Les directives relatives au traitement des déchets
- D) La réglementation relative aux transferts transfrontaliers de déchets

Chapitre 5. Conflits autour des déchets

5.1. Nature des conflits autour des déchets

5.1.1. Le syndrome NIMBY

- A) La définition conventionnelle du syndrome NIMBY
- B) Une critique du syndrome NIMBY
- C) Les autres motifs des opposants

5.1.2. Les conflits *ex post*

- A) L'affaire des déchets toxiques à Woburn (Massachusetts)
- B) Le rôle des ONG dans les luttes environnementales
- C) Le « recyclage » des déchets nucléaires et l'impact des médias

5.2. Les biens indéterminés

5.2.1. La place de l'incertitude sur les caractéristiques des biens dans la théorie économique

5.2.2. Les controverses autour de l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines

- A) Les impacts sanitaires et environnementaux des boues
- B) Controverses autour des boues de STEP urbaines
- C) Les boues de STEP urbaines : des biens indéterminés

5.3. Conceptualisation des conflits autour des déchets et solutions

5.3.1. L'approche des conflits de Hirschman (1970) et Vahabi (2004)

5.3.2. Solutions économiques au syndrome NIMBY

- A) Les mécanismes de compensation
- B) La négociation

5.3.3. Peut-on toujours résoudre les conflits ?

Conclusion

1. L'économie des déchets : une économie à part entière
2. Les limites de cet ouvrage
3. L'avenir des déchets

Bibliographie

Webographie

Glossaire

Index

INDEX

A

Allemagne
Anti-marchandise
Accords négociés
Accords volontaires
Approches volontaires
Autriche

B

Belgique
Bien économique
Biens indéterminés
Bien public
Bois
Boues de stations d'épuration urbaines
Boueurs
Bulgarie

C

Canada
Changement institutionnel
Chiffonniers
Chine
Chypre
Co-incinération
Collecte
Collectivités locales
Compensation monétaire
Compensation non-monétaire
Compostage
Conflits *ex ante*
Conflits *ex post*
Consigne
Consommation ostentatoire
Coordination destructive
Corée
Cri
Cycle de vie du produit

D

Danemark
Décharge
Décharge sauvage
Déchet (étymologie)
Déchet (définition juridique)

Déchets agricoles
Déchets (construction et démolition)
Déchets d'activités de soins à risques infectieux
Déchets d'emballages
Déchets dangereux
Déchets de l'industrie extractive
Déchets des équipements électriques et électroniques
Déchets ménagers
Déchets municipaux
Déchets nucléaires
Déchets (production d'énergie)
Déchets (secteur manufacturier)
Déchets (secteur tertiaire)
Déchets ultimes
Désutilité
Discommodity
Droits de propriété
Droits de propriété collectifs
Duales System Deutschland

E

Echange
Eco-conception
Eco-Emballages
Ecologie industrielle
Ecopreneuriat
Effluents d'élevage
Elimination
Emballages
Enchères
Espagne
Estonie
Etat prédateur
Etats-Unis
Externalités (définition)
Externalités (évaluation monétaire)
Externalités négatives

F

Finlande
France

G

Gestion déléguée
Grande distribution
Grasse
Grèce
Guadeloupe

H

Hiérarchie des modes de traitement
Hongrie

I

Incertitude
Incertitude partagée
Incinération (avec récupération d'énergie)
Incinération (sans récupération d'énergie)
Inde
Industrie agro-alimentaire
Injustice environnementale
Institution (définition)
Irlande
Islande
Italie

J

Japon

L

Landfill Allowance Trading Scheme
Lettonie
Lituanie
Lobby
Luxembourg

M

Malte
Marchandise
Maroc
Médias
Mise en décharge
Modes de coordination

N

Négociation
NIMBY
Nouvelle Zélande

O

Obsolescence planifiée
Opérateurs publics
Oppositions locales
Organisations Non Gouvernementales

P

Papiers et cartons
Paris
Pays-Bas
Permis négociables
Plan de Maîtrise des Pollutions d'Origine
Agricole
Plastique
Polluants émergents
Pologne
Portugal
Pouvoir
Prévention à la source
Principe du pollueur payeur
Principe du pollueur payé
Principe de proximité
Prise de parole
Produits joints

R

Rationalité
Recyclage (matière)
Recyclage (agricole)
Recyclage informel
Redevance incitative
Réduction à la source
Réemploi
Réglementation
Rejectanea
République Tchèque
Res nullius
Res derilecta.
Responsabilité élargie du producteur
Responsabilité sociale de l'entreprise
Ressources naturelles
Réutilisation
Risque
Riverains
Roumanie
Royaume-Uni

S

Service public
Slovaquie
Slovénie
Sortie
Subventions
Suède
Suez
Suisse
Syndicat agricole

T

Taxe (financière)

Taxe (incitative)

Taxe sur la mise en décharge

Terra nullius

Tomsk

Toronto

Transferts transfrontaliers

Transformateurs

Tri

Tunisie

U

Usine d'incinération d'ordures ménagères

V

Valorisation

Valorisation agricole

Valorisation énergétique

Valeur

Valeur nulle

Valeur négative

Véhicules hors d'usage

Veolia

Verre

Vitesse (économie de la)

W

Woburn