



The efficiency of emissions standards for the regulation of transboundary pollution problems: theoretical analysis and empirical evaluation

Basak Bayramoglu

► To cite this version:

Basak Bayramoglu. The efficiency of emissions standards for the regulation of transboundary pollution problems: theoretical analysis and empirical evaluation. Humanities and Social Sciences. Ecole des Ponts ParisTech, 2006. English. NNT : . pastel-00002360

HAL Id: pastel-00002360

<https://pastel.hal.science/pastel-00002360>

Submitted on 17 Apr 2007

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Introduction Générale

“Man-made borders are completely arbitrary from the point of view of the biosphere. There is no reason that environmental disturbances should be confined by human definitions of areas of jurisdictions. But that means that the ‘environmental problem area’ will in general not be identical to the area of jurisdiction and control and there is as a result no single authority with the right to control and decide on a solution to the problem. One may therefore expect lack of co-ordination and inefficiency whenever the area of jurisdiction differs from the area of environmental concern. In no other field is this as apparent as in the field of international environmental problems”.

Karl-Goran Maler, **International Environmental Problems**, 1990, p.80.

Comme Maler (1990) le souligne, les problèmes de pollutions, pour la plupart d’entre eux, ont des conséquences au delà des frontières nationales. *Une pollution transfrontalière peut être définie par l’existence d’externalités négatives de pollution produites par un ou plusieurs pays et qui affectent le ou les pays frontaliers.* Ceci signifie que les émissions d’un pays affectent négativement le bien-être ou la production des autres. Cette pollution peut provenir d’une consommation ou de production d’un bien. Si cette consommation ou production est jugée utile se pose alors un problème d’arbitrage entre ces activités et la pollution qu’elles entraînent. Si cette dernière n’est pas internalisée, équilibre et optimum de Pareto ne coïncident pas. En ce qui concerne les problèmes de changement climatique, de l’appauvrissement de la couche d’ozone, des pluies acides ou encore de pollution des eaux internationales, ces effets négatifs ne sont pas pris en compte par les pays pollueurs. Ceci provoque des niveaux élevés de pollution internationale par rapport à la solution optimale, et donc crée des inefficacités économiques.

Mon intérêt et ma curiosité pour l’environnement viennent de ma préoccupation des risques et problèmes environnementaux de la Turquie. Concernant les problèmes de pollution nationale, le développement des activités économiques à partir des années 80,

en particulier dans les secteurs de l'énergie, de l'industrie, du transport et du tourisme, le maintien d'un taux de croissance démographique élevé et l'urbanisation intensive ont conduit aux problèmes environnementaux existants en Turquie. A présent, il existe un besoin important de mise en place d'infrastructures environnementales dans les domaines industriel et urbain, en particulier, de construction d'usines de traitement de la pollution pour le secteur industriel et de réseaux d'assainissement et de stations d'épuration pour le secteur urbain (OCDE (1992)). L'un des risques environnementaux importants est lié au trafic maritime. Les détroits en Turquie (détroit de Bosphore, 31 km et détroit des Dardanelles, 70 km) font face à un trafic maritime intense et sont menacés par les navires transportant des hydrocarbures. *“On estime que chaque jour, 19 navires de plus de 150 mètres et 12 navires-citernes franchissent les détroits et passent ainsi à proximité d'Istanbul”* (OCDE (1999), p.174). Comme ce rapport le souligne également, le risque de collisions est omniprésent dans cette ville ce qui se traduit par un risque de dommages en termes de vies humaines et de pollution de l'eau.

La Turquie est confrontée également à des problèmes de pollutions transfrontalières. Les pollutions transfrontalières les plus importantes sont celles de la mer Egée, de la mer Méditerranée et de la mer Noire. La mer Egée souffre d'une pollution d'origine terrestre. Les sources de pollution principales en sont les zones industrielles, les complexes touristiques et les cours d'eau. Selon le rapport de l'OCDE (1999), cette pollution pourrait doubler entre 1990 et 2010 si aucune mesure n'est prise. Dans la mer Méditerranée, les sources de pollution les plus importantes sont les activités agricoles et industrielles. En ce qui concerne la mer Noire, une étude réalisée par le Programme Environnemental de la Mer Noire¹ montre que 70 % des émissions nutritives sont causées par les six pays côtiers en 1992, le reste étant imputable aux pays du bassin de Danube principalement constitués de pays de l'Union Européenne. Le cas de la mer Noire symbolise l'effort en termes de coordination des activités de protection environ-

¹Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis [1996] : www.grid.unep.ch/bsein/tda.main.htm

nementale au niveau international. Les pays côtiers ont signé la Convention de Bucarest en 1992 et les trois Protocoles relatifs à la protection de la mer Noire. De son côté, la communauté internationale (Banque Mondiale, Union Européenne, Nations Unies) a octroyé des fonds importants en faveur du programme environnemental de la mer Noire.

Toutefois, il existe un nombre important d'accords environnementaux internationaux (dorénavant notés AEI) qui ne sont pas encore signés ou ratifiés par la Turquie en raison d'entraves à son développement économique. En effet, selon le rapport de l'OCDE (1999), la Turquie *“s'exclut des accords limitant les émissions polluantes à un niveau déjà atteint à une date antérieure, autrement dit à un niveau inférieur à celui des pays développés”*. En outre, cette même étude rapporte que la Turquie respecte le *principe des responsabilités communes mais différenciées* en ce qui concerne les problèmes environnementaux internationaux. Ceci pose le problème du lien entre pollution et développement d'un pays en transition économique. Le refus de la Turquie motivé par des considérations de développement m'a d'abord conduit à investir le champ théorique afin de comprendre si des réductions uniformes étaient envisageables. A ma grande surprise, j'ai constaté que la plupart des AEI se basaient sur des accords de réduction uniforme de la pollution. Concernent-ils donc des pays similaires en termes de développement ? Devraient-ils l'être nécessairement ? C'est donc assez naturellement que je me suis intéressée à étudier l'efficacité comparée des accords de norme uniforme et de normes différenciées de réduction de la pollution. Les résultats de l'analyse théorique m'ont conduite ensuite à effectuer une analyse empirique du problème de pollution transfrontalière de la mer Noire. Ainsi, le dernier chapitre de cette thèse prend la Turquie et en particulier la mer Noire comme terrain d'application.

La prise de conscience de l'ampleur des problèmes de pollution internationale n'est pas récente même si elle connaît une ampleur sans égale ces deux dernières décennies. Elle a pris naissance, au niveau mondial, dans les années 70 (Missfeldt (1999), p. 287). A la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement Humain tenue à Stockholm en 1972, les pays se sont mis d'accord, pour la première fois, sur le besoin de partager la responsabilité de ces problèmes au niveau mondial pour atténuer les problèmes de pollutions transfrontalières :

“States have in accordance with the charter of the United Nations and the principles of the international law, the sovereign right to exploit their own resources pursuant to their own environmental policies, and the responsibility to ensure that activities within their jurisdiction or control do not cause damage to the environment of other states or of areas beyond the limits of national jurisdiction”.

Principe 21 de la “Déclaration de l'Environnement Humain”, adopté par les pays de l'OCDE à la Conférence de Stockholm.

Comme Schmidt (2001) le souligne, les années 90 ont été marquées par un intérêt croissant des nations pour les problèmes environnementaux internationaux. Ceci s'est traduit par la tenue de débats politiques et la mise en place d'activités internationales tels que la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED) réunie en 1992 à Rio de Janeiro. Des questions environnementales avaient été déjà analysées, par les économistes, dans les années 60 et 70. Cependant, la prise en compte des problèmes de pollutions transfrontalières a donné lieu à une nouvelle branche de la littérature dont la principale difficulté est rappelée par Carraro et Siniscalco (1992, p.381) :

“Standard solutions for [transboundary] environmental externalities are therefore not available, and the protection of the international commons is left to voluntary agreements among sovereign countries. It is precisely this fact which requires a shift in our

analyses, from a literature on government intervention to a literature on negotiation between nations and international policy coordination”.

Les problèmes de pollutions transfrontalières sont semblables au dilemme d’utilisation d’une ressource de propriété commune. Le concept de *tragédie des biens communs* énoncé premièrement par Hardin (1968) et Dasgupta et Heal (1979) explique la difficulté de maintenir les stocks communs de ressources internationales. Les pays usagers de ces ressources les utilisent librement en dépit de leur rareté. Au niveau national, le dilemme de biens communs peut être résolu par l’intervention publique (Demsetz (1967)). Cependant, l’absence d’autorité supranationale pour la régulation des problèmes de pollution internationale et le fait que les pays sont souverains nécessitent la signature d’AEI qui soient fondés sur le principe du volontariat. Aucune institution internationale ne peut forcer un pays à signer un AEI ou encore moins qu’il y renonce.

L’accord le plus ancien sur la protection de la nature - “Convention pour la Protection des Oiseaux Utiles à l’Agriculture” - a été signé par 11 pays européens en 1902. Le nombre des AEI a augmenté de façon significative à partir de la Seconde Guerre Mondiale. Seulement quatre des 225 AEI actuellement en vigueur ont été adoptés avant 1945. La principale raison à l’origine de ce développement est, selon Barrett (2003), la fragmentation géo-politique du monde provoquée par la décolonisation, l’éclatement de l’Union Soviétique et les guerres civiles. Comme le montre l’exemple de la mer d’Aral, cette fragmentation transforme les problèmes environnementaux nationaux en conflits transfrontaliers. Nous observons que, dans cette même période, le nombre d’accords qui requièrent la ratification par plus de dix pays a également augmenté.

Deux AEI significatifs, qui ont eu le plus d’écho dans l’arène internationale ces dernières années, ont retenu notre attention et ont motivé en partie notre travail théorique. Le premier accord est le Protocole de Montréal sur les substances qui dégradent la couche d’ozone (1987). Cet accord impose aux pays signataires un taux

uniforme de réduction des émissions de 20 % sur les niveaux d'émissions de 1986. La particularité de cet accord est d'incorporer un schéma incitatif-coercitif qui rassemble des transferts compensatoires et des sanctions commerciales. Les transferts compensatoires vont des pays développés vers les pays en voie de développement. Les sanctions commerciales sont appliquées aux pays non signataires. Ces deux instruments permettent alors la participation des pays en voie de développement à l'accord. En juin 2004, 187 pays ont ratifié ce Protocole (Luken et Grof (2006)). Benedick (1991, p.7) mentionne, entre autres, le processus continu de négociations comme autre facteur de succès de ce protocole².

Le deuxième accord, dont les caractéristiques sont différentes du premier, est le Protocole de Kyoto (1997) sur le changement climatique. Celui-ci spécifie des normes différenciées pour différents blocs de pays. Par exemple, l'accord entre les pays européens afin de partager la charge de dépollution de 8 % des émissions de 1990 donne lieu à des taux de réduction différents pour chacun des pays : 0 % pour la France, 21 % pour l'Allemagne, 12,5 % pour le Royaume Uni, etc. Cet accord n'incorpore pas de schéma explicite de transferts compensatoires entre pays. Comme le souligne Barrett (2003, p. 361), le marché de permis d'émissions entre les pays de l'Annexe I³ et le mécanisme de développement propre⁴ avec des pays en voie de développement permettraient d'autres types de transferts bilatéraux qui doivent être considérés comme des échanges et non comme des transferts de compensation. Ce protocole comprend en outre un autre mécanisme de flexibilité qui est la mise en œuvre conjointe entre pays

²L'accord a été largement modifié, par exemple, à la deuxième réunion des parties à Londres en 1990.

³Les pays de l'annexe I sont les pays industrialisés qui ont pris des engagements de réduction ou de stabilisation de leurs émissions portant sur la période 2008-2012 par rapport à 1990, année de référence commune.

⁴Ce mécanisme qui constitue un des mécanismes de flexibilité du Protocole de Kyoto implique la réalisation des activités de dépollution dans les pays en voie de développement par les pays développés (ou de l'Annexe I). Ces derniers sont récompensés par des crédits pouvant être utilisés pour atteindre leurs propres objectifs d'émissions. Les pays en voie de développement bénéficient en contrepartie des transferts de technologies de dépollution avancées.

de l'Annexe I⁵.

En ce qui concerne la littérature théorique sur la coopération environnementale internationale, nous distinguons principalement deux approches : la coopération partielle (approche non coopérative) et la coopération globale (approche coopérative). Dans l'approche de coopération partielle, il s'agit essentiellement d'étudier le nombre de participants dans les AEI qui forment la coalition de pays coopérants. En effet, ce sont les décisions individuelles résultant des calculs de coût-bénéfice qui forment les stratégies des pays. Cette approche mobilise donc les outils de la théorie des jeux non-coopératifs. Dans l'approche de coopération globale, le principal objet d'étude est le partage optimal de l'effort entre pays pour inciter à la formation d'une coopération incluant tous les pays concernés par le problème environnemental. Cette règle de partage optimal de l'effort entre pays permet la stabilité de la coopération en vue de coalitions éventuelles de pays susceptibles de la trahir. Dans cette approche, ce sont les stratégies individuelles des pays qui affectent les décisions collectives, ce qui conduit donc à l'utilisation de la théorie des jeux coopératifs. Toutefois, jusqu'à ces dernières années, nous remarquons que la littérature s'est peu développée concernant la question du type d'AEI. Nous défendons l'idée que cet aspect joue un rôle important sur les gains retirés de la coopération des pays et donc sur leur incitation à signer un AEI. Le type des AEI peut dépendre, entre autres, du caractère uniforme ou différencié des normes de réduction des émissions, de l'existence ou non des instruments incitatifs (transferts monétaires ou technologiques)/coercitifs (sanctions commerciales) et enfin de la flexibilité de l'accord (possibilités de renégociation). Nous formulons une autre remarque à l'égard de la littérature existante. Nous observons le nombre faible de travaux analysant les conséquences du choix du type d'AEI sur les décisions d'investissement du secteur

⁵ "C'est un mécanisme de financement de projets ayant pour objectif premier le stockage de carbone ou la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Il concerne les projets industriels ou forestiers visant à lutter contre l'effet de serre et lancés tout particulièrement par la Russie et les pays d'Europe centrale et orientale. Ces projets permettent de générer des crédits d'émission de gaz utilisables par les investisseurs." (Tubiana (2000)).

privé dans des technologies de dépollution. Toutefois, au niveau national, l'interaction entre le type d'instrument de régulation des pollutions domestiques et les décisions du secteur privé dans le changement technologique a fait l'objet de nombreuses études dans la littérature. Nous soulignons donc l'idée qu'au niveau international, l'annonce et la mise en œuvre d'un certain type d'AEI peuvent avoir des conséquences importantes sur les incitations des entreprises à investir dans des technologies qui respectent davantage l'environnement.

L'objectif général de cette thèse est de procéder à une analyse comparative de l'efficacité des normes environnementales dans le cadre de problèmes de pollutions transfrontalières. Dans ce but, notre analyse comprend principalement deux axes. Le premier axe, de portée théorique, examine la performance des différents types d'AEI en termes de bien-être collectif et individuel des pays et en termes d'incitations à fournir au secteur privé pour investir dans des nouvelles technologies de dépollution. Les outils méthodologiques employés dans cet objectif sont la théorie des jeux coopératifs et la théorie des négociations. Le second axe, de portée empirique, analyse l'efficacité des différentes normes d'émissions pour réguler le problème de pollution de la mer Noire. Il s'agit surtout d'évaluer l'efficacité de la politique proposée par la Commission de la Mer Noire. La méthode consiste en des simulations numériques d'un modèle d'optimisation dynamique à fondements microéconomiques en utilisant des données réelles.

Cette thèse se présente sous la forme de quatre chapitres. Elle se veut progressive sur la nature des questions abordées : d'abord théoriques et positives, des questions se feront ensuite toujours théoriques pour aborder des recommandations normatives. Comme nous voulions illustrer des problèmes de pollutions transfrontalières par un cas concret, je me suis intéressée au cas de la mer Noire. Une revue de littérature qui rappelle les principaux résultats théoriques et empiriques sur la coopération environnementale internationale ainsi que le contexte institutionnel des négociations engage

naturellement cette thèse.

Le chapitre 1 propose ainsi d’abord une analyse descriptive et institutionnelle des problèmes de pollutions transfrontalières à travers les AEI. Nous effectuons, ensuite, une revue de littérature sur l’efficacité des différents AEI. Enfin, nous décrivons les différentes approches empiriques portant sur des problèmes spécifiques de pollutions transfrontalières. Ce chapitre nous permet de situer plus précisément nos propres travaux, présentés dans les chapitres suivants, par rapport aux différents programmes de recherche recensés dans la littérature.

Le chapitre 2 compare l’efficacité, en termes de bien-être collectif et individuel, des AEI reposant sur une norme uniforme ou sur des normes différenciées, dans le cadre d’un modèle de négociation à la Nash entre deux pays. L’observation des AEI signés depuis un siècle nous montre la fréquence des accords avec des normes uniformes de dépollution. La norme uniforme, dans ce cadre, signifie un même pourcentage de réduction des émissions d’une année de référence pour tous les pays concernés. Cependant, l’intuition recommanderait, *a priori*, l’imposition des normes différenciées aux pays afin de respecter leurs caractéristiques hétérogènes. Parmi les arguments théoriques justifiant la récurrence des normes uniformes, on peut invoquer l’existence des problèmes d’asymétrie d’information et des problèmes d’agence.

Dans ce chapitre, nous nous efforçons de présenter un autre argument théorique, dans le cadre d’un modèle avec information parfaite, pour expliquer l’existence des normes uniformes dans les AEI. Nous postulons l’existence de transferts compensatoires entre pays. Les questions posées dans la première partie de ce chapitre sont relatives aux gains que des pays hétérogènes peuvent retirer de la signature d’AEI de norme uniforme *a priori* contraignante. Des transferts compensatoires permettraient-ils d’instaurer l’efficacité relative de la norme uniforme même s’ils sont coûteux à mettre en œuvre ? Cette dernière question renvoie à l’hypothèse d’existence de coûts des transferts réalisés entre pays. La seconde partie de ce chapitre a pour but de présenter un

exemple dans lequel des pays strictement identiques peuvent trouver intérêt à réduire différemment leurs émissions. Dans ce but, nous postulons l'existence de coûts fixes dans la technologie de dépollution, qui implique une non-convexité locale de la fonction de coût de dépollution. La question principale posée dans ce cadre est celle de l'effet de l'introduction des coûts fixes dans la technologie de dépollution sur le choix des accords de norme uniforme et de normes différenciées par les pays.

Le *chapitre 3* met en évidence le rôle du type d'AEI sur l'incitation du secteur privé à investir dans de nouvelles technologies dépollution. Ceci est effectué dans le cadre d'un modèle à plusieurs étapes avec deux pays hétérogènes. Nous nous inspirons en partie d'une étude réalisée par l'OCDE (2005)⁶ qui indique l'importance de l'architecture des AEI afin d'inciter le secteur privé à entreprendre des activités de dépollution : *“Des objectifs environnementaux clairs et concrets dans les AEI créent un cadre à l'intérieur duquel le secteur privé peut aligner ses pratiques aux objectifs des AEI et obtenir de nouvelles opportunités de marché. Certains des AEI incluent des objectifs clairs comme ceux qui sont dans les dispositions des Protocoles de Montréal et Kyoto. Cependant, beaucoup d'AEI ont des objectifs généraux et vastes qui ne peuvent pas facilement être traduits dans des actions concrètes par le secteur privé...”* (p.6). Les deux types d'AEI étudiés dans ce chapitre sont l'accord de norme uniforme avec transferts et l'accord de normes différenciées sans transfert. La principale question posée est celle du type d'AEI qui doit être annoncé et mis en œuvre par les pays de façon optimale au sens de Pareto. Une autre question posée dans ce chapitre est celle de l'influence du niveau des coûts irrécupérables dans les nouvelles technologies de dépollution sur les décisions d'investissement des entreprises dans ces technologies. Ce chapitre se distingue du précédent sur certains aspects. En premier lieu, nous soulignons ici le rôle de l'annonce du type d'AEI avant la décision d'investissement du secteur privé et avant les négociations sur les dispositions de l'accord. En second lieu, le pays et l'entreprise sont

⁶Source : OECD Workshop on Multilateral Environmental Agreements and Private Investment (2005).

supposés maintenant être des agents isolés dans l'économie, la firme étant entièrement libre dans sa décision d'investissement dans une nouvelle technologie de dépollution. Ce dernier aspect peut conduire à l'absence d'investissement de la part du secteur privé suite à l'annonce et la mise en œuvre d'un certain type d'AEI, lorsque le niveau des coûts irrécupérables est élevé.

Le *chapitre 4* propose une évaluation empirique de l'efficacité, en termes de bien-être collectif et individuel, des différents arrangements institutionnels pour atténuer le problème de pollution de la mer Noire. Une attention particulière est accordée à l'analyse de la politique proposée par la Commission de la Mer Noire. Le modèle théorique est celui d'optimisation dynamique pour tenir compte de l'évolution dans le temps du stock de pollution. Des simulations numériques sont appliquées sur des données réelles relatives à la Roumanie et à l'Ukraine, deux pays côtiers à la mer Noire. Ces deux pays sont à la fois sources et victimes du problème de pollution dans la partie nord-ouest de la mer. Ce problème de pollution, identifié comme le problème de pollution le plus sévère de la mer Noire, provient des émissions de matières nutritives, azote et phosphore essentiellement, qui provoquent des dommages substantiels sur les ressources halieutiques de cette mer. Selon une étude réalisée sur les pays autour du Danube, le secteur agricole est responsable de la moitié des émissions nutritives (Saving the Black Sea (2002)). C'est la raison pour laquelle nous étudions l'interaction négative entre les activités agricoles polluantes et la production de ressources halieutiques dans la partie nord-ouest de la mer Noire. La question principale posée dans ce chapitre est celle de la détermination du meilleur arrangement institutionnel, en termes de bien-être total, afin d'internaliser les effets néfastes du stock de pollution dans cette partie de la mer Noire. Quatre arrangements institutionnels sont étudiés : le jeu non coopératif des pays, la solution de premier rang, la norme uniforme d'émissions et la politique proposée pour la mer Noire consistant en la maintenance pour chacun des pays de son niveau d'émissions de 1997. La solution de premier rang est calculée afin

d'évaluer l'écart entre cette solution et celles de second-rang pour chacun des pays afin d'en déduire les transferts qui en découlent. Enfin, nous considérons l'évaluation des normes d'émissions par habitant, pour chacun des arrangements institutionnels, afin de prendre en compte la différence de taille des populations des deux pays.

Notre analyse apporte donc, d'un point de vue théorique, de nouveaux éléments de réponse à l'existence de norme uniforme de réduction de la pollution dans les AEI. D'un point de vue empirique, notre travail sur la mer Noire apporte une première évaluation de la politique proposée pour le problème de pollution le plus sévère de cette mer. Ce travail empirique contribue à la littérature, presque inexistante, sur l'analyse du problème de pollution de la mer Noire dans le domaine de l'économie de l'environnement.

Chapitre 1

Les Problèmes de Pollutions Transfrontalières et la Nature des Accords Environnementaux Internationaux

1.1 Introduction

Comme nous l'avons déjà souligné dans l'introduction, les problèmes de pollutions transfrontalières sont semblables au dilemme d'utilisation d'une ressource de propriété commune, qui peut être décrit par le concept de *tragédie des biens communs* énoncé en premier par Hardin (1968) et Dasgupta et Heal (1979). Ce concept explique la difficulté de maintenir les stocks de ressources internationales communes car les pays usagers de ces ressources les utilisent librement en dépit de leur rareté. Les exemples les plus fréquemment cités sont la sur-exploitation des ressources halieutiques et des forêts humides. Les problèmes de pollution transfrontalière en sont une autre illustration. En présence de ce type de pollution, les pays n'internalisent pas les effets négatifs de leur propre pollution sur les autres pays, ce qui engendre des externalités négatives. On est essentiellement confronté à un problème de type "dilemme du prisonnier" (Snidal (1985) et Ostrom (1990)) où les pays préfèrent individuellement ne pas coopérer bien que la solution coopérative soit optimale (Rotillon (2002), p.8).

Comme le souligne Wagner (2001, p.1), le cadre des ressources de propriété commune représente une des façons d'analyser le problème de la protection environnementale internationale. L'autre voie consiste en l'étude de la fourniture de *biens publics*. En présence de problèmes de pollution transfrontalière, les bénéfices de la protection environnementale sont partagés par tous les pays concernés, tandis que les coûts associés sont seulement supportés par le pays qui réalise les activités de dépollution. Les enseignements de l'économie publique dans ce domaine sont bien connus (Samuelson (1954)). D'un côté, la non-rivalité implique des niveaux de fourniture volontaire de la protection environnementale insuffisants et donc inefficaces. Quand un pays agit dans son intérêt, il ne prend pas en compte les effets bénéfiques de son action sur les autres. De l'autre côté, la non-exclusion incite les pays à se comporter comme des passagers clandestins. Un pays peut gagner plus, sous un environnement statique, en ne réalisant aucune dépollution et donc en n'encourant aucun coût, en profitant simplement des

actions de protection environnementale des autres pays.

Au niveau national, le dilemme de biens communs peut être résolu par l'intervention publique (Demsetz (1967)). Cependant, l'absence d'autorité supranationale pour la régulation des problèmes de pollution internationale et le fait que les pays sont souverains nécessitent la signature d'accords environnementaux internationaux (dorénavant notés AEI) qui soient fondés sur le principe du volontariat. Coase (1961) conclut que les négociations volontaires entre les pays sources et victimes des externalités conduisent à un résultat efficace sous certaines hypothèses. Dans la littérature théorique, apparaît souvent le résultat selon lequel les accords seraient signés par un nombre très restreint de pays (Barrett (1994), Carraro et Siniscalco (1993), etc.). Toutefois, nous observons qu'en réalité, 225 AEI sont à ce jour en vigueur au niveau mondial. En particulier, après 1945, le nombre d'accords qui requièrent la ratification par plus de dix pays a augmenté (Barrett (2003)).

Le but de ce chapitre introductif est de préciser les contours des problèmes théoriques et empiriques qui seront étudiés dans les autres chapitres de cette thèse. Les chapitres II et III de cette thèse se focalisent en effet sur l'efficacité, en termes de bien-être individuel et collectif, des différents types d'AEI. Les accords se distinguent en termes de caractère uniforme ou différencié des objectifs de réduction des émissions et en termes d'existence ou non de transferts compensatoires entre pays. Avant de présenter la revue de littérature sur la question de l'efficacité des différents types d'AEI, nous allons analyser, dans une première section de ce chapitre, la coopération environnementale internationale en décrivant la nature des AEI. Cela va consister principalement à décrire le processus de négociation de ces accords, à présenter les obligations de base qui sont incluses dans leurs dispositions, et enfin à décrire les différents instruments utilisés dans les AEI pour assurer leur mise en conformité et permettre la participation des pays. Dans une seconde section, nous allons étudier les deux approches théoriques, la coopération partielle et la coopération globale, les plus utilisées pour décrire la coopé-

ration environnementale internationale. Le chapitre IV de cette thèse évalue l'efficacité, en termes de bien-être total, des différents arrangements institutionnels pour contrôler le problème de pollution spécifique de la mer Noire. Les évaluations empiriques, à partir de données réelles de la Roumanie et de l'Ukraine, sont fondées sur un modèle d'optimisation dynamique. Afin de mettre en perspective notre travail avec le reste de la littérature dans ce domaine, nous nous focalisons, dans la dernière partie de ce chapitre, sur les évaluations empiriques des différents problèmes de pollutions transfrontalières. Dans ce but, nous décrivons d'abord les études empiriques se basant sur les jeux différentiels et ensuite celles qui s'appuient sur d'autres approches théoriques.

1.2 La Nature des Accords Environnementaux Internationaux¹

Les AEI sont des arrangements institutionnels coopératifs pour la gestion des ressources environnementales communes codifiés sous forme de traités, conventions, protocoles et accords. Ces AEI imposent des contraintes légales aux pays signataires qui les ont ratifiés.

Les AEI s'appliquent aux différents types de problèmes environnementaux internationaux. Certains établissent par exemple des procédures pour préserver des mammifères marins, comme les phoques, les baleines, ou encore des poissons comme le thon, le saumon, et pour maintenir la biodiversité. D'autres exigent des pays de réduire leur pollution dans les mers régionales et les hautes mers. Dans ce contexte, ces accords contrôlent les déversements des pays dans les eaux internationales, fixent des normes d'émissions, régulent la configuration des tankers et établissent la responsabilité civile en cas de fuite de pétrole. De tels accords créent encore des procédures pour la gestion des bassins de rivière internationaux. Enfin, des AEI limitent les émissions de polluants atmosphériques et de substances chimiques qui dégradent la couche d'ozone (Barrett

¹Le contenu de cette sous-section est partiellement inspiré de Barrett (2003, ch.6, p.133).

(2003)).

Il existe actuellement 225 AEI en vigueur qui régissent les différents types de pollution. Ces accords peuvent viser à résoudre des conflits liés à des problèmes de pollution entre deux pays (accords bilatéraux pour des externalités unilatérales ou réciproques²) ou entre plusieurs pays (accords multilatéraux pour des externalités unilatérales, réciproques ou globales). Il est important de noter que la coopération est d'autant plus difficile à soutenir que le nombre de pays contribuant à l'externalité globale ou qui en sont affectés est élevé. À partir de données disponibles, Barrett (2003) mentionne que le nombre d'accords bilatéraux au niveau international dépasse celui des accords multilatéraux.

Dans le cas d'externalités unilatérales, un pays donné peut être soit la source soit la victime de l'externalité. Un exemple classique d'externalités unilatérales est celui du dommage causé par les émissions polluantes dans une rivière d'un pays se situant en amont de pays traversés par la même rivière. Ce type de problème de pollution autour de la rivière Columbia entre les États-Unis et le Canada a donné lieu au Traité de Columbia en 1961. De la même façon, le problème de salinité de la rivière Colorado entre les États-Unis et le Mexique a abouti à l'accord de 1973 (*Minute 242 of the International Water and Boundary Commission*).

En ce qui concerne les externalités réciproques, chaque pays est à la fois source et victime de l'externalité. Un bon exemple est la pollution des lacs et des mers régionales. Les pays qui partagent ces ressources en eau causent des externalités de pollution négatives sur les autres pays. Le degré de dommage subi par chacun des pays dépend naturellement de la situation géographique du pays autour de la ressource. Les pollutions de la mer Méditerranée, de la mer Baltique ou de la mer Noire constituent autant d'exemples de pollution dans les mers régionales. Les AEI correspondant à ces problèmes de pollution régionale sont respectivement la Convention sur la Protection

²La classification des externalités de pollution est inspirée de l'article de Maler (1990).

de la Mer Méditerranée contre la Pollution (1976), la Convention sur la Protection de l'Environnement Marin du Domaine de la Mer Baltique (1974) et la Convention sur la Protection de la Mer Noire contre la Pollution (1992). Par ailleurs, le phénomène de pluie acide en Europe est un autre exemple d'externalité réciproque. L'AEI correspondant à ce problème de pollution régionale est la Convention de Genève sur la Pollution Transfrontalière de l'Air à Longue Portée adoptée en 1979.

Enfin, les externalités globales affectent l'ensemble des pays du monde de différentes manières. Par exemple, la biodiversité, le climat global et la biosphère commune sont des biens publics globaux dont la détérioration impliquera des dommages négatifs sur tous les pays, à des degrés différents. Le changement climatique, en raison des gaz à effet de serre, et l'appauvrissement de la couche d'ozone par des gaz dégradants sont des illustrations d'externalités négatives globales. Le Protocole de Kyoto (1997) sur le Changement Climatique et le Protocole de Montréal sur les Substances qui Dégradent la Couche d'Ozone (1987) ont été signés pour lutter contre ces problèmes de pollution globale.

Dans les AEI, le processus de négociation entre les pays pour fixer les objectifs environnementaux donne d'abord lieu à la signature de l'accord par certains pays, puis à la ratification de ce même accord. La reconnaissance officielle des engagements pris par un pays requiert souvent la ratification de l'accord après sa signature. La mise en œuvre des objectifs fixés dans le cadre de l'accord s'effectue si l'accord signé et ratifié entre en vigueur.

1.2.1 Processus de Négociation des Accords Environnementaux Internationaux

Nous allons maintenant décrire le processus de négociation des AEI. Barrett (2003) énumère essentiellement cinq étapes : pré-négociation, négociation, ratification, mise en œuvre et renégociation.

1. Pré-négociation

Dans cette étape, les pays expriment leur point de vue de façon informelle. Dans les débats précédant la signature du Protocole de Kyoto sur le changement climatique, l'Australie a défendu par exemple la possibilité d'augmenter les émissions, l'Europe a réclamé des réductions fortes et les États-Unis ont maintenu l'approche de stabilisation des émissions. Cela peut être considéré comme du "*cheap talk*"³. En général, l'incitation à mentir sur l'annonce des préférences environnementales est contrainte par des politiques nationales, en termes de crédibilité dans une démocratie, et au niveau international, en termes de crédibilité dans la diplomatie internationale.

Cette période de pré-négociation comprend aussi la formation de coalitions *ad hoc* entre les pays pour gagner en pouvoir de négociation dans le futur. Les exemples sont nombreux : dans les négociations du Protocole de Montréal, les États-Unis, le Canada, la Finlande, la Suède et la Suisse ont formé "le groupe de Toronto" ; dans les négociations du Protocole de Kyoto, l'Australie, le Canada, le Japon, la Nouvelle-Zélande, la Norvège, la Russie, l'Ukraine et les États-Unis se sont rassemblés autour du "groupe parapluie" ("*umbrella group*"), le Mexique, la Corée du Sud et la Suisse ont formé "le groupe d'intégrité environnementale", et enfin des pays des petites îles se sont coalisés au sein du groupe "alliance des Etats des Petites Iles".

2. Négociation

A la suite de la période de pré-négociation, les pays négocient véritablement autour d'une table de négociation. En général, les pays négocient d'abord une *convention* qui a pour objectif d'établir des principes généraux. Ils négocient ensuite les différents *protocoles* établissant des obligations spécifiques dans des domaines spécifiques. Pour être éligible à signer un protocole, un Etat doit avoir ratifié la convention. Toutefois, les parties liées à une convention ne sont pas obligées de signer un quelconque protocole.

³C'est à dire que l'annonce en soi n'a pas d'effets directs ni sur les bénéfices ni sur les coûts des pays.

3. Ratification

Dans le cas des accords multilatéraux, une signature indique seulement l'intention d'un Etat de ratifier l'accord, cependant elle n'impose aucune obligation légale. En ce qui concerne les AEI, il est plus fréquent qu'ils entrent en vigueur, et donc deviennent contraignants au niveau légal, après leur ratification par les pays concernés.

La plupart des AEI n'entrent pas en vigueur tant qu'ils ne sont pas ratifiés par un nombre minimal de pays. Pour la plupart des AEI concernant les problèmes de pollution globale, ce nombre est strictement inférieur à celui des pays engagés dans la négociation. Par exemple, dans le cas de la Convention sur la Diversité Biologique, 30 pays sur 100 devaient ratifier l'accord. Le Protocole de Montréal a spécifié un niveau seuil : "Le Protocole n'entrerait en vigueur que s'il est ratifié par au moins 11 pays représentant au moins les deux-tiers de la consommation globale estimée en 1986 des substances sous contrôle..." (Barrett (2003), p.159). Cette approche est également adoptée dans le Protocole de Kyoto sur le Changement Climatique (1997), qui spécifie que le protocole doit être ratifié par au moins 55 pays représentant 55% des émissions de CO₂ pour qu'il entre en vigueur.

4. Mise en œuvre

La mise en œuvre des objectifs fixés dans le cadre d'un accord s'effectue si l'accord signé et ratifié entre en vigueur. La mise en œuvre d'un accord requiert sa conformité à la législation nationale et/ou l'adoption de réglementations au niveau national. Souvent, les pays ont la liberté entière de choisir les moyens par lesquels ils vont atteindre les objectifs environnementaux inscrits dans les dispositions de l'AEI. Par exemple, le Protocole de Montréal a été mis en œuvre dans différents pays par des moyens divers comme les quotas d'émissions, les permis d'émissions négociables, les taxes, les réglementations sur les produits et les accords volontaires.

5. Renégociation

Les accords peuvent toujours être renégociés. La reconnaissance de l'éventualité de la renégociation d'un accord peut avoir des effets importants sur le type d'accords qui vont être négociés. Les prix, les préférences, les technologies changent dans le temps. La renégociation peut également se justifier par des phénomènes d'apprentissage au cours du temps. La négociation d'un accord peut être conditionnée par le besoin de le renégocier à une date future. Ceci est une décision complexe en présence d'irréversibilités : certains coûts sont fixes pour la mise en œuvre de l'accord ou les conséquences environnementales des actions passées peuvent ne pas être annulées sans coût (Henry (1974), Arrow et Fisher (1974)). Donc, il peut y avoir un besoin de négocier un accord flexible *ex ante*.

La renégociation peut prendre différentes formes. Un nouvel accord peut être substitué à un ancien accord, qui peut sinon être "ajusté", ou encore recevoir des "amendements". Les ajustements négociés sont contraignants pour tous les signataires initiaux tandis que les amendements ne le sont pas. Le Protocole de Montréal est un modèle de flexibilité. Comme les données du problème environnemental ont évolué dans le temps, l'accord initial a connu plusieurs transformations. Il a été ajusté à Vienne en 1995, a reçu des amendements à Londres en 1990, à Copenhague en 1992 et enfin à Montréal en 1997.

Il convient ici de souligner que les pays ont aussi le droit de quitter un accord auquel ils ont souscrit antérieurement. Cela est une autre expression de la souveraineté nationale. Certains accords sur les problèmes environnementaux globaux requièrent trois années d'adhésion avant de s'en exclure. Ces éléments renforcent la stabilité de l'accord. Les sorties d'un accord sont rares généralement car, d'une part, une menace crédible de sortie peut aboutir à la renégociation de l'accord, et d'autre part, la plupart des accords ne sont pas contraignants pour les pays et donc ne les obligent pas à modifier fondamentalement leurs comportements.

Cette discussion sur les contraintes de participation des pays à un AEI nous conduit à l'analyse des obligations de base des AEI. Il s'agit ici d'analyser le type des objectifs environnementaux inclus dans les dispositions des AEI. Il est clair que les obligations de base des accords ont un rôle à jouer dans les décisions de participation des pays à la coalition de pays signataires, et donc méritent ici une attention particulière. Nous allons essentiellement nous intéresser au caractère uniforme ou différencié des normes de réduction des émissions des AEI, en effectuant un lien avec les normes proposées pour atténuer les problèmes de pollution domestique. Nous allons voir si les accords prennent en compte ou pas la spécificité des pays.

1.2.2 Obligations de Base des Accords Environnementaux Internationaux

Les AEI recommandent, suivant les cas, soit des normes de réduction des émissions uniformes pour tous les pays soit des normes différenciées pour chaque pays. Une norme uniforme dans un AEI signifie un même pourcentage de réduction des émissions imposé à tous les pays, ces émissions individuelles étant celles d'une année de référence. *A contrario*, des normes différenciées impliquent des pourcentages de réduction des émissions par rapport à une année de référence différents selon les différents pays.

Les *normes uniformes* sont le type d'instruments environnementaux le plus fréquemment utilisé dans le cadre des AEI. L'exemple le plus connu des accords environnementaux ayant opté sur l'utilisation d'une norme uniforme est le Protocole de Montréal (1987) sur les Substances qui Dégradent la Couche d'Ozone. Ce protocole recommande aux pays signataires de réduire de 20 % leurs émissions de 1986, objectif à accomplir avant 1998. Un autre exemple est le Protocole d'Helsinki qui a imposé une réduction de 30 % des émissions de dioxyde de soufre de 1980, et ce, avant 1993. Le Protocole de Sofia concernant les Emissions d'Oxydes d'Azote ou de leurs Fluctuations Transfrontalières signé en 1988 a appelé les pays à geler de façon uniforme leurs émissions de 1987 jusqu'en 1995. Enfin, le Protocole de Genève concernant le Contrôle des

Emissions de Composés Organiques Volatiles ou de leurs Fluctuations signé en 1991 a demandé aux pays de réduire de 30 % leurs émissions de 1988, et ce, avant 1999 (Finus (2001), p.176).

Par ailleurs, nous voyons apparaître un certain nombre d'AEI qui recommandent l'utilisation de *normes* de réduction *différenciées* entre les pays. Un premier exemple est le Protocole de Oslo sur les Réductions Supplémentaires des Emissions de Dioxyde de Soufre, signé en 1994, qui impose aux pays des réductions différenciées de leurs émissions. L'exemple le plus connu des accords environnementaux ayant mis l'accent sur l'utilisation des normes différenciées est le Protocole de Kyoto (1997) sur le changement climatique. Celui-ci spécifie des normes différenciées pour différents blocs de pays. Plus spécifiquement, il définit des plafonds d'émissions différents pour les pays, dans un intervalle d'environ -8% à 10%, relativement aux niveaux d'émissions de 1990. Par exemple, l'accord entre les pays européens afin de partager la charge de dépollution de 8 % des émissions de 1990 donne lieu à des taux de réduction différents pour chacun des pays : 0 % pour la France, 21 % pour l'Allemagne, 12,5 % pour le Royaume-Uni, etc.

Dans ce qui suit, nous allons mentionner les arguments théoriques qui justifieraient l'existence et la fréquente acceptation des normes uniformes dans les AEI. Cependant, nous allons auparavant nous pencher sur l'étude des normes pour la régulation des problèmes de pollution domestique. Nous allons voir que le clivage entre les normes uniformes et les normes différenciées existe aussi pour la régulation des problèmes de pollution domestique. L'étude des normes pour la régulation des problèmes de pollution domestique va éclairer notre problème par comparaison.

Norme uniforme versus normes différenciées : le cas de pollution domestique

Généralement, les instruments de régulation des problèmes de pollution domestique peuvent être regroupés en deux catégories : les instruments économiques (*“mar-*

ket instruments” ; taxes, permis d’émissions, subventions) et les mesures réglementaires (“*command and control instruments*” ; normes).

Les normes d’émissions sont essentiellement des mesures législatives qui prescrivent un plafond d’émissions qui ne doit pas être dépassé sous peine de sanctions administratives, pénales ou financières. Ces normes d’émissions s’appliquent de façon uniforme à tous les pollueurs, quel que soit le montant de leur coût marginal de dépollution. Au niveau de la communauté européenne, par exemple dans le secteur de l’eau, les normes ont longtemps régi la régulation de la pollution des eaux urbaines et de la pollution nutritive. Les normes continuent d’être utilisées dans la gestion des nuisances sonores sous forme de valeurs maximales de bruit, ainsi que dans le secteur de la pollution atmosphérique, sous forme de valeurs maximales d’émissions de polluants atmosphériques.

Actuellement, la politique environnementale européenne met l’accent sur une plus grande diversification des instruments environnementaux, en favorisant plus particulièrement le recours aux instruments économiques et aux accords volontaires plutôt que les instruments traditionnels que sont les mesures réglementaires (Communication de la Commission au Conseil et au Parlement Européen (2000)). Par exemple, la politique européenne actuelle de l’eau se fonde sur le principe de l’utilisation durable des ressources en eau, à travers l’usage d’instruments novateurs (les redevances de prélèvement d’eau, les taxes sur les inputs pollueurs, le système d’échange de matières nutritives) par opposition aux normes d’émissions.

Du point de vue écologique, l’efficacité se définit comme la garantie d’obtenir au moins l’objectif de réduction des émissions fixé à l’avance. C’est ce que l’on appelle l’efficacité environnementale. La question que se posent les économistes est différente : quel est l’instrument qui permet d’obtenir un objectif visé à moindre coût ? C’est ainsi qu’est défini le concept d’efficacité économique. Les théories économiques ont montré que les instruments économiques vont permettre d’atteindre les objectifs environnementaux à

moindre coût que les instruments traditionnels. Ainsi, l'utilisation des instruments économiques va conduire à l'efficacité statique qui est obtenue par l'égalisation des coûts marginaux de dépollution entre les différentes sources. A court terme, les réductions d'émissions vont avoir lieu là où elles sont les moins coûteuses.

En ce qui concerne les réglementations, les normes d'émissions sont appliquées de façon uniforme à tous les pollueurs quel que soient leurs coûts marginaux de dépollution, ce qui viole la propriété d'efficacité économique. Nous allons utiliser l'exemple de Beaumais et Chiroleu-Assouline (2001, p.88) pour illustrer l'inefficacité des normes uniformes. Supposons qu'il existe deux pollueurs 1 et 2 caractérisés par des coûts de dépollution différents et qu'une réduction de 50 % de leurs émissions est imposée. Le graphique 1.1 montre que l'application des normes uniformes aux pollueurs induit des efforts de dépollution différents en termes de coût : le coût est deux fois plus fort pour la firme 2 que pour la firme 1. L'efficacité économique nécessiterait, par contre, la minimisation des coûts de dépollution totaux, ce qui impliquerait l'imposition de normes différenciées aux différentes firmes. Or cette efficacité peut être obtenue par l'utilisation des instruments économiques en lieu et place des normes uniformes, à la condition qu'une unité additionnelle de pollution d'une source provoque le même dommage marginal qu'une unité de pollution d'une autre source⁴, et que les bénéfices marginaux de dépollution soient décroissants, mais les coûts marginaux de dépollution croissants.

Helfand (1999, p.224) souligne que l'équivalence des instruments économiques aux normes uniformes peut être généralement obtenue si les agents concernés sont identiques et sont régulés dans un environnement sans incertitude. Il convient ici de noter que le type de norme va sensiblement affecter son efficacité⁵.

A long terme, il est généralement reconnu que l'imposition d'instruments

⁴Cela est valable pour les gaz à effet de serre et les substances chimiques qui dégradent la couche d'ozone.

⁵Voir par exemple Besanko (1987) sur la comparaison des normes de "*performance*" et des normes de "*design*" dans un marché oligopolistique et Helfand (1991) sur la comparaison des normes par unité d'input et des normes par unité d'output.

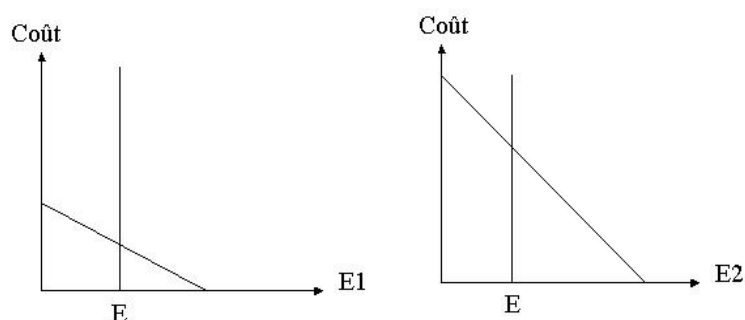


FIG. 1.1 – Inefficacité des normes uniformes

économiques peut inciter les entreprises à investir dans de nouvelles technologies de dépollution pour réduire leurs coûts de mise en conformité aux mesures environnementales. C'est ce que l'on appelle l'*efficacité dynamique*. Par exemple, les normes ne sont pas dynamiquement efficaces car “lorsque l'objectif de dépollution poursuivi est réalisé par l'imposition d'une norme, les pollueurs n'ont aucune incitation à dépasser cette norme et à réaliser des réductions supplémentaires de leurs émissions (Jaffe et Stavins, 1995)” (Beaumais et Chiroleu-Assouline (2001), p.88).

Baumol et Oates (1988, p.156) mettent en évidence les faibles coûts de mise en œuvre des normes par rapport aux taxes environnementales. En effet, les normes peuvent être établies ou supprimées, s'il y a besoin, plus facilement que les taux de taxe qui restent moins flexibles. La supériorité des instruments économiques sur les normes uniformes peut se renverser également si nous considérons la présence d'asymétries d'information entre les pollueurs et le régulateur. Baron (1985) le montre pour

les normes à l'encontre des taxes. En effet, le pollueur peut avoir des incitations à sur-estimer ses coûts de dépollution afin de manipuler le niveau de la taxe. Quand les normes sont utilisées, les rentes informationnelles du pollueur se trouvent réduites. Weitzman (1974) et Adar et Griffin (1976) montrent que la norme peut être préférée à la taxe, en présence d'incertitude sur les coûts de dépollution, quand la courbe des bénéfices marginaux est très sensible à la quantité d'émissions. Comme le souligne Helfand (1999), l'efficacité économique ne représente pas l'unique critère pour le choix de l'instrument de régulation des pollutions. Si nous tenons compte des éléments politico-économiques, comme l'influence des lobbies industriels ou environnementaux sur les politiques environnementales, les normes peuvent dominer les taxes (Dietz et Vollebergh (1999)). Des arguments similaires peuvent être trouvés dans la littérature économique pour expliquer l'usage fréquent des normes uniformes dans les AEI par rapport aux normes différenciées. Nous allons maintenant développer ces arguments.

Norme uniforme versus normes différenciées : le cas de pollution transfrontalière

Comme nous l'avons déjà mentionné, il est généralement admis dans la théorie économique que les normes uniformes sont des instruments moins efficaces que les normes différenciées "flexibles" en présence de joueurs asymétriques (Harstad (2005), p.2). Si les pays ont des coûts marginaux de mise en œuvre de la politique environnementale différents, alors les obligations uniformes vont augmenter le coût pour arriver à un objectif environnemental donné (Hoel (1992), p.142). Toutefois, Barrett (1998b) donne des arguments pour souligner l'éventuelle inefficacité des obligations non-uniformes, plus précisément des limites d'émissions de Kyoto⁶. Barrett (2003) défend l'idée que l'efficacité économique est mieux atteinte par le mécanisme suivant :

⁶Selon Barrett (1998b), la différence de coûts marginaux de mise en œuvre des objectifs de réduction des émissions entre pays (0 dollar pour les pays en voie de développement, 125 ou 240 dollars pour les pays de l'OCDE) est à l'origine de l'inefficacité du Protocole de Kyoto. A cela s'ajoute les coûts de transaction liés à la négociation des mécanismes de développement propre et des mécanismes de projet.

permettre aux parties de réallouer leurs titres, c'est-à-dire d'échanger leurs titres, au lieu de choisir des allocations uniformes ou non-uniformes *ex ante*. Il met en avant l'idée que la coopération environnementale internationale est dictée davantage par la participation des pays aux AEI et la mise en conformité aux obligations de ces accords que par l'efficacité économique. Il est clair que les pays seront plus réticents à participer à un accord et à se mettre en conformité avec les obligations d'un accord qui est trop coûteux. Ainsi, Barrett (2003) souligne que l'efficacité économique n'est une condition ni nécessaire ni suffisante pour des problèmes de participation et de mise en conformité. Cette argumentation se trouve renforcée par l'observation fréquente, en pratique, des normes uniformes dans les AEI (Hoel (1991), p.64 ; Harstad (2005), p.2).

Plusieurs arguments dans la littérature économique plaident en faveur de l'utilisation des normes uniformes. Tout d'abord, les normes uniformes peuvent être justifiées par des arguments d'équité (Welsch (1992)). Une même règle pour tous les pays pourrait être perçue comme "équitable" par les pays concernés et permettre une acceptation plus rapide de l'accord. Un autre argument est que le processus de négociation des normes différenciées spécifiques à chaque pays pourrait être coûteux à cause des problèmes informationnels entre pays (Larson et Tobey (1994), Harstad (2005)). Harstad (2005) montre que même si la différenciation des normes et les transferts monétaires améliorent l'efficacité, ils créent des conflits d'intérêt entre des pays et donc causent un délai dans les négociations. L'idée est que l'uniformisation des normes et la suppression des transferts peuvent améliorer le bien-être, dans certains cas, en réduisant le délai stratégique pendant les négociations. En outre, des règles simples, comme les normes uniformes, pourraient constituer un "point focal" (Schelling (1960)) pendant les négociations, ce qui simplifierait la coordination des anticipations entre des pays (Schmidt, (2001)). Un autre argument en faveur de l'utilisation des normes uniformes est la présence de problèmes d'agence (Boyer et Laffont (1999)). Une constitution qui impose l'usage des normes uniformes au lieu des normes différenciées

pourrait contribuer à les résoudre. L'utilisation de normes uniformes pourrait prévenir par exemple l'imposition de normes environnementales laxistes par des gouvernements suivant la pression politique exercée par des lobbies industriels ⁷. Récemment, Copeland et Taylor (2005) ont présenté un argument de la théorie du commerce international en faveur de l'utilisation des taux uniformes de réduction des polluants dans les AEI. Leur argument est que le commerce de biens peut agir comme un substitut au commerce de permis d'émissions. Par conséquent, une réduction uniforme des émissions dans un monde avec la libéralisation du commerce de biens peut être efficace, même si le commerce de permis est interdit. En effet, la libéralisation du commerce, en permettant l'égalisation des prix de facteurs, fait émerger une sorte d'harmonisation des coûts entre les pays, ce qui rend possible l'optimalité des normes uniformes.

Après avoir analysé le type des obligations de base qui sont incluses dans les dispositions des AEI, nous allons passer à l'examen des contraintes de participation et de mise en conformité à ces accords. Certains pays peuvent ne pas être incités à participer à un accord ou peuvent être incités à se comporter en passagers clandestins tout en étant signataires, sauf si des instruments incitatifs ou coercitifs sont prévus dans ses dispositions. Ces instruments peuvent être des transferts, des négociations liées ou encore des sanctions commerciales.

1.2.3 Instruments pour la Participation et la Mise en Conformité⁸

On peut trouver différentes raisons pour expliquer la difficulté d'inciter les pays à *participer* à des AEI. Tout d'abord, quand les pays sont très asymétriques, et donc quand leurs bénéfices et coûts de dépollution le sont aussi, certains pays peuvent ne pas profiter de la coopération environnementale. En présence de plusieurs pays

⁷Voir aussi les articles de Panagariya et Rodrik (1993), et Besharov (2002) qui discutent de l'optimalité des solutions uniformes qui atténuent les effets des activités de lobbying.

⁸Le contenu de cette sous-section est partiellement inspiré de Schmidt (2001).

asymétriques se pose par exemple le problème de l'allocation efficace des efforts de dépollution entre pays. Cette allocation peut ne pas être profitable à certains pays.

Un accord idéal doit satisfaire les incitations de participation des pays, mais aussi les incitations de *mise en conformité*. Le comportement de passager clandestin, lié au caractère de bien public de la protection environnementale internationale et à l'absence d'institution supranationale, implique des difficultés à la satisfaction des incitations de mise en conformité. Ceci est à l'origine de l'instabilité des AEI. L'incitation à se comporter comme un passager clandestin est naturellement croissante avec le nombre de pays présents, ce qui est à même de se produire lors de problèmes de pollution régionale et globale.

Il existe un certain nombre d'instruments utilisés dans les AEI afin de satisfaire les incitations de participation et/ou les incitations de mise en conformité. Dans ce qui suit, nous allons étudier des cas où l'ensemble de stratégies des pays est étendu aux transferts, aux multiples variables de négociation et enfin aux sanctions commerciales. Les transferts et sanctions sont des concepts duaux. Des transferts qui ne sont pas versés à un pays à cause de son comportement non coopératif représentent une sanction.

Transferts

L'objet principal de cet instrument est de redistribuer les gains et d'allouer les contraintes de la solution coopérative, de façon à rendre attractive pour plusieurs pays la participation à un AEI. Markusen (1975) montre que les transferts internationaux sont, généralement, une condition nécessaire et suffisante pour une solution coopérative Pareto-optimale. Les transferts peuvent être monétaires, en nature ou encore technologiques.

Les transferts les plus directs sont les transferts monétaires qui peuvent être réalisés directement entre le pays donateur et le pays bénéficiaire, ou être versés au pays bénéficiaire à partir d'un fonds commun de pays donateurs. Le caractère fongible des transferts monétaires peut créer des incitations pour des comportements opportunistes

de la part des pays bénéficiaires des transferts. En effet, il existe un risque que les sommes versées à ces pays ne soient pas utilisées pour la bonne cause. Les alternatives à ce type de transferts peuvent être des transferts en nature.

Schelling (1992) défend l'idée que les transferts technologiques⁹ sont plus efficaces que les transferts monétaires. La comparaison se base sur les coûts et la fiabilité des transferts. Pour s'assurer que les transferts sont effectivement utilisés par les pays en voie de développement et pour la bonne cause, il pourrait donc être plus intéressant que les pays développés transfèrent directement des technologies moins polluantes et plus économes que d'effectuer des transferts de capitaux (Caparros et al. (2003)). Par exemple, les mécanismes de projet ("*joint implementation*"), stipulés dans la Convention-Cadre sur le Changement Climatique, mettent en œuvre des transferts pour le remplacement des technologies polluantes par des technologies "propres", dont l'installation requiert souvent des investissements irréversibles.

Dans le Traité sur les Phoques à Fourrure ("*Fur Seal Treaty*") (1911)¹⁰, les transferts ont permis la participation de certains pays à l'accord, qui n'auraient pas été enclins à y participer sans ces "récompenses". Ces transferts sont réalisés en liquide et en partie en nature (la part de la récolte annuelle). Au-delà de l'incitation à participer, ces transferts ont instauré une équité dans l'accord. Les pays payeurs de transferts dans un tel AEI se distinguent des pays bénéficiaires par leur préférence environnementale ou par leur coût de dépollution. Cela a été le cas dans le Traité sur les Phoques à Fourrure et le Protocole de Montréal sur les Substances qui Dégradent la Couche d'Ozone (1987). Dans le premier traité, les pays donateurs disposaient de l'option de

⁹Voir sur les transferts technologiques Lee (2001), Millock (2002) et Buchner et al. (2005) entre autres.

¹⁰Cet accord inclut quatre pays, les États-Unis, la Russie, le Japon et le Canada. En effet, les phoques à fourrure se reproduisent dans les territoires des États-Unis et de la Russie, et passent la majorité de leur temps dans les hautes mers. Au début du 19ème siècle, ces phoques ont été exploités de façon intensive par le Canada et le Japon via la pêche pélagique, c'est-à-dire la chasse des phoques dans l'eau. L'accord sur les Phoques à Fourrure a été signé en 1911 afin d'assurer une meilleure gestion de cette ressource halieutique menacée.

chasser des phoques à terre car ils possédaient leurs propres populations de phoques de reproduction. Cette option n'était pas disponible pour les autres pays. De la même façon, dans le Protocole de Montréal les pays donateurs étaient riches et bénéficiaient davantage de la protection internationale de la couche d'ozone, tandis que les pays récipiendaires des transferts étaient pauvres et bénéficiaient moins de la protection de la couche d'ozone. Les transferts dans ce protocole ont aussi aidé à restaurer l'équité dans l'accord. Ils ont en effet légitimé la menace d'imposer des restrictions commerciales aux pays non-signataires (Barrett (2003)).

Il est important de remarquer que même si les transferts aident à augmenter la participation aux AEI, il reste toujours à résoudre le problème de soutenabilité de l'accord. En effet, les transferts, en même temps qu'ils augmentent les paiements des pays bénéficiaires diminuent les gains des pays donateurs, et donc réduisent les incitations à la participation de ces derniers (Barrett (2003))¹¹.

Nous allons maintenant étudier le deuxième instrument incitatif qui est l'approche de négociations liées. Il s'agit, pour cet instrument, de lier les négociations dans le domaine environnemental à des négociations dans d'autres domaines.

Négociations liées

Cet instrument consiste essentiellement à lier les intérêts des pays dans le domaine de la protection de l'environnement avec ceux dans un autre domaine. Il s'agit alors de négociations sur plusieurs domaines dans lesquels les pays sont susceptibles de posséder des intérêts conjoints. L'idée est que les pertes de certains pays dans un accord environnemental (en termes d'efforts de réduction des émissions) peuvent être compensées par des gains dans un accord sur un autre domaine. Des concessions obtenues dans les domaines - comme la politique de commerce international, la dette internationale, l'assistance au développement, le partenariat au niveau militaire - peuvent modifier les

¹¹ Voir sur les transferts Carraro et Siniscalco (1993), Hoel (1994), Kverndokk (1993), Petrakis et Xepapadeas (1996), Chen (1997), Chang (1997), Barrett (2001) et Kolstad (2005) entre autres.

paiements des pays, et donc permettre leur participation à l'AEI. Cet instrument peut aussi être interprété comme des transferts implicites entre pays.

Deux exemples d'utilisation de négociations liées en pratique sont fournies par Maler (1990). Le premier est le traité sur la rivière Columbia entre le Canada et les États-Unis en 1961 et le second est l'accord sur la désalinisation de la rivière Colorado entre le Mexique et les États-Unis en 1944. Ces deux accords ont suscité des gains de coopération positifs pour les deux pays transfrontaliers, tandis que les accords isolés portant uniquement sur le problème environnemental auraient impliqué que l'un des pays perde dans l'échange. Par exemple, la rivière Colorado était sujette à un problème de salinité causée par les États-Unis à cause de l'utilisation intense de l'eau pour l'irrigation. Suite à la plainte du Mexique, les États-Unis ont accepté de prendre une mesure coûteuse, en construisant une usine de désalinisation à Arizona. Les États-Unis n'avaient rien à gagner de la désalinisation hormis l'anticipation de bénéfices futurs, comme l'explique Maler (1990). Les États-Unis voulaient avant tout entretenir de bonnes relations politiques avec les pays d'Amérique latine. Pour certains, la découverte du pétrole au Mexique y était pour beaucoup. Ces exemples montrent qu'il peut exister des "échanges" entre les pays en dehors du domaine de la protection de l'environnement, d'où l'intérêt de lier les négociations en environnement aux négociations dans d'autres domaines¹².

Nous allons maintenant nous intéresser à l'instrument coercitif que représentent les sanctions commerciales.

Sanctions commerciales

Dans le cas de négociations liées, la menace d'arrêter la coopération dans l'autre domaine de négociation représente une sanction. Les sanctions commerciales dans la réalité sont le type de sanction le plus fréquemment utilisé. Barrett (2003) souligne

¹²Parmi les articles qui traitent de l'effet des négociations liées sur la coopération environnementale internationale, on peut citer ceux de Folmer et al. (1993), Cesar et de Zeeuw (1996), Carraro et Siniscalco (1997), Kroll et al. (1998), Mohr et Thomas (1998), Hauer et Runge (1999) et Conconi et Perroni (2002).

que parmi les AEI signés entre 1902 et 2000, un sur sept incorpore des restrictions commerciales.

Beaucoup d'AEI utilisent les restrictions commerciales comme un moyen direct ou indirect pour atteindre les objectifs d'un accord. Par exemple, la Convention sur le Commerce International des Espèces de Faune et de Flore Sauvages Menacées d'Extinction (1973) (CITES) interdit le commerce des espèces en voie de disparition. Le Protocole de Montréal sur les Substances qui Dégradent la Couche d'Ozone (1987) et le Traité sur les Phoques à Fourrure (1911) utilisent les restrictions commerciales pour un autre objectif, qui est de promouvoir la participation des pays (Barrett (2003))¹³.

Après avoir étudié la nature des AEI, nous passons maintenant à l'analyse théorique de la coopération environnementale internationale.

1.3 La Structure de la Coopération Environnementale Internationale

L'objectif de cette section est de comprendre l'existence du nombre important d'AEI actuellement en vigueur au niveau international. Nous allons essentiellement présenter la façon dont la théorie traite de la question de savoir comment et par quel moyen les pays se mettent d'accord au niveau international pour contrôler leurs problèmes de pollution transfrontalière. Nous allons tout d'abord nous intéresser aux deux principales approches de la coopération environnementale internationale dans la littérature économique : la coopération partielle et la coopération globale. Ensuite, nous allons effectuer une revue de la littérature théorique sur l'efficacité des différents AEI.

¹³Parmi les articles qui traitent de l'effet des sanctions commerciales sur la coopération environnementale internationale, on peut citer ceux de Kirchgassner et Mohr (1996) et Barrett (1997b) .

1.3.1 Deux Approches Théoriques de la Coopération Environnementale Internationale¹⁴

Les deux principales approches de la coopération environnementale internationale se distinguent par leur objet. L'approche par la coopération partielle (approche non coopérative) s'intéresse au nombre de participants dans les AEI tandis que celle par la coopération globale (approche coopérative) étudie le partage optimal de l'effort entre pays pour inciter à la formation d'une coopération incluant tous les pays concernés par le problème environnemental. Concernant la coopération partielle, on s'intéresse à la coalition de tous les pays coopérants tandis que dans la coopération globale, on s'intéresse aux coalitions qui veulent dévier de la coopération. Dans l'approche par la coopération partielle, ce sont les décisions individuelles résultant des calculs de coût-bénéfice qui forment les stratégies des pays. Cette approche mobilise les outils de la théorie des jeux non-coopératifs. Dans l'approche de coopération globale, les stratégies individuelles affectent les décisions collectives, la théorie des jeux coopératifs constitue alors le cadre d'analyse adéquat¹⁵.

Coopération partielle

La coopération partielle représente l'approche traditionnelle pour étudier le nombre maximal de signataires d'un AEI. Elle fournit surtout une nouvelle définition des AEI que Barrett (1994) appelle les accords auto-exécutants ("*self-enforcing*")¹⁶. Comme nous l'avons déjà souligné, la souveraineté des Etats impose la mise en place d'accords respectant le critère de volontariat. Aucun autre Etat ou organisation inter-

¹⁴Cette sous-section est largement inspirée de la revue de littérature sur les AEI de Caparros et al. (2003).

¹⁵Les principales questions posées par les économistes concernant les problèmes de pollutions transfrontalières sont de savoir s'il existe des gains à la coopération, de connaître leur ampleur, et surtout de savoir comment ils doivent être redistribués entre les pays pour permettre la soutenabilité de la coopération. La théorie des jeux coopératifs offre les outils pour une telle analyse. Au contraire, la théorie des jeux non-coopératifs suppose implicitement l'absence totale d'arrangement institutionnel pour la gestion des problèmes de pollution internationale (Missfeldt (1999), p. 294).

¹⁶Il est important de souligner qu'il est difficile de trouver dans la littérature une définition commune du caractère auto-exécutaire des AEI (Chander et Tulkens (2006), p. 18).

nationale ne peut forcer un pays à signer un accord environnemental ou l'empêcher de quitter un accord déjà signé. Ces propriétés des AEI ont permis l'utilisation de concepts empruntés à l'économie industrielle, notamment la théorie des cartels (d'Aspremont et al. (1983) ; Donsimoni et al. (1986) ; d'Aspremont et Gabszewicz (1986)).

Les définitions des concepts de profitabilité et de stabilité¹⁷ des coalitions utilisés dans l'approche de coopération partielle sont reprises de Caparros et al. (2003).

Notons, pour une coalition réunissant j pays, $P(j)$ le paiement associé pour chaque pays à la coopération et P^- celui qui correspond à la non coopération.

Définition 1 *On appelle Profitabilité une situation dans laquelle $P(j) > P^-$ pour tous les pays appartenant à J , l'ensemble des pays coopérants.*

Cette condition est nécessaire pour la formation d'une coalition de pays coopérants, cependant elle n'est pas suffisante. Un pays peut gagner davantage en signant un accord, mais en ne respectant pas ses obligations, donc en se comportant comme un passager clandestin. La soutenabilité de l'accord est assurée s'il respecte deux propriétés de stabilité : d'un côté, la stabilité interne garantit qu'aucun pays signataire n'est incité à quitter la coalition coopérante ; de l'autre côté, la stabilité externe assure qu'aucun pays non-coopérant n'est incité à rejoindre la coalition.

Définition 2 *Soient $R(j - 1)$ le paiement du pays j lorsqu'il ne rejoint pas la coalition de $(j - 1)$ pays coopérants, $R(j)$ le paiement du pays $j + 1$ lorsqu'il ne rejoint pas la coalition de (j) pays coopérants et $P(j + 1)$ le paiement associé pour chaque pays à la coopération de $j + 1$ pays.*

On appelle Stabilité Interne la situation dans laquelle $P(j) > R(j - 1)$ pour tous les pays appartenant à J , l'ensemble de pays coopérants.

On appelle Stabilité Externe la situation dans laquelle $R(j) > P(j + 1)$ pour tous les pays appartenant à J^- , l'ensemble de pays non-coopérants.

¹⁷Il est important de noter que les concepts de stabilité des AEI proposés par Barrett (1994) ne sont pas les seuls dans la littérature. Nous allons voir, dans la partie suivante, les autres concepts de stabilité au sein de l'approche de coopération globale.

Il existe une littérature très vaste liée à l'étude de la stabilité des AEI par l'approche de la théorie des cartels. Certains de ces travaux sont ceux de Barrett (1990, 1994), Heal (1992, 1994), Carraro et Siniscalco (1993), Black et al. (1993), Finus et Rundshagen (1998), Péreau et Tazdait (2001), etc. Sous l'hypothèse de n pays identiques, le résultat mis en évidence par Barrett (1994), dans un modèle avec une fonction de bénéfice linéaire et une fonction de coût quadratique, est la signature de l'accord par un nombre très restreint de pays quel que soit le nombre de pays à la table de négociation. En effet, trois est le nombre optimal de pays signataires permettant la profitabilité et la stabilité de la coopération pour la protection environnementale internationale¹⁸. La raison réside dans le caractère de bien public de la protection de l'environnement. En effet, les coûts de réduction des émissions associés aux obligations de la coalition de pays coopérants sont supportés individuellement par les pays, tandis que les bénéfices de ces actions sont partagés par tous les pays concernés par le problème environnemental. En effet, Barrett (1994) montre qu'un AEI auto-exécutant peut être signé par un nombre important de pays seulement si les gains tirés de la coopération sont faibles. Dans ce cas, les comportements de passager clandestin sont négligeables car le nombre de non-signataires est faible. Toutefois, la dépollution additionnelle par les signataires l'est aussi, ce qui réduit l'effet total de l'AEI. Il est important de souligner que les résultats dépendent fortement des formes fonctionnelles des fonctions de bénéfice et de coût.

Il convient ici de noter que la plupart des travaux dans l'approche de coopération partielle traitent les pays comme identiques. Cette propriété de symétrie des pays représente une hypothèse restrictive de cette branche de la littérature compte tenu des caractéristiques hétérogènes inhérentes aux pays. Les pays ont en effet des préférences environnementales différentes, conditionnées par leur degré d'exposition à la pollution globale ainsi que par leurs coûts de dépollution. Par exemple, dans le Protocole de Montréal (1987), les pays développés qui étaient plus sensibles à la dégradation de la

¹⁸Barrett (1997) montre que le nombre de signataires d'un AEI est au moins égal à deux, mais jamais égal à plus que trois, dans un modèle avec des pays hétérogènes.

couche d'ozone ont accepté de verser des transferts monétaires aux pays en voie de développement, qui l'étaient moins, pour permettre leur participation au protocole. De la même façon, concernant le problème du changement climatique, les pays en voie de développement possèdent des trajectoires historiques de leurs émissions de gaz à effet de serre rapportées à leur population plus faibles que les pays développés. Cette observation implique naturellement moins de responsabilité de leur part, par rapport aux pays développés, dans la résolution du problème de changement climatique. Il existe peu de travaux théoriques dans cette branche de la littérature qui introduisent l'hypothèse de pays hétérogènes¹⁹. Des simulations numériques viennent souvent illustrer les solutions dans des cas spécifiques.

Coopération globale

Avec l'approche par la coopération globale, la question est de trouver les moyens d'inciter à la formation d'une coopération incluant tous les pays concernés par le problème, dans un environnement où des pays ou des sous-coalitions de pays sont susceptibles de la fragiliser²⁰. Contrairement à l'approche par la coopération partielle, la coalition ne définit plus l'ensemble de pays qui s'associent pour coopérer, mais considère directement l'ensemble de pays qui s'associent pour trahir la coopération. En effet, dans l'approche par la coopération globale, l'accord initial proposé aux pays est celui qui inclut tous les pays concernés par le problème environnemental.

L'objet principal de cette approche est de chercher les structures de coalitions qui sont stables²¹. Chander et Tulkens (1995, 1997) utilisent le concept de stabilité de γ

¹⁹Voir Barrett (1997), Botteon et Carraro (1997) et Finus et Rundshagen (1998) entre autres.

²⁰On rappelle ici qu'il existe différentes règles de redistribution des gains tirés de la coopération dans la théorie des jeux coopératifs comme la solution de Shapley, la solution de Nash et la solution de Kalai-Smorodinsky. La solution de Shapley vérifie un certain nombre de propriétés, l'optimalité au sens de Pareto, la rationalité de groupe, la symétrie et l'additivité. Par ailleurs, la solution de Nash satisfait un certain nombre d'axiomes, l'optimalité au sens de Pareto, l'indépendance des unités de mesure, l'indépendance des alternatives non-pertinentes et la symétrie. La solution de Kalai-Smorodinsky est individuellement rationnelle mais ne vérifie pas la rationalité de groupe ni l'optimalité au sens de Pareto (Missfeldt (1999), p.295).

²¹Il est possible de mentionner différents concepts de stabilité à l'intérieur de cette approche - le cœur (Gillies (1953)), les $-\alpha$ et β - cœur (Aumann (1961)), les $-\gamma$ et δ - cœur (Hart et Kurz (1983)),

cœur pour analyser le partage des efforts de réduction des émissions entre les pays pour lutter contre l'effet de serre. Ce concept de stabilité correspond à des AEI qui spécifient tout d'abord un profil d'émissions, pour chacun des pays, qui est optimal au sens de Pareto au niveau mondial. Il s'agit de spécifier ensuite des transferts entre les pays (positifs ou négatifs) qui couvrent la totalité de leur coût de dépollution et qui sont financés par leur contribution individuelle dépendant de leur dommage environnemental marginal relatif (Chander et Tulkens (2006), p.11). La stabilité des accords est assurée par des menaces crédibles. Ces menaces consistent en la fin de la coopération en cas de déviation par un sous-ensemble de pays.

Les articles qui étudient la coopération environnementale internationale à travers cette approche de coopération globale sont entre autres Chander et Tulkens (1992, 1995, 1997), Egteren et Tang (1997), Eyckmans (1997), Funaki et Yamato (1999) et Helm (2001). Chander et Tulkens (1992) utilisent un modèle séquentiel où le passage de l'équilibre non coopératif à l'optimum se fait par l'intermédiaire de modifications temporelles des variables du système. Le résultat est que la coopération revêt le caractère d'une grande coalition où tous les pays concernés par le problème environnemental coopèrent. La portée de cette approche réside premièrement dans la prise en compte de la durée des négociations à travers des changements temporels des décisions de pays. Par ailleurs, il s'agit de mettre en avant l'importance des transferts monétaires, conditionnels aux émissions individuelles des pays, afin d'inciter ces derniers à coopérer. De plus, ce système de transferts appartient *ex post* au γ -cœur du jeu.

Remarques

Une limite de l'approche de coopération partielle mentionnée chez Caparros et al. (2003) est l'absence de modélisation du processus de négociation. Dans la majorité des cas, la négociation est modélisée comme une prise de parole simultanée,

et *s* cœur (Moulin (1981)) - qui prévoient la restauration de menaces spécifiques par la coalition complémentaire contre la coalition bloquante potentielle (Caparros et al. (2003)).

qui néglige les possibilités de concertation entre pays par le biais des propositions et contre-propositions, et de renégociation²².

Par ailleurs, dans l'approche par la coopération partielle, la condition de stabilité interne n'est pas respectée si un schéma de transferts de compensation des pays membres de la coalition coopérante vers les pays en dehors de la coalition est introduit. Ces transferts réduiraient les gains de coopération des pays coopérants et donc l'incitation à rester dans la coalition coopérante. Cependant, des transferts explicites (transferts de ressources monétaires ou transferts de technologie) ou implicites (approche de négociations liées) existent en réalité et sont utilisés dans les AEI.

Un autre aspect négligé par la littérature économique dans l'étude de la coopération environnementale internationale est l'existence de problèmes informationnels. La difficulté à connaître les caractéristiques individuelles des pays (les préférences, fonctions d'émissions et de dommage) peut affecter la durée des négociations ainsi que ses résultats. A titre indicatif, il peut être coûteux pour les pays de se mettre d'accord sur des objectifs différenciés de réduction des émissions dans le cadre d'un AEI, dans un environnement où les signataires potentiels connaissent imparfaitement les préférences environnementales ou les coûts de dépollution des autres pays. Cette situation représente le cas d'*information asymétrique*. Un autre problème informationnel tient à l'existence d'une incertitude générale (commune à tous les agents) sur le fonctionnement du système (écologique), comme l'illustre le débat entre les scientifiques sur le phénomène de changement climatique. Cette situation représente le cas d'*information incomplète*. Ces problèmes informationnels qui sont présents en pratique ne sont pas souvent traités dans la littérature sur les AEI²³.

²²La durée des négociations peut aussi être prise en compte via l'utilisation du jeu de négociation d'offres alternées (Rubinstein (1982)) qui utilise les concepts de la théorie des jeux non-coopératifs. Certains des articles qui utilisent cet outil pour modéliser les problèmes environnementaux sont ceux de Rotillon et Tazdait (1996), Rotillon et al. (1996b), Compte et Jéhiel (1997), Chen (1997), Manzini et Mariotti (2003) et Caparros et al. (2004).

²³Les rares contributions sont dues à Larson et Tobey (1994), Petrakis et Xepapadeas (1996), Batabyal (1997), Caparros et al. (2004), Laffont et Martimort (2005) et Harstad (2005).

Batabyal (1996) propose un changement dans la façon de traiter les problèmes de coopération environnementale internationale en prenant en compte les problèmes informationnels. Il suppose l'existence d'une autorité supranationale régulant les problèmes de pollutions entre pays. Il propose un nouvel agenda reposant sur deux voies de recherche pour pouvoir traiter des questions comme les difficultés de surveillance et de mise en conformité par l'autorité supranationale des actions de protection environnementale des pays souverains. Il s'agit d'analyser l'architecture des AEI dans un environnement où les coûts de mise en œuvre de l'accord par les différents pays sont connus de façon imparfaite par l'autorité supranationale. Une autre question soulevée par Batabyal est la mesure de l'impact des fonds monétaires d'un montant limité sur l'architecture des AEI. Plus spécifiquement, il s'agit d'étudier les propriétés des AEI qui respectent l'équilibre budgétaire et donnent lieu à des niveaux désirables de réduction de la pollution globale.

Pour traiter ces questions, Batabyal recommande d'adopter l'approche de "*mechanism design*"²⁴. Une voie de recherche consiste à exploiter la *théorie de l'agence commune* pour décrire les interactions entre les gouvernements nationaux et l'autorité supranationale. Par exemple, deux pays, qui forment les deux "principaux" du contrat, pourraient contribuer au fonds commun de l'autorité supranationale avec laquelle cette dernière réalise ses actions. La théorie de l'agence commune (Baron (1985), Bernheim et Whinston (1986), Gal-Or (1991), Fudenberg et Tirole (1991)) considère que les actions de l'agent commun qui dispose de l'information privée affecte le bien-être de plusieurs principaux. L'objectif des principaux est de mettre en place un contrat qui incite l'agent commun à agir de la façon désirée.

L'autre voie de recherche proposée par Batabyal (1996) est d'utiliser la *théorie des*

²⁴Les jeux du type "*mechanism design*" représentent une catégorie particulière de jeux en information incomplète. Ce mécanisme est souvent étudié sous forme d'un jeu à trois étapes en information incomplète. À l'étape 1, le principal met en place un "mécanisme". Ensuite, les agents, de façon simultanée, acceptent ou refusent le mécanisme à l'étape 2. Enfin, à l'étape 3, les agents jouent le jeu conformément au mécanisme (Fudenberg et Tirole (1991), chapitre 7, p.243).

hiérarchies (Tirole (1986), Demski et Sappington (1987), Kofman et Lawaree (1993), Batabyal (1995)) pour décrire les interactions entre les gouvernements nationaux, les firmes nationales et l'autorité supranationale. L'autorité supranationale représente le seul principal qui est défavorisé en termes informationnels par rapport aux gouvernements nationaux et aux firmes nationales qui possèdent de l'information privée. Par exemple, il pourrait être difficile de connaître la technologie de dépollution de chacune des firmes nationales par l'autorité nationale. Dans ce cas, les firmes nationales et le gouvernement pourraient colluder afin de réclamer un objectif de dépollution "moins exigeant" de l'autorité supranationale dans le cadre d'un AEI, sous prétexte de coûts de dépollution élevés. Cette approche permettrait donc de mieux appréhender les possibilités de collusion entre les firmes et le gouvernement d'un pays en question.

Il existe cependant d'autres réserves qui ne sont pas souvent formulées. Premièrement, il y a peu de travaux, dans la littérature de la coopération environnementale internationale, sur la question du choix du type d'AEI. Par exemple, dans l'approche de coopération partielle, les pays décident de signer un accord ou non étant donné le type de l'accord environnemental sous-jacent. Cependant, on pourrait très bien imaginer que les implications sur l'efficacité de l'accord ainsi que sur la participation ou la mise en conformité à un accord vont être différentes suivant le type de l'AEI négocié. La comparaison de l'efficacité, en termes de bien-être total et individuel, de différents AEI va faire l'objet du chapitre II de cette thèse.

Nous pouvons aussi constater qu'il existe peu de travaux étudiant les conséquences en termes d'investissements dans les technologies propres quant à la signature d'un type d'accord. Une des rares études dans ce domaine est l'article par Golombek et Hoel (2006) qui analyse l'interaction entre le *design* des AEI et les investissements en changement technologique, en présence de retombées technologiques entre pays identiques. L'étude du lien entre le *design* des AEI et les décisions d'investissement du secteur privé dans les technologies propres en présence de pays hétérogènes va faire

l'objet du chapitre III de cette thèse.

Nous allons maintenant effectuer une revue de la littérature détaillée sur l'efficacité des différents types d'AEI. Cette revue de littérature se penche tout particulièrement sur la comparaison d'efficacité économique et d'efficience environnementale des normes uniformes par rapport aux autres instruments dans le cadre d'AEI. A notre connaissance, les articles recensés dans cette partie représentent les seuls travaux dans la littérature étudiant ce thème.

1.3.2 Revue de la Littérature Théorique sur l'Efficacité des Différents Accords Environnementaux Internationaux

L'inefficacité économique et l'inefficience environnementale des normes uniformes

Hoel (1992) étudie la participation des pays à des accords de réduction d'émissions d'un même pourcentage pour tous les pays (*norme uniforme*). L'auteur souligne deux inconvénients à la mise en place de ce type d'accord. Tout d'abord, ces accords sont inefficaces en présence de pollueurs hétérogènes. Enfin, seul un certain nombre de pays va être incité à participer à ce type d'accords compte tenu du fait que certains pays vont perdre à la coopération par rapport à la situation non coopérative. C'est ce dernier point qui fait principalement l'objet de cet article que nous présentons.

L'auteur suppose qu'il existe N pays qui possèdent les mêmes fonctions de revenus retirés des émissions, $R(e_j)$, où e_j représente les émissions du pays j , avec $R(0) = 0$, $R'(e) > 0$, $R''(e) < 0$ pour $e < \bar{e}$, et $R'(\bar{e}) = 0$ pour $\bar{e}$ qui représente le montant optimal des émissions de la part de tous les pays en l'absence de toute considération environnementale. La spécification retenue pour la fonction de revenu est une fonction quadratique $R(e) = e - \frac{1}{2}e^2$, ce qui implique que $\bar{e} = 1$ car $R'(e) = 1 - e$. L'auteur suppose que les pays ont des fonctions de dommage environnemental différentes ($m_j E$) où $m_j > 0$ est un paramètre constant qui représente le coût environnemental marginal du pays j avec $m_1 \geq m_2 \geq \dots m_N \geq 0$. On désigne par $M = \sum_i m_i$ la somme des coûts

environnementaux marginaux et $E = \sum_i e_i$ la somme des émissions individuelles. Les coûts environnementaux marginaux sont supposés être distribués de façon uniforme entre 0 et $\frac{1}{N}$, c.a.d. $m_j = \frac{N-j}{N-1} \frac{1}{N}$.

La solution de premier rang, qui consiste en la maximisation de la somme des bénéfices nets de tous les pays, implique l'égalité des niveaux d'émissions entre les pays. Une autre solution est celle de l'optimum social contraint, qui correspond à la maximisation de la somme des bénéfices nets de tous les pays sous la contrainte que ces derniers préfèrent coopérer à ne pas coopérer. Cette situation amène à des niveaux *différenciés* des émissions, les pays qui ont des coûts environnementaux marginaux plus élevés devant émettre moins que ceux qui ont des coûts plus faibles. L'absence de transfert compensatoire dans ce dernier cas n'est pas limitative pour le bien-être car la différenciation des émissions entre les pays est suffisante.

Dans ce cadre, Hoel (1992) montre que si les émissions des pays sont contraintes à être *uniformes*, les pertes de bien-être deviennent très importantes. En outre, comme les revenus marginaux des émissions sont plus faibles dans ce cas par rapport à ceux de la solution de premier rang, les émissions totales des pays sont plus élevées. Quant au nombre de pays qui participent à l'accord, il diminue car certains pays perdent dans l'accord de norme uniforme par rapport à la situation non coopérative.

A notre connaissance, cet article est le premier dans la littérature à présenter un argument concernant l'inefficacité des normes uniformes dans le cadre des AEI. En outre, le modèle met en avant l'inefficience environnementale de cette mesure ainsi que son rôle négatif dans la participation des pays à des AEI.

L'article suivant montre l'inefficience environnementale de la mise en œuvre de normes uniformes dans les AEI. La spécificité de cet article tient à la description des effets associés aux efforts de dépollution unilatéraux entrepris par l'un des pays.

Hoel (1991), dans un modèle à deux pays qui font face à un problème de pollution

transfrontalière, étudie les effets environnementaux des efforts de dépollution unilatéraux entrepris par l'un des pays. L'autre pays est supposé agir seulement dans son propre intérêt.

Les pays sont indicés par $i = 1, 2$; leur niveau de dépollution est noté A_i . On désigne par $B_i(A_1 + A_2)$ la fonction de bénéfice retiré de la dépollution totale du pays i , qui est supposée croissante et concave. Le coût de dépollution du pays i est représenté par la fonction $C_i(A_i)$ qui est supposée croissante et convexe. Un effort de dépollution unilatéral est modélisé comme une internalisation partielle des effets externes retirés de la dépollution totale par un des pays (pays 1 dans le modèle). Dans ce cas, le pays 1, qui réalise des activités de dépollution unilatérales, maximise la fonction $[B_1(A_1 + A_2) - C_1(A_1) + h(A_1 + A_2)]$, par rapport à A_1 , avec $h > 0$, tandis que le pays 2, qui agit uniquement dans son propre intérêt, maximise la fonction $[B_2(A_1 + A_2) - C_2(A_2)]$ par rapport à A_2 . La valeur nulle du paramètre h ($h = 0$) pour le pays 1 représente le cas de la prise en compte de son seul intérêt individuel tandis qu'une valeur positive ($h > 0$) représente le cas d'action unilatérale. Le résultat des négociations est obtenu par l'utilisation de la solution de Nash avec des pouvoirs de négociation égaux et en l'absence de transfert explicite entre les pays.

La situation initiale est une situation dans laquelle les deux pays agissent dans leur propre intérêt. Dans la nouvelle situation, le pays 1 réalise des activités de dépollution unilatérales tandis que le pays 2 agit uniquement dans son propre intérêt. Les résultats du modèle montrent que, dans ce cas, les bénéfices nets de coopération du pays 1 sont diminués tandis que ceux du pays 2 sont augmentés. Cela signifie que l'action unilatérale, conduisant à un niveau de dépollution supérieur pour le pays 1 par rapport au pays 2 au point de menace, réduit le gain tiré de la coopération par le premier dans les négociations futures. A l'équilibre coopératif, les émissions totales augmentent à cause de la politique unilatérale si le terme $\frac{C_1''}{C_2''}$ est grand, c'est-à-dire lorsque le coût marginal du pays 1 augmente plus vite que celui du pays 2.

Par ailleurs, un accord de réduction *uniforme* des émissions ($A_1 = A_2 = \bar{A}$) conduit toujours à l'augmentation des émissions totales des pays à cause de l'action unilatérale. En effet, en cas de pays asymétriques le niveau préféré de la dépollution uniforme ne va pas être le même entre les pays. La perte de position dans la négociation du pays faisant l'effort unilatéral amène à une norme uniforme négociée qui est plus proche du niveau préféré de l'autre pays qui suit son intérêt individuel.

Ces deux articles ont apporté un éclairage sur l'inefficacité économique et l'inefficacité environnementale de l'utilisation des normes uniformes dans les AEI. Cependant, malgré leur sous-optimalité, ces règles uniformes peuvent permettre la révélation des préférences des pays. C'est cette idée qui fait l'objet de l'article que nous présentons maintenant.

Eyckmans (1999) considère un mécanisme où les pays négocient dans un premier temps sur une formule uniforme de partage des efforts de dépollution, et ensuite annoncent leur niveau uniforme préféré des efforts de dépollution en supposant que les autres pays vont appliquer ce même niveau uniforme.

Le modèle se concentre précisément sur un mécanisme dit "conservateur" qui consiste en l'imposition à tous les pays du niveau uniforme le moins exigeant parmi ceux annoncés par les pays. Suivant l'analyse de Moulin (1994), ce mécanisme spécifique vérifie un certain nombre de bonnes propriétés : l'anonymat, la robustesse à la stratégie coalitionnelle ("*coalitionally strategy proof*") et la satisfaction de la contrainte de participation (au sens faible) de Wicksell. La propriété d'anonymat implique que des pays identiques sont traités de la même manière. La deuxième propriété, centrale pour le mécanisme, élimine pour les pays d'une coalition toute incitation à mentir de façon conjointe sur leurs préférences, ainsi dire la "vérité" est une stratégie dominante pour chaque pays. La dernière propriété garantit que les pays préfèrent la coopération par rapport à la situation où aucun pays n'accorde d'importance à la protection de l'environnement.

Comme le point de désaccord n'est pas l'équilibre de Nash non coopératif, la contrainte de participation considérée par l'auteur n'est pas une contrainte forte.

Le résultat principal de cet article est que l'utilisation du mécanisme "conservateur" avec la norme uniforme amène à la révélation des vraies préférences des pays et permet la participation volontaire (au sens faible) à l'AEI. En même temps, l'imposition d'une norme uniforme à des pays asymétriques provoque l'éloignement de l'efficacité économique.

En dépit de ces travaux théoriques qui mettent en évidence l'inefficacité des normes uniformes, nous observons que ces instruments sont fréquemment utilisés en pratique au niveau international. Les deux articles que nous présentons dans la suite justifient l'usage des normes uniformes dans certains cas. Le premier montre la supériorité en termes de bien-être, sous certaines conditions, de l'accord de quota uniforme par rapport à l'accord de taxe uniforme. Le second article met l'accent sur l'hypothèse d'asymétrie d'information entre les pays lors de négociations et le coût en termes de délai des négociations qui en découle.

L'efficacité économique (relative) des normes uniformes dans les AEI

Finus et Rundshagen (1998) comparent l'efficacité d'un quota uniforme de réduction des émissions et d'une taxe uniforme sur les émissions. Le problème de stabilité des accords est analysé dans le cadre des jeux répétés avec l'application du concept de "robustesse de la coalition" ("*coalition-proofness*").

Il existe N pays désignés par $i = 1, 2, \dots, N$. Les auteurs considèrent une fonction de dommage où les dommages sont distribués de façon uniforme : $M_i(E) = i \cdot \frac{c}{2} \cdot E^2$ avec $c > 0$, où $E = \sum_{i=1}^N e_i$ représente la somme des émissions individuelles des pays. Un pays avec un indice i élevé est donc supposé souffrir davantage de la pollution globale. Les pays ont la même fonction de bénéfice retiré des émissions individuelles e_i : $R(e_i) = b(d e_i - \frac{1}{2} e_i^2)$ où $b > 0, d > 0$ et $e_i \leq 2d$.

L'équilibre de Nash non coopératif représente la situation initiale avant les négociations internationales. Dans l'accord de quota, chaque pays doit réduire ses émissions de même pourcentage (norme uniforme) par rapport aux émissions à l'équilibre de Nash. Le résultat des négociations est déterminé par la règle dite du "plus petit dénominateur commun". Il s'agit d'imposer à tous les pays le niveau du quota le moins exigeant réclamé par le pays le moins sensible à la protection de l'environnement, indicé par 1 dans le modèle ("*bottleneck country*"). La spécificité de cette règle est que dire la vérité sur les préférences environnementales devient une stratégie dominante pour chaque pays pris individuellement²⁵.

Le deuxième type d'accord que les auteurs considèrent est l'accord de taxe uniforme sur les émissions. Le niveau désiré de la taxe uniforme par chacun des pays découle de la maximisation du bien-être individuel. Dans ce cas, tous les pays réduisent leurs émissions jusqu'à ce que les coûts d'opportunité de la dépollution soient égaux au taux de taxe, ce qui permet d'obtenir la propriété d'efficacité économique.

Les résultats montrent que les deux accords conduisent pour tous les pays à des niveaux de bénéfices totaux nets inférieurs à ceux à l'optimum social. En outre, ces accords sont instables car les bénéfices marginaux dépassent les dommages marginaux dans les deux cas. Les auteurs montrent que le bien-être total dans l'accord de quota est supérieur à celui de l'accord de taxe quand la dépollution est relativement coûteuse comparée aux dommages environnementaux perçus ($\frac{b}{c}$ élevé). Cette analyse est effectuée sous l'hypothèse de coalition de l'ensemble des pays ("grande coalition").

Les auteurs analysent aussi le processus de formation des coalitions, en supposant que des pays ayant une sensibilité environnementale élevée vont constituer une coalition. Dans ce cadre, l'objectif de dépollution entre les signataires est toujours supposé être déterminé par la règle du "plus petit dénominateur commun" tandis que les non-signataires choisissent leurs émissions de façon non coopérative. Les résultats du

²⁵Il est important de noter qu'il n'existe pas d'asymétrie d'information entre les pays dans ce modèle. Le choix de la règle du "plus petit dénominateur commun" est justifié par le fait qu'elle atténue les problèmes d'asymétrie d'information.

modèle concernant la stabilité de ces deux accords, pour les pollutions globales où le nombre de pays affectés est important, montrent que les pays préfèrent des accords de quota et non des accords de taxe. L'intuition est la suivante : quand le nombre de pays augmente, il existe davantage de variance dans les dommages environnementaux entre pays. Dans ce cas, l'accord de taxe uniforme implique une distribution inégale des bénéfices nets entre pays hétérogènes, ce qui cause des problèmes de stabilité de l'accord. Dans l'accord de quota uniforme, le niveau de dépollution est déjà basé sur les émissions initiales des pays, et donc reflète leurs préférences environnementales. Dans ce cas, la répartition des efforts de dépollution respecte davantage les préférences des pays. Cela augmente naturellement la stabilité des accords de quota uniforme.

Ce modèle met donc en lumière l'efficacité de l'accord de norme uniforme par rapport à l'accord de taxe uniforme. En outre, le premier permet une plus grande stabilité de l'AEI. Le dernier article que nous présentons prend en compte un aspect des négociations important en pratique qui est l'existence d'asymétrie d'information entre les pays. Nous allons voir que la prise en compte de cette propriété va affecter sensiblement la comparaison d'efficacité des normes uniformes et différenciées.

Harstad (2005) considère un modèle général de biens publics régionaux dans le cadre d'un jeu de négociation en information privée. Ce modèle nous intéresse directement pour les AEI. L'auteur caractérise les conditions sous lesquelles il est efficace d'appliquer des politiques uniformes entre régions, avec ou sans la possibilité de transfert. En outre, il définit les conditions pour lesquelles, en présence de la possibilité de transferts, il est efficace d'interdire leur utilisation.

Il existe deux régions désignées par $i = 1, 2$, qui contribuent chacune pour un montant A_i au bien public $A = A_1 + A_2$. Le coût marginal de la contribution est identique entre régions et normalisé à 1. Le service retiré du bien public dans la région 1 est égal à $(1 - e)A_1 + eA_2$, où e représente l'externalité entre les régions. Les fonc-

tions d'utilité des régions sont supposées linéaires et s'écrivent pour la région 1 comme $u_1 = v_1 [(1 - e)A_1 + eA_2] - A_1 + t$, et pour la région 2 comme $u_2 = v_2 [(1 - e)A_2 + eA_1] - A_2 - t$, où v_i désigne la valorisation marginale du bien public par chacune des régions et t désigne les transferts de la région 2 vers la région 1. Le paramètre $d = A_2 - A_1$ mesure le degré de différenciation des politiques entre les régions.

L'asymétrie d'information entre les régions provient du fait que les préférences locales sont des informations locales. Le modèle suppose que chaque région ne connaît la valorisation de l'autre région v_i , et le fait que v_i ne peut prendre que deux valeurs possibles, $\underline{v}$ ou $\bar{v}$, avec probabilités égales. Les régions sont symétriques *ex ante* et la seule hétérogénéité porte sur l'information privée v_i . Le jeu de négociation est celui d'offres et de contre-offres, inspiré de Admati et Perry (1987) et de Cramton (1992). La valeur actualisée présente de l'accord à la date T est égale à $\delta^T u_i$, avec $\delta < 1$ le taux d'escompte commun des deux régions.

Concernant un accord de normes différenciées sans la possibilité de transfert, une région qui accorde peu d'importance à la valeur du bien public va être hésitante à contribuer au bien public, et va donc signaler sa réticence à participer à l'accord. Dans le modèle, la réticence est signalée par un retard à l'équilibre dans les négociations. Si les politiques sont contraintes à être uniformes, il n'existe pas d'incitation à signaler le pouvoir de négociation par un retard stratégique, car toutes les régions vont contribuer d'un même montant au bien public. Dans le cas où les coûts associés au retard stratégique dépassent les gains de la différenciation des politiques, la politique uniforme est préférée.

L'existence des transferts permet généralement davantage de flexibilité, en plus de la différenciation, et amène à l'exploitation de tous les gains à l'échange. Les politiques différenciées sont donc toujours bénéfiques quand des transferts sont introduits. L'autre avantage des transferts dans le modèle est qu'ils représentent pour les régions une méthode pour signaler leur type. Le retard stratégique n'est donc pas nécessaire pour

signaler le type. Toutefois, l'existence des transferts augmente les conflits d'intérêts entre régions. En effet, une région qui accorde peu d'importance à la valeur du bien public peut forcer l'autre région à effectuer des transferts, en plus d'un effort plus élevé en termes de contribution au bien public. Donc, les incitations à signaler la réticence par un retard peuvent s'accroître. Ainsi, l'existence des transferts peut être nuisible pour le bien-être s'il existe peu de gains à l'échange.

Les principaux résultats du modèle peuvent être résumés de la façon suivante. Tout d'abord, en l'absence de transfert, la différenciation des politiques, même si elle permet de prendre en compte l'hétérogénéité entre les régions, crée des conflits d'intérêts sur la façon de différencier la politique et donc amène à des négociations inefficaces. Toujours dans le même cadre, l'auteur montre que l'uniformité des politiques est préférée à la différenciation lorsque l'externalité est importante et que l'hétérogénéité entre les régions et la valeur de l'accord sont faibles. Par ailleurs, avec des transferts, la différenciation est toujours meilleure. Enfin, pour des politiques différenciées, il est préférable d'interdire les transferts si d'une part l'externalité est faible, et d'autre part si les gains à l'échange sont faibles et si la valeur de l'accord est élevée.

Ce modèle en asymétrie d'information montre donc la possible efficacité des normes uniformes par rapport aux normes différenciées, parce qu'en supprimant les conflits d'intérêt entre les pays, elles éliminent la possibilité de retard stratégique dans les AEI.

Dans ce qui suit, nous allons étudier la modélisation appliquée des problèmes de pollutions transfrontalières. Les articles que nous analysons s'appuient souvent sur l'étude de l'efficacité des différents arrangements institutionnels pour atténuer différents types de problèmes de pollutions transfrontalières, comme le problème de changement climatique, de pluie acide ou encore les problèmes de pollution des mers internationales.

1.4 Evaluations Empiriques des Problèmes de Pollutions Transfrontalières

L'approche adoptée dans les trois premiers articles que nous étudions est fondée sur la modélisation des problèmes de pollutions transfrontalières à travers les jeux différentiels. L'évaluation empirique repose donc sur ce modèle théorique dont nous allons décrire les propriétés.

1.4.1 L'approche par les Jeux Différentiels

Description des jeux différentiels

La théorie des jeux qui se focalise sur les interactions conflictuelles peut être utilisée pour l'analyse des stratégies des pays dans un contexte de pollution transfrontalière. Les jeux différentiels, qui sont par définition dynamiques, rentrent dans la catégorie des jeux non-coopératifs. La spécificité des jeux différentiels, contrairement aux jeux répétés, est qu'ils sont capables de prendre en compte la dépendance temporelle de certains polluants, i.e., l'évolution du stock de polluants au cours du temps. Dans ces jeux, chaque pays pense que les autres pays vont réduire leurs émissions lorsque le niveau du stock de pollution total est élevé. Comme chaque pays effectue le même raisonnement, le résultat final n'est pas de premier rang.

Les jeux différentiels peuvent s'appliquer aux problèmes de gestion des ressources environnementales²⁶ et aux problèmes de pollutions transfrontalières²⁷.

Il existe essentiellement trois concepts d'équilibre de Nash dans les jeux dynamiques :

1) *Open-loop Nash Equilibrium* : Les joueurs s'engagent à conserver leur stratégie au début du jeu. Ils choisissent leur stratégie pour l'ensemble de la période et ne les révisent

²⁶Voir par exemple Karp (1992), Mason et Polasky (1997, 2002).

²⁷Voir par exemple van der Ploeg et de Zeeuw (1992), Dockner et Long (1993), Maler et de Zeeuw (1998), Germain et al. (1998), Feenstra et al. (2001), List et Mason (2001), Fernandez (2002), Eyckmans et Tulkens (2003), Germain et al. (2003), et Kossioris et al. (2006).

pas si un choc exogène venait à modifier les variables d'état. Ce type d'équilibre de Nash implique que les variables de contrôle sont fonctions du temps et de l'état *initial* du système. Comme le souligne Kossioris et al. (2006), ce type d'équilibre possède la propriété de cohérence temporelle²⁸ faible ("*weakly time-consistent*"), et non "forte" ("*strongly time-consistent*")²⁹ : ce n'est pas un équilibre parfait en sous-jeux au sens de "Markov" et il n'est pas robuste aux changements inattendus de l'état du système.

2) *Feedback Nash Equilibrium* : Les joueurs conditionnent leurs variables de contrôle à l'état actuel du système (i.e. le niveau actuel de la variable d'état). Cela signifie qu'ils prennent en compte de façon implicite la fonction de réaction des autres agents, qui est elle-même conditionnée par l'évolution de la variable d'état. Ce type d'équilibre de Nash implique que les variables de contrôle sont fonctions du temps et du niveau *actuel* du système. L'équilibre qui en résulte est un équilibre parfait en sous-jeux au sens de "Markov".

3) *Closed-loop Equilibrium* : Les joueurs peuvent conditionner leur stratégie à l'état actuel du système ainsi qu'aux états passés. Cependant, ce type d'équilibre de Nash peut ne pas être unique.

Nous allons passer à l'analyse de trois études empiriques basées sur un modèle de jeu différentiel.

Trois études empiriques

Nous allons présenter trois modèles dont l'intérêt est d'utiliser des jeux différentiels pour étudier différents problèmes de pollutions transfrontalières. Le premier modèle s'applique au problème de changement climatique, le deuxième au pro-

²⁸Cette notion qui a été utilisée par Kydland et Prescott (1977) explique la situation suivante. Du point de vue d'un gouvernement, il peut être optimal de s'engager à mener une certaine politique dans le futur, afin d'encourager le secteur privé à entreprendre des actions dans un futur proche. Cependant, une fois le secteur privé engagé dans ces actions, le gouvernement peut préférer changer de politique.

²⁹"L'équilibre possède la propriété de *cohérence temporelle forte* au sens où il demeure un équilibre si l'on redémarre le jeu à une certaine année t avec n'importe quelle valeur du stock de polluant" (Germain et al. (1998), p. 1439).

blème de pollution dans un bassin d'eau internationale, et enfin le dernier au problème de pluies acides.

Application au problème de changement climatique List et Mason (2001)

étudient les conséquences en termes de bien-être d'arrangements institutionnels alternatifs pour réguler la pollution transfrontalière entre deux juridictions locales. La modélisation de l'article repose sur l'utilisation de jeux différentiels avec des joueurs asymétriques qui adoptent une stratégie du type "feedback".

Soient deux joueurs correspondant à deux régions différentes, indexées par $h = i, j$. Chaque région produit un bien consommé au niveau domestique Q_h avec une dotation initiale de facteurs de production fixée et une technologie donnée. Les consommateurs dans chaque région sont homogènes tandis qu'ils peuvent être hétérogènes entre les régions. La production de Q_h engendre un montant d'émissions E_h , donnée par la fonction $Q_h = M_h(E_h)$. La technologie M_h présente l'utilisation des équipements de traitement de la pollution. Les auteurs supposent que cette technologie est constante dans le temps, croissante et faiblement concave. La production de Q_h permet d'obtenir un surplus net égal à la somme du surplus du consommateur et du profit nets des dommages liés aux flux d'émissions. Le modèle suppose que ces fonctions sont strictement concaves et quadratiques pour chaque région h , $\pi_h(Q_h) = \pi_h(M_h(E_h(t))) = A_h E_h(t) - \frac{E_h(t)^2}{2}$ où $E_h \in [0, A_h]$. Il est clair que les bénéfices sont croissants par rapport aux émissions. Sans perte de généralité, il est posé $A_i = A$ et $A_j = \alpha A$ où α et A sont des paramètres positifs.

Les émissions par région contribuent au stock de pollution à la date t , $P(t)$, qui évolue selon l'équation : $\dot{P}(t) = E_i(t) + E_j(t) - KP(t)$ où K est une constante qui représente le processus d'assimilation naturelle de la pollution. Le stock de pollution engendre des dommages, selon les fonctions quadratiques suivantes : $C_i(P(t)) = \frac{DP(t)^2}{2}$, $C_j(P(t)) = \beta C_i(P(t))$ où D et β sont des paramètres positifs. Sans perte de généralité, il est posé $\beta < 1$. La fonction valeur de la région h à la date zéro

$W_h(P_0)$ est la valeur actualisée du flux des bénéfices nets de ses citoyens, $W_h(P_0) = \int_0^\infty e^{-rt} \left[A_h E_h(t) - \frac{E_h(t)^2}{2} - C_h(P(t)) \right] dt$ où P_0 est le niveau initial du stock de pollution. Les paramètres α et β caractérisent les différences entre les deux régions. Ces différences peuvent provenir des dommages liés au stock de pollution ou des coûts de dépollution.

Au lieu d'examiner un problème d'optimum de Pareto dans lequel l'autorité centrale établirait des normes différenciées par rapport à la source de pollution, deux problèmes de second rang sont considérés. Dans le premier, l'autorité centrale établit une norme uniforme d'émissions pour toutes les régions. Dans le second, les régions peuvent choisir des instruments différents si le contrôle de la pollution est décentralisé.

Dans le cas de la norme uniforme d'émissions, l'objectif de l'autorité centrale est de choisir un sentier commun de niveaux d'émissions pour les régions, $E(t)$, qui maximise la somme des bien-être de deux régions, $W_i + W_j$,

$$\begin{aligned} & \max_{\{E(t)\}} \int_0^\infty e^{-rt} \left[A(1 + \alpha)E - E^2 \right] - D(1 + \beta) \frac{P^2}{2} dt \\ & \dot{P} = 2E - KP \\ & P(0) = P_0 \\ & E(t) \geq 0 \text{ pour tout } t \end{aligned}$$

Dans le cas de décentralisation des politiques entre les régions, l'objectif de chaque régulateur local est de maximiser le bien-être de ses citoyens, en ignorant les externalités. En supposant que la région j joue la stratégie markovienne $E_j(P(t))$, l'autorité de la région i maximise le bien-être total de ses citoyens en résolvant le problème :

$$\begin{aligned} & \max_{E_i} \int_0^\infty e^{-rt} \left[A E_i(t) - \frac{1}{2} E_i^2(t) - \frac{D P^2}{2} \right] dt \\ & \dot{P}(t) = E_i(t) + E_j(P(t)) - K P(t); \quad P(0) = P_0 \end{aligned}$$

Des simulations numériques concernant les émissions de CO₂ provoquées par les États-Unis, dans le cadre du problème du changement climatique, illustrent leurs résultats théoriques. En ce qui concerne le taux annuel d'assimilation naturelle du CO₂ par

l'atmosphère, les auteurs utilisent les estimations de Nordhaus (1991), i.e. $K = 0.01$. Nordhaus propose que le taux d'escompte dans les modèles dynamiques soit calculé comme la différence entre le taux d'escompte sur les biens et le taux de croissance de l'économie. Ses estimations se situent entre 1% et 7%. Les auteurs choisissent donc comme taux d'escompte $r = 0.04$. Le paramètre de dommages environnementaux $D = 0.003063$ est choisi à partir d'études empiriques évaluant l'impact de l'augmentation de la température dans l'atmosphère sur le PIB des pays.

Les résultats du modèle théorique et les simulations numériques indiquent que le contrôle local peut être préférable au contrôle central sous certaines configurations de paramètres de taux d'émissions et de fonction de dommage. Les bénéfices totaux peuvent être plus importants dans le premier cas que dans le deuxième s'il existe des asymétries importantes entre les régions et si le niveau initial de la pollution est assez faible. L'autorité centrale applique un seul prix implicite lié à la pollution dans le cas de la norme uniforme qui peut être très différent de ceux de chaque pays dans le cas où le contrôle de la pollution est décentralisé, d'où la sous-optimalité qui en découle. En outre, le niveau total des émissions est supérieur dans le cas décentralisé.

Même si le contrôle centralisé peut augmenter le niveau des bénéfices, ce régime va souvent dégrader la situation d'une des parties. Le contrôle centralisé égalise par définition le flux marginal des bénéfices nets totaux aux dommages marginaux totaux liés au stock de pollution. Cette règle tend à réduire le niveau d'émissions de la région qui supporte de faibles dommages de pollution, donc tend à faire chuter les bénéfices de cette région. Dans ce cas de figure, une redistribution monétaire serait nécessaire pour arriver à la coopération.

Cet article prend en compte l'hétérogénéité des pays (ou des régions) pour évaluer l'efficacité économique et l'efficacité environnementale des différentes règles d'émissions pour résoudre les problèmes de pollution transfrontalière. Il montre qu'en présence de pays hétérogènes, la solution de "laisser-faire" peut être préférable à la solution

centralisée qui correspond, dans le modèle, à l'application d'une norme uniforme à tous les pays. En dehors de l'hétérogénéité inhérente aux pays, les liens entre les problèmes environnementaux et le commerce international entre les pays constitue un autre aspect important. Cet aspect fait l'objet de l'article que nous présentons maintenant.

Application au problème de pollution dans les bassins de rivières internationaux

Fernandez (2002) étudie le problème de pollution dans le cours d'eau transfrontalier "*Rio Grande waterway*" entre les États-Unis et le Mexique. La question principale est de connaître les stratégies optimales pour la gestion de la qualité de l'eau de ce cours d'eau à partir de deux scénarios. Dans le premier scénario, le commerce est libéralisé et l'eau usée est utilisée comme un input pour produire le bien échangé entre les pays (coton). Dans le second, le commerce est encadré par l'existence de quotas. Une autre question soulevée dans cet article est celle des effets sur la qualité de l'eau, le commerce et le bien-être si les pays coordonnent leur politique de contrôle de la pollution ou si, au contraire, ils se comportent indépendamment ?

Il peut être intéressant d'expliquer le contexte du problème en question. En effet, l'intensification du commerce international entre les États-Unis et le Mexique après la création de l'accord ALENA ("*NAFTA*") a permis l'obtention d'une production plus efficace et la mise en valeur des avantages comparatifs pour le Mexique (l'exemple du coton est significatif). Les consommateurs américains profitent du prix bas du coton grâce à l'augmentation de l'offre provenant du Mexique. Ce développement a aussi servi à l'amélioration de la qualité de l'eau transfrontalière entre le Mexique et les États-Unis. L'eau usée traitée ("*reclaimed*") est un input alternatif pour produire le coton. Si l'eau usée est traitée alors elle ne sera pas déversée dans les cours d'eau.

Un jeu différentiel est modélisé pour caractériser la dynamique et l'interaction entre les deux pays asymétriques en matière de bénéfices et de coûts. Le Mexique retire des bénéfices supplémentaires de l'exportation du coton. Les revenus d'exportation du co-

ton dépendent du flux des émissions traitées (*“reclaimed”*)³⁰, ce qui implique un lien entre l’environnement et le commerce. La calibration du modèle est effectuée sur les données existantes en matière de coûts de traitement des eaux usées, de dommages sur la santé publique liés à la pollution de l’eau, de la valeur économique de la production des biens commercialisés et de la qualité de l’eau dans la rivière en question. La totalité des particules solides suspendues (TSS) dans l’eau, solides organiques et non-organiques, sert d’indice de la pollution.

Les résultats des applications numériques montrent que la libéralisation du commerce diminue le niveau de la pollution à l’état stationnaire, en présence de coopération entre pays ou sans coopération. En outre, la coopération environnementale conduit à la chute des émissions pour les deux pays. La libéralisation du commerce associée à la coopération pour le contrôle environnemental conduit au niveau le plus bas à l’état stationnaire du stock de pollution et aux niveaux les plus élevés pour le commerce et l’emploi. La coopération dissuade les États-Unis d’adopter un comportement non coopératif. En effet, en l’absence de coopération, les États-Unis émettent davantage. Comme le Mexique obtient des revenus commerciaux en traitant ses eaux usées pour la production de coton, il a moins d’intérêt que les États-Unis à augmenter le niveau de ses émissions. Comme l’auteur le souligne, dans cette étude empirique, les dommages sont sous-estimés car les dommages liés “à la souffrance, à la douleur, aux pertes de temps de loisir des malades” ainsi que les dommages des êtres vivants autres que les humains ne sont pas pris en compte.

Cet article se focalise sur le lien existant entre les problèmes environnementaux et le commerce international, en soulignant le rôle positif des politiques dictées par des institutions comme l’ALENA. En effet, l’auteur montre que la suppression de quotas sur les biens commercialisés, comme le coton, est bénéfique pour le Mexique en termes de source de revenus, d’emplois, et de réduction de dommages de santé publique grâce

³⁰Les émissions traitées (*“reclaimed”*) aux États-Unis sont utilisées pour la terre et l’irrigation des terrains de golf qui n’apportent pas de revenus directs.

au retraitement des eaux usées de la rivière pour la production de coton. Le prochain article traite deux autres aspects associés à certains types de pollution, comme les pluies acides ; la prise en compte de niveaux des charges critiques pour les dommages environnementaux et les transferts de polluants entre les différents pays et régions.

Application au problème de pluie acide Maler et de Zeeuw (1998) élaborent un jeu différentiel pour expliquer la récurrence des pluies acides³¹. Des pays émettent du dioxyde de soufre et ces émissions affectent négativement des pays transfrontaliers. Les rejets de polluants au dessus des niveaux des charges critiques³² (“*critical loads*”) endommagent le sol. Les pays doivent alors effectuer un arbitrage entre les coûts de réduction des émissions et le dommage au sol associé à la dégradation du niveau de stock tampon des acides³³ (“*buffer stock*”). Le résultat va dépendre de la coopération ou non des pays pour internaliser les externalités de pollution.

Il existe n pays indicés par $i = 1, 2, \dots, n$ qui émettent chacun e_i tonnes d’oxydes d’azote ou de dioxyde de soufre. La matrice A représente la matrice de transport des émissions où l’élément a_{ij} désigne la fraction des émissions du pays j déposées dans le pays i . Le vecteur $A.e$ explique les niveaux des charges effectués par les pays en question et ne tiennent pas compte de niveaux des charges provoqués par les pays tiers ou provenant de la mer (niveaux des charges externes). Le vecteur c décrit la différence entre les niveaux des charges critiques et les niveaux des charges externes. Chaque pays choisit une trajectoire de ses émissions avec pour objectif la minimisation du flux actualisé de ses coûts de dépollution et de ses dommages environnementaux sous contrainte de l’évolution de la réduction du stock tampon des acides.

³¹Les pluies acides sont des pluies contenant des acides formés dans l’atmosphère à partir des gaz comme le dioxyde de soufre (SO₂) et le monoxyde d’azote (NO_x). Plus précisément, ce sont des pluies au pH inférieur à 7,0. L’abréviation pH signifie “potentiel hydrogène”. Le pH indique si la solution est une base ou un acide. Quand le pH est compris entre 0 et 7, la solution est acide.

³²Un niveau critique est défini dans l’article comme le montant de la pollution qu’un pays peut assimiler chaque année avant que les stocks tampon d’acide (“*buffer stock*”) soient affectés et que le processus d’acidification commence. Autrement dit, une charge au-dessus du niveau critique réduit le stock tampon et la réduction du stock indique le degré de dommage au sol.

³³Cette notion explique la résistance de la terre aux changements en pH.

$$\min_{e_i} \int_0^\infty e^{-r_i t} [C_i(e_i(t)) + D_i(d_i(t))] dt, \quad i = 1, 2, \dots, n$$

$$\dot{d}(t) = Ae(t) - c, \quad d(0) = d_0$$

où r désigne le taux d'escompte, C la fonction de coût de dépollution et D la fonction de dommages environnementaux dépendant de la réduction du stock tampon d_i . Pour la simplicité du modèle, les taux d'intérêt sont supposés identiques entre les pays. Les fonctions de coût de dépollution et de dommage ont une forme quadratique : $C_i(e_i) = 1/2\gamma_i(e_i - \bar{e}_i)^2$ avec $\gamma_i > 0$ et $D_i(d_i) = 1/2\delta_i d_i^2$ avec $\delta_i > 0$.

Les auteurs déterminent la solution de premier rang et deux équilibres de Nash non coopératifs (équilibres “*open-loop*” et “*feedback*”) de ce jeu de pluies acides. La solution de premier rang ainsi que les résultats de second rang ont la caractéristique que les niveaux des charges dans chaque pays convergent vers les niveaux critiques (“*critical loads*”) à long terme. Cependant, les niveaux de long terme des stocks tampon et la vitesse de convergence vers les niveaux des charges critiques vont être différents dans ces différents cas. Ainsi le dommage environnemental peut être réversible ou irréversible en fonction du niveau de stock tampon des acides à long terme.

La calibration du modèle est effectuée à l'aide de données de pluies acides entre la Grande-Bretagne et l'Irlande. La matrice de transport des émissions et les niveaux des charges critiques sont obtenus à l'aide d'évaluations empiriques existantes. Les données sur les émissions et le transport des émissions sont disponibles dans chaque pays. Les niveaux des charges critiques de dioxyde de soufre par pays sont calculés par les auteurs en multipliant le niveau des charges critiques moyen par la superficie totale du pays en question. Les valeurs des paramètres pour la fonction de coût de dépollution, γ_i , et de dommages environnementaux, δ_i , sont normalisées à 1. Cependant, des analyses de sensibilité sur ces valeurs de paramètres sont réalisées. Enfin, le taux d'intérêt est égal à 4%.

Selon les résultats des applications numériques, le dommage environnemental est

plus faible dans le cas de premier rang par rapport aux situations de second rang. Le concept d'équilibre "*feedback*", qui apparaît plus réaliste aux auteurs, conduit à des niveaux plus faibles du stock tampon que ceux à l'équilibre "*open-loop*". Cela signifie qu'il existe une dégradation plus importante du stock, et donc davantage de dommages environnementaux, à l'équilibre "*feedback*". En outre, les auteurs montrent que les gains tirés de la coopération sont plus importants pour les stratégies "*feedback*" que pour les stratégies "*open-loop*".

Nous avons vu qu'il existe des travaux qui s'intéressent à la modélisation des pollutions transfrontalières fondés sur les jeux différentiels. Il existe néanmoins d'autres approches théoriques qui ont permis d'évaluer des problèmes de pollutions transfrontalières spécifiques. Nous verrons dans le premier l'utilisation d'un modèle d'optimisation statique. Le deuxième emploie le même type de modèle en prenant en compte en outre l'incertitude associée aux dommages environnementaux. Le troisième utilise un modèle bio-économique pour décrire l'évolution d'une ressource halieutique spécifique dans la mer Noire. Enfin, la modélisation du dernier article s'inspire d'un "jeu de pluies acides" en incorporant l'hypothèse d'information incomplète et le schéma de partage des coûts de dépollution proposé par Chander et Tulkens (1991, 1992).

1.4.2 D'autres approches

Gren (2001) étudie le phénomène d'eutrophisation dans la mer Baltique. Toutefois, l'aspect dynamique du phénomène d'eutrophisation n'est pas pris en compte, le modèle est donc statique. L'action environnementale internationale est modélisée comme celle d'un planificateur bienveillant qui minimise l'ensemble des coûts de réduction des matières nutritives et des dommages environnementaux des deux pays. *A contrario*, l'action environnementale nationale consiste pour un pays à minimiser ses propres coûts de dépollution et dommages environnementaux. Des résultats empiriques mettent en évidence que les bénéfices totaux nets des pays sont plus importants lorsque

les actions de protection de l'environnement sont coordonnées au niveau international par rapport au cas où les pays n'agissent que dans leur intérêt individuel.

Dans un autre modèle, Gren et Folmer (2003) prennent en compte l'incertitude associée aux dommages environnementaux provenant des émissions d'azote dans la mer Baltique. Dans leur modèle de coopération totale ("*full cooperative solution*"), l'incertitude concerne la diffusion des émissions d'azote provenant de différentes sources dans la mer et leur conséquence en termes d'eutrophisation. Ils montrent que les niveaux de dépollution sont élevés et que les bénéfices nets retirés de la dépollution sont faibles lorsque l'aversion au risque est élevée.

Knowler, Barbier et Strand (2002) étudient le problème de pollution dans la mer Noire. Les auteurs s'intéressent aux effets néfastes des niveaux des charges de matières nutritives sur la survie des ressources halieutiques dans la mer Noire. Plus spécifiquement, il s'agit d'étudier les implications à long terme des politiques de dépollution pour protéger les ressources halieutiques de cette mer. Cette étude repose sur un modèle bio-économique dynamique qui intègre les émissions de matières nutritives dans la fonction de production naturelle régissant la croissance du stock d'anchois. Leur analyse montre que des objectifs de réduction des émissions de matières nutritives, s'ils s'appliquaient au cas de la mer Noire, permettraient l'obtention de gains substantiels en termes d'emplois et de revenu national.

Kaitala, Maler et Tulkens (1995) étudient le rôle de la coopération internationale dans le contrôle de la pollution transfrontalière de l'air provenant des émissions de dioxyde de soufre. La modélisation de ce type de pollution est inspirée du jeu de pluies acides de Maler (1989)³⁴. L'originalité de ce modèle réside dans l'utilisation de l'hypothèse d'information incomplète, s'inspirant du modèle de Tulkens (1979), en ce

³⁴Il existe une vaste littérature empirique sur la modélisation du problème de pluies acides : voir entre autres Kaitala, Pohjola et Tahvonen (1992a), Kaitala, Pohjola et Tahvonen (1992b) et Tahvonen Kaitala et Pohjola (1993).

sens que les pays sont supposés avoir accès seulement à l'information locale concernant les valeurs actuelles des coûts de dépollution et de dommages environnementaux marginaux lorsqu'ils négocient des programmes coopératifs de réduction des émissions. En effet, Tulkens (1979) montre que cette information locale est suffisante pour déterminer la solution coopérative optimale. Les auteurs proposent de plus l'utilisation d'un schéma de partage des coûts de dépollution inspiré des modèles de Chander et Tulkens (1991, 1992). Ce schéma, qui a la propriété d'appartenir au cœur du jeu, garantit la faisabilité des transferts compensatoires et contribue à satisfaire la condition de rationalité individuelle pour chaque pays. En outre, dans ce schéma, aucune coalition de pays n'a intérêt à dévier vers une autre stratégie. Les auteurs illustrent leur approche théorique à l'aide de simulations numériques réalisées avec des données réelles de négociations sur les pluies acides entre la Finlande, la Russie et l'Estonie.

Il est important de noter que cette revue de littérature sur la modélisation appliquée des problèmes de pollutions transfrontalières ne couvre pas la totalité des travaux empiriques dans le domaine. Son objectif était de donner un aperçu des modèles théoriques les plus fréquemment utilisés dans la littérature en donnant une idée de la façon d'évaluer des problèmes environnementaux transfrontaliers spécifiques. Il existe relativement peu de travaux sur la modélisation des pollutions transfrontalières dans les bassins d'eau et mers internationaux, contrairement aux travaux sur la modélisation des pluies acides en Europe ou de changement climatique³⁵ plus récemment. L'évaluation de l'efficacité des différentes normes d'émissions pour contrôler le problème de pollution de la mer Noire fera l'objet du chapitre IV de cette thèse.

³⁵Voir les articles cités dans Barrett (2003, tableau 15.3, p.378) concernant les travaux sur l'estimation des bénéfices marginaux retirés de la dépollution et les coûts marginaux de dépollution des émissions de CO₂ au niveau global. Comme le souligne Barrett, l'estimation des bénéfices marginaux retirés de la dépollution dépend significativement du choix de la valeur du taux d'escompte.

1.5 Conclusion

Ce chapitre avait tout d'abord pour objectif de présenter les AEI concernant les problèmes de pollutions transfrontalières d'un double point de vue : leur description institutionnelle et leurs justifications théoriques. En particulier, d'un point de vue théorique, nous avons vu que le clivage entre la norme uniforme et les normes différenciées de réduction des émissions est présent aussi bien pour la gestion des problèmes de pollutions domestiques que transfrontalières. La revue de littérature sur l'efficacité des différents AEI s'est concentrée sur le traitement théorique de la question d'efficacité de la norme uniforme dans les AEI. Nous avons vu que les travaux les plus récents proposent différents arguments théoriques pour expliquer la fréquence d'adoption de la norme uniforme dans les AEI. Nous avons voulu apporter également quelques éléments de réponse dans ce débat. C'est la raison pour laquelle le chapitre II de cette thèse va étudier le rôle de l'imperfection des transferts compensatoires entre les pays en vu de comparer l'efficacité relative des différents accords de norme uniforme et de normes différenciées. Le chapitre III de la thèse va analyser les conséquences du type d'AEI sur les décisions d'investissement des entreprises dans de nouvelles technologies de dépollution.

Ce chapitre sur les problèmes de pollutions transfrontalières a, en outre, fourni une revue de littérature sur l'analyse empirique de ces problèmes de pollution. Nous avons principalement souligné l'utilisation des jeux différentiels comme base théorique pour l'évaluation empirique en termes d'efficacité économique et d'efficience environnementale des problèmes de pollutions transfrontalières comme le changement climatique, les pluies acides ou les problèmes de pollutions dans les eaux internationales. La prise en compte de la dynamique du stock de pollution nous a paru essentielle pour comprendre l'évolution concrète d'une pollution maritime, celle de la mer Noire. C'est la raison pour laquelle l'objectif du chapitre IV de cette thèse réside dans l'évaluation empirique de l'efficacité économique et de l'efficience environnementale de différents arrangements

institutionnels pour atténuer le problème de pollution de la mer Noire.

Chapitre 2

Les Négociations

Environnementales Internationales : Norme Uniforme et Normes Différenciées

2.1 Introduction¹

L'objectif de ce chapitre est de comparer l'efficacité de deux types d'accord négocié : le premier consiste à imposer une norme uniforme, le second consiste en des normes différenciées. Les deux types d'accord peuvent être associés à un mécanisme de transferts compensatoires entre deux pays. Dans le contexte d'un problème de pollution transfrontalière, trois questions se posent. Pourquoi des pays gagneraient-ils en signant des accords environnementaux internationaux (dorénavant notés AEI) de norme uniforme, *a priori* contraignante pour des pays hétérogènes ? Des transferts compensatoires permettraient-ils de rendre la norme uniforme préférable même s'ils sont coûteux à mettre en œuvre ? Quel est l'impact de l'existence de coûts fixes dans la technologie de dépollution sur le niveau de bien-être des pays et donc sur leur choix d'un des deux types d'accord ? Afin de répondre à ces questions, nous utilisons un jeu de négociation et la solution de Nash comme concept d'équilibre.

Comme nous l'avons déjà mentionné dans le chapitre introductif, il est généralement démontré dans la théorie économique que les normes uniformes sont des instruments moins efficaces que les normes différenciées plus "flexibles" en présence de joueurs asymétriques (Harstad (2005), p.2). Si les pays ont des coûts marginaux de mise en œuvre de la politique environnementale différents, alors les obligations uniformes augmentent le coût total pour arriver à un objectif environnemental donné (Hoel (1992), p.142). Toutefois, nous observons que les normes uniformes sont fréquemment utilisées dans les AEI (Hoel (1991), p.64 ; Harstad (2005), p.2). L'exemple le plus connu d'AEI reposant sur une norme uniforme est le Protocole de Montréal sur les Substances qui Dégradent la Couche d'Ozone (1987). Cet accord recommande aux pays signataires de réduire de 20 % leurs émissions de CFC (chlorofluorocarbones) et de halons de 1986, objectif à accomplir jusqu'en 1998. Un autre exemple est le Protocole d'Helsinki (1985) qui a imposé la réduction de 30 % des émissions de dioxyde de soufre de 1980, objectif à

¹Ce chapitre s'appuie sur un article co-écrit avec Jean-François Jacques.

accomplir jusqu'en 1993² (Finus (2001)).

Par ailleurs, un certain nombre d'AEI recommandent l'utilisation de *normes différenciées* entre les pays. Un premier exemple est le Protocole d'Oslo sur les réductions supplémentaires d'émissions de dioxyde de soufre, signé en 1994, qui impose aux pays des réductions différenciées de leurs émissions. L'exemple le plus connu d'accord environnemental ayant mis l'accent sur l'utilisation de normes différenciées est le Protocole de Kyoto (1997) sur le changement climatique. Celui-ci impose des normes différenciées pour les différents pays participants.

Comme nous l'avons déjà mentionné, l'intuition dicte souvent l'utilisation de normes différenciées dans les AEI. Ces normes prendraient en compte les caractéristiques propres à chaque pays, eux-mêmes hétérogènes entre eux, en termes de préférences environnementales, de fonctions de dommage et de coût de dépollution. Cependant, plusieurs arguments théoriques plaident en faveur de la mise en œuvre de normes uniformes³ : l'équité (Welsch (1992)), les problèmes informationnels entre les pays (Larson et Tobey (1994), Harstad (2005)), l'argument de "point focal" (Schelling (1960)), les problèmes d'agence (Boyer et Laffont (1999)) et l'argument de commerce international (Copeland et Taylor (2005)).

Nous étudions un problème de pollution transfrontalière entre deux pays. Cela signifie qu'il existe des externalités négatives de pollution entre ces pays : les émissions d'un des pays affectent négativement le bien-être de l'autre. En ce qui concerne les problèmes de changement climatique, de l'appauvrissement de la couche d'ozone, de pluie acide ou encore de pollution des eaux internationales, ces effets négatifs causés aux autres pays sont très peu souvent internalisés par les pays pollueurs.

En présence de problèmes de pollutions transfrontalières, les dispositions d'un accord peuvent inclure un schéma de transferts compensatoires de certains pays vers d'autres *a priori* moins enclins à la coopération. Cet instrument assure donc la parti-

²Voir le chapitre introductif pour d'autres exemples d'AEI avec de la norme uniforme.

³Voir le chapitre introductif pour les explications concernant les arguments mentionnés.

cipation des pays qui n'auraient pas d'incitation à participer à l'accord sans ces "récompenses". Dans ce cas, les transferts compensatoires vont permettre l'acceptabilité de l'accord par tous les pays. Les exemples d'AEI incluant la possibilité de transferts entre les pays sont le Protocole de Montréal (1987), le Traité sur les Phoques à Fourrure ("*Fur Seal Treaty*") (1911) et la Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants (POP) (2001). En effet, les pays signataires du Protocole de Montréal ont créé le Fonds Multilatéral en 1990. Ce fonds est abondé par les contributions de 49 pays industrialisés dont l'objectif est d'aider les pays en voie de développement à compenser leurs coûts supplémentaires de mise en conformité aux termes de l'accord. Dans le Traité sur les Phoques à Fourrure, les transferts ont permis la participation des pays avec des populations de phoques pélagiques. La Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants (POP) prévoit un mécanisme d'assistance financière pour permettre la participation des pays en voie de développement et des pays en transition.

Cependant, la mise en œuvre de transferts compensatoires peut être coûteuse, à ce titre il est possible de les qualifier d'*imparfaits*. L'idée est la suivante : il peut se produire des pertes dans les transferts entre les pays ce qui signifie que le montant versé est supérieur au montant reçu. L'imperfection des transferts peut d'abord être justifiée par l'existence de coûts administratifs aux échanges de transferts entre les pays. Il peut être coûteux, d'un point de vue administratif, au pays donateur de collecter les transferts au niveau national pour ensuite les verser au pays bénéficiaire. L'autre argument peut être l'existence d'un autre type de coût : il peut être coûteux, en termes politiques, pour le gouvernement du pays donateur de convaincre électeurs et lobbies nationaux de réaliser des paiements de transferts internationaux. Dans ce chapitre, nous analysons les conséquences de l'éventualité de transferts imparfaits sur l'issue des négociations.

Le cadre adopté dans ce chapitre s'applique également au problème de pollution

des mers et rivières internationales. L'exemple de la rivière Colorado⁴ illustre un conflit transfrontalier entre les États-Unis et le Mexique. Les États-Unis étaient responsables du problème de salinité de cette rivière, et à la suite de la plainte du Mexique, ont accepté d'entreprendre une mesure coûteuse, la construction d'une usine de désalinisation en Arizona. Ce conflit a conduit à la signature de l'Accord de 1973 (*"Minute 242 of the International Water and Boundary Commission"*).

Comme l'illustre cet exemple, le coût fixe de l'investissement dans la protection environnementale internationale peut constituer un facteur important de coopération entre les pays. Autrement dit, le niveau des coûts fixes peut affecter les gains tirés de la coopération associés à des AEI. Il est possible de justifier l'existence de coûts fixes en pratique. Par exemple, une entreprise polluante dans un pays peut décider d'installer une usine spécifique pour le traitement de sa pollution. La construction d'une telle usine représente un coût fixe pour l'entreprise. Si le niveau du coût fixe est élevé, il peut être rationnel, pour des pays similaires, que l'un des pays fasse l'investissement et donc paye le coût fixe, et que l'autre le compense par des transferts financiers. Dans ce chapitre, nous construisons un modèle qui analyse les conséquences de la présence de coûts fixes.

L'absence d'autorité supranationale pour réguler les problèmes de pollution internationale et le fait que les pays soient souverains nous conduisent à utiliser un jeu de négociation entre deux pays. Le problème de négociation est modélisé comme un jeu à une seule étape dans lequel des pays négocient de façon coopérative les niveaux des normes et des transferts⁵. Comme nous considérons un jeu à une seule étape, nous n'étudions pas le problème de respect des dispositions de l'accord une fois celles-ci négociées. Prendre en compte cet aspect important des AEI est possible, dans un cadre de jeux répétés par l'utilisation de stratégies de punitions⁶. Mais ce qui nous importe ici

⁴La discussion sur la rivière Colorado est reprise de Maler (1990).

⁵Pour la simplicité du modèle, nous considérons seulement les décisions des gouvernements dans les négociations et excluons l'influence des lobbies nationaux.

⁶On peut imaginer dans un cadre dynamique que si un pays constate un non-respect de l'accord,

est le résultat des négociations. Nous supposons qu'il existe un comportement coopératif de la part des pays en ce sens qu'ils pourraient souhaiter améliorer leur niveau de bien-être par un processus de négociation. Nous adoptons alors un concept de la théorie des jeux coopératifs⁷ : la *solution de Nash* (1950). Cette solution satisfait certains des axiomes utilisés en théorie "du choix social", le plus important étant l'efficacité au sens de Pareto⁸. La solution de la négociation peut être définie de façon axiomatique en déterminant la frontière de Pareto et le point de menace (ou le point de désaccord), ce dernier étant la situation sans coopération⁹. De façon plus générale, le résultat des négociations va dépendre des pouvoirs de négociation relatifs des pays (Jéhiel (1997)).

Pour Harstad (2005), la justification traditionnelle de la norme uniforme est l'existence d'asymétrie d'information entre différents agents. Comme les bénéfices et les coûts de dépollution des pays sont généralement imparfaitement connus par les autres pays engagés dans une négociation internationale, il peut être préférable en termes de bien-être de négocier une norme moyenne (uniforme) que différenciée.

Par exemple, Heyes et Simons (2003) comparent l'efficacité de la norme uniforme et des normes spécifiques à chaque firme dans le cadre d'un problème de pollution domestique. Ils défendent l'idée que contraindre la régulation à la moyenne des caractéristiques de la population peut atténuer en partie l'effet de cliquet ("*ratchet effect*")¹⁰. Ils montrent que si le régulateur a la possibilité de différencier les normes mais ne l'uti-

il a toujours la menace de se placer à son point de menace.

⁷Il existe un nombre important de travaux étudiant les problèmes environnementaux dans le cadre des négociations "coopératives", selon la solution de Nash : voir entre autres Amacher et Malik (1996), Eckert (2003) et Kampas et White (2003). Toutefois, il existe une voie alternative pour modéliser les négociations dans le cadre de la théorie des jeux non-coopératifs. Dans ce cadre, la durée des négociations peut être prise en compte *via* l'utilisation du jeu de négociations d'offres alternées (Rubinstein (1982)). Voir le chapitre introductif (note de bas de page 22) pour les références des articles qui utilisent cet outil pour modéliser les problèmes environnementaux.

⁸La solution de Nash satisfait les axiomes suivants : l'optimalité au sens de Pareto, l'indépendance des alternatives non-pertinentes et la symétrie (Osborne et Rubinstein (1994), p.307.)

⁹Une introduction aux jeux de négociation à la Nash peut être trouvée dans Harsanyi (1977).

¹⁰Ce dernier repose sur l'asymétrie d'information du type sélection adverse. La partie non-informée offre à la partie informée des contrats plus "exigeants" si elle apprend que sa productivité ou sa valorisation sont plus élevées. Cela est valable dans le cadre des contrats de court terme (Bolton et Dewatripont (2005), p.368).

lise pas, cette alternative doit être supprimée car elle est toujours nuisible pour le bien-être. Dans le chapitre introductif, nous avons évoqué les différents arguments de la littérature justifiant l'utilisation fréquente de la norme uniforme.

Le but de ce chapitre est de fournir un argument alternatif qui explique pourquoi des pays signent des AEI avec des normes uniformes sans supposer d'asymétrie d'information et en restreignant l'ensemble de variables de négociation aux seuls normes et transferts compensatoires (pas de commerce international, ni de négociations liées). Comme les normes différenciées respectent les caractéristiques hétérogènes des pays, nous pourrions penser que les accords de norme uniforme doivent concerner des pays similaires ou des pays ayant des caractéristiques imparfaitement observables.

La **première partie du chapitre** montre que des accords de norme uniforme avec transferts peuvent dominer au sens de Pareto les accords de normes différenciées sans transfert même en présence de **pays hétérogènes**. L'explication de ce résultat provient de l'existence de transferts compensatoires, mêmes imparfaits. Des transferts faiblement imparfaits contribuent à compenser le coût de dépollution additionnel du pays peu soucieux de l'environnement car le niveau de dépollution est supérieur dans le cadre d'un accord de norme uniforme. Ceci montre que la norme uniforme n'est pas réservée aux pays identiques. Par ailleurs, deux pays identiques peuvent ne pas signer un accord uniforme. C'est précisément l'objet de la seconde partie de ce chapitre que d'illustrer cette idée à l'aide d'un exemple. En effet, cette partie démontre la proposition suivante : des **pays strictement identiques** peuvent trouver intérêt à réduire différemment leurs émissions. L'explication de ce résultat trouve son origine dans l'hypothèse de coûts fixes dans la technologie de dépollution. En effet, l'introduction de coûts fixes implique une non-convexité locale de la fonction de coût de dépollution. Des pays identiques peuvent gagner collectivement en signant un accord de normes différenciées afin de profiter des rendements d'échelle dans la dépollution. En revanche, un des pays dépollue pour les deux, et donc paie le coût fixe de l'investissement. En contrepartie, il est compensé

pour cet effort par des transferts monétaires. Nous montrons que le niveau des coûts fixes doit être suffisamment élevé dans ce cas.

Ce chapitre comporte quatre sections. La section 2.2 présente le modèle sans coût fixe dans lequel deux pays hétérogènes entreprennent chacun des activités de dépollution. La comparaison d'efficacité concerne principalement deux accords de second rang : un accord de norme uniforme avec transferts (**UT**) et un accord de normes différenciées sans transfert (**D**). Dans cette section, il s'agit d'abord d'analyser le bien-être global et ensuite le bien-être individuel des pays dans chacun des accords. Enfin, les parts du surplus total des pays découlant du type d'accord négocié sont évaluées et discutées. La section 2.3 considère un modèle avec des coûts fixes dans la technologie de dépollution en présence de pays identiques. Dans cette section, nous étudions d'abord le cas d'*action réciproque* où des pays identiques réalisent le même effort de dépollution et paient chacun le coût fixe de l'investissement de la technologie de dépollution. Comme les pays sont identiques, il n'y a pas de besoin de transferts compensatoires entre les pays : on considère donc un accord de norme uniforme sans transfert (**U**). Nous étudions ensuite le cas d'*action unilatérale* où l'un des pays dépollue pour les deux et paie le coût fixe de l'investissement, et l'autre le compense par des transferts financiers : c'est un accord de normes différenciées avec transferts (**DT**). Enfin, la section 2.4 conclut.

2.2 Pays Asymétriques : Absence de Coût Fixe

2.2.1 Cadre du Modèle

Nous considérons un problème de pollution transfrontalière entre deux pays $i = 1, 2$. Cela signifie que les émissions d'un pays affectent négativement le bien-être¹¹ de l'autre pays (existence d'externalités). Nous prenons en compte une situation dans

¹¹Le bien-être individuel représente dans notre modèle le niveau d'utilité de chacun des pays, qui peut s'écrire soit comme la somme des bénéfices retirés de la dépollution globale et de la consommation d'un bien privé, soit comme la somme des bénéfices retirés de la dépollution globale et des dotations initiales exogènes nets des coûts de dépollution.

laquelle deux pays coopèrent pour le bien-être des deux afin d'atténuer ce problème de pollution transfrontalière. La coopération se manifeste à travers des négociations internationales entre les pays. Les pays sont hétérogènes en termes de bénéfices retirés de la dépollution globale ou de dommages liés à la pollution globale et en termes de coûts de dépollution.

L'objectif de chaque pays est de maximiser sa fonction d'utilité sous sa contrainte budgétaire. Le programme pour le pays $i = 1, 2$ s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned} \underset{a_i}{Max} NB_i &= \underset{a_i}{Max} [B_i(a_1 + a_2) + c_i] \\ \Omega_i &\geq c_i + C_i(a_i) \end{aligned} \tag{2.1}$$

où NB_i représente la fonction d'utilité du pays $i = 1, 2$, $B_i(a_1 + a_2)$ représente les bénéfices retirés de la dépollution globale, $A = a_1 + a_2$, par le pays i , c_i représente la consommation d'un bien privé. Ω_i désigne les dotations initiales exogènes du pays i qui sont utilisées pour la consommation d'un bien privé c_i et pour les coûts de dépollution $C_i(a_i)$. Cette structure de l'économie peut être assimilée à une entreprise dans chaque pays qui produit avec une technologie de production et dispose aussi d'une technologie de dépollution¹².

La dépollution globale ($A = a_1 + a_2$) est formée des efforts de dépollution des pays 1 et 2 respectivement, $a_1 = \bar{E}_1 \times \beta_1$ et $a_2 = \bar{E}_2 \times \beta_2$. Les variables $\bar{E}_1$ et $\bar{E}_2$ désignent respectivement les niveaux d'émissions des pays 1 et 2 à une année de référence. Souvent le choix de l'année de référence ("*base year*") fait sujet de discussion entre les pays dans les AEI. Par exemple, l'année 1986 a été choisie, après de longues discussions comme année de référence aux réductions d'émissions de CFC dans le Protocole de Montréal (1987)¹³. Dans les chapitres II et III de cette thèse, nous supposons d'abord que ces

¹² Ω_i peut être considéré comme une dotation initiale en travail qui joue le rôle de numéraire. La production de bien se réalise alors avec une technologie de 1 pour 1.

¹³La position des États-Unis avec d'autres pays participants avait été le choix de l'année 1986 comme

niveaux sont donnés de façon exogène car ils sont déterminés souvent sur la base de preuves scientifiques dans les AEI. Nous écartons donc toute négociation entre les pays sur le choix de l'année de référence. Ensuite, nous supposons que les niveaux d'émissions des pays à une année de référence sont égaux et sont normalisés à 1, $\bar{E}_1 = \bar{E}_2 = 1$. Cette hypothèse nous permet de nous focaliser sur deux sources d'hétérogénéité entre les pays, indépendamment de leur taille. Nous pouvons justifier cette égalité de la manière suivante. Comme les pays n'ont pas entrepris d'activités de dépollution avant la signature de l'accord, ce qui constitue la source du problème de pollution, leur niveau d'émissions dans le passé peut être déterminé uniquement par leur taille respective, et non pas par leur sensibilité à la pollution globale ou leur coût de dépollution. On suppose que les pays sont de même taille, ce qui peut conduire à ce que les deux pays aient des niveaux d'émissions identiques pour l'année de référence dans le passé.

Les variables β_1 et β_2 , avec $\beta_1 \leq 1$, $\beta_2 \leq 1$, désignent respectivement les taux différenciés de réduction des émissions des pays 1 et 2. Dans le Protocole de Kyoto (1997), l'accord de partage des efforts de réduction des émissions dans l'Union Européenne implique des taux différenciés. Par exemple, les pays suivants doivent réduire leurs émissions de 1990 de différents pourcentages : Autriche (-13%), France (0%), Grèce (+25%).

Dans la fonction de bénéfices retirés de la dépollution globale $B_i(a_1 + a_2)$ pour le pays $i = 1, 2$, les efforts de dépollution d'un pays bénéficient à l'autre car il s'agit d'un problème de pollution transfrontalière. Cette fonction prend en compte le consentement à payer des pays pour un environnement global plus propre. Elle décrit également les dommages subis par un pays à cause de la pollution globale. Cette fonction est

année de référence, ce qui correspondait à l'année précédant l'aboutissement anticipé des négociations. Afin d'augmenter son pouvoir de négociation, la Commission Européenne a refusé cette proposition. En outre, la Russie insistait sur l'année 1990 car elle avait déjà établi un plan quinquennal pour étendre sa production de CFC, la fin prévue pour 1990. Comme Benedick (1991) le souligne, par l'effet de chance qui semble jouer un rôle dans les négociations, les pays se sont mis d'accord sur 1986, avec l'acceptation de l'article 2 du Protocole, qui a permis de prendre en compte la situation de la Russie (p.83).

supposée croissante et concave, c'est-à-dire $B'(\cdot) > 0$ et $B''(\cdot) < 0$. Les bénéfices retirés de la dépollution globale sont croissants en fonction de la dépollution globale mais les bénéfices marginaux sont décroissants lorsque le niveau de la dépollution globale augmente.

Les coûts de dépollution du pays $i = 1, 2$ sont représentés par la fonction $C_i(a_i)$ supposée croissante et convexe, i.e. $C'_i(a_i) > 0$ et $C''_i(a_i) > 0$. L'argument de cette fonction dépend de l'effort de dépollution individuel de chacun des pays, a_i . Nous excluons donc toute possibilité de transferts ou de retombées technologiques entre les deux pays. Nous supposons que le coût de dépollution est nul lorsqu'il n'existe pas de dépollution, i.e. $C_i(0) = 0$ pour $i = 1, 2$.

Afin de prendre en compte l'hétérogénéité entre les pays en termes d'exposition à la pollution globale, nous écrivons les fonctions de bénéfice respectivement pour les pays 1 et 2 de la façon suivante : $B(a_1 + a_2)$ et $\alpha B(a_1 + a_2)$ où α est une constante positive plus petite ou égale à 1. Par ailleurs, nous proposons de modéliser l'hétérogénéité des pays en termes de coûts de dépollution de la façon suivante : $C(a_1)$ pour le pays 1 et $\delta C(a_2)$ pour le pays 2 où δ représente une constante positive. Nous ne faisons pas d'hypothèse sur la valeur du paramètre δ .

L'objet de cette section est de comparer les accords de norme uniforme avec transferts et de normes différenciées sans transfert en termes de bien-être global et, également au sens de Pareto. Cependant, avant de commencer à analyser le résultat des négociations, nous allons étudier le point de menace des négociations qui représente la situation dans laquelle les pays ne coopèrent pas.

2.2.2 Le jeu non coopératif des pays

Nous supposons que les pays utilisent des stratégies d'équilibre de Nash quand ils préfèrent ne pas coopérer pour atténuer le problème de pollution transfrontalière.

Lemme 1 *Les niveaux de dépollution des pays 1 et 2 sont définis respectivement par le système 2.2 :*

$$\begin{cases} B'(A) = C'(a_1) \\ \alpha B'(A) = \delta C'(a_2) \end{cases} \quad (2.2)$$

Ces conditions traduisent l'égalité des bénéfices marginaux individuels retirés de la dépollution globale aux coûts marginaux individuels de dépollution. En effet, quand un pays dépollue, il ne prend pas en compte les effets positifs de son action sur le bien-être de l'autre pays, c'est-à-dire, il n'internalise pas les externalités. C'est la raison pour laquelle ces programmes n'aboutissent pas à la condition caractérisant la solution de premier rang. Cette condition nous donnerait l'égalité des bénéfices marginaux totaux retirés de la dépollution globale aux coûts marginaux individuels de dépollution.

Preuve. L'objectif du pays 1 est de maximiser sa fonction d'utilité sous sa contrainte budgétaire, en prenant comme donné le niveau de dépollution du pays 2, a_2 . Cela revient à maximiser par rapport à son propre niveau de dépollution la fonction suivante :

$$\underset{a_1}{Max} [B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - C(a_1)] \quad (2.3)$$

La condition du premier ordre de ce programme s'écrit : $B'(A) = C'(a_1)$ car Ω_1 est exogène.

De façon similaire, la condition du premier ordre du programme pour le pays 2 est la suivante : $\alpha B'(A) = \delta C'(a_2)$. ■

La solution du système 2.2 nous donne respectivement les niveaux de dépollution des pays 1 et 2, ainsi que le niveau de dépollution total à l'équilibre de Nash, $\hat{a}_1$, $\hat{a}_2$, $\hat{A}$. Nous pouvons alors déterminer les niveaux de bien-être de chacun des pays au point de menace des négociations :

$$\hat{NB}_1 = B(\hat{A}) + \Omega_1 - C(\hat{a}_1) \quad (2.4)$$

$$\hat{NB}_2 = \alpha B(\hat{A}) + \Omega_2 - \delta C(\hat{a}_2) \quad (2.5)$$

Nous allons maintenant comparer l'efficacité de deux accords de second rang : accords de norme uniforme avec transferts (UT) et de normes différenciées sans transfert (D).

2.2.3 La coopération : accord de norme uniforme avec transferts et accord de normes différenciées sans transfert

Notre objectif dans cette partie du chapitre est de comparer du point de vue du bien-être deux accords de second rang (UT et D). D'un côté, l'accord "UT" intègre la contrainte d'uniformité des normes de dépollution pour des pays hétérogènes et inclut un mécanisme de transferts compensatoires. De tels accords existent comme par exemple, la Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants (POP) signée en 2001 qui oblige tous les pays signataires à éliminer la production et les usages récents intentionnels de POP. En outre, un mécanisme d'assistance financière est prévu dans les dispositions de la convention pour permettre la participation des pays en voie de développement et des pays en transition¹⁴. De l'autre côté, l'accord "D" permet de prendre en compte l'hétérogénéité des pays à l'aide de taux différenciés de réduction des émissions, mais n'incorpore pas de schéma de transferts compensatoires. Comme nous l'avons déjà mentionné, le Protocole de Kyoto sur le Changement Climatique implique des normes différenciées pour différents blocs de pays, mais ne spécifie pas de schéma de transferts compensatoires explicites¹⁵. Mais, comme le soulignent Chander et al. (2002, p.113) et Barrett (2003, p. 361), le marché de permis d'émissions et le mécanisme de développement propre constituent des alternatives aux transferts permettant d'obtenir des résultats semblables via une attribution appropriée des droits initiaux.

La question légitime est de connaître pourquoi nous nous intéressons à ces deux accords spécifiques. En effet, nous excluons de notre analyse de pays hétérogènes les accords de normes différenciées avec transferts (DT) et de norme uniforme sans trans-

¹⁴Source : <http://www.epa.gov/oppfead1/international/pops.htm>

¹⁵Ceci est également mentionné dans Chander et Tulkens (2006, p.11, note de bas de page 12).

fert (U). Il est clair que les accords ayant un ensemble de variables de négociation plus riche vont dominer en termes de bien-être global et individuel tous les autres accords sous les hypothèses de concavité de la fonction de bénéfice et de convexité de la fonction de coût¹⁶. Nous avons donc toujours la supériorité en termes parétiens de l'accord DT sur D, de l'accord UT sur U, de l'accord D sur U, de l'accord DT sur UT et enfin de l'accord DT sur U. Il reste donc à effectuer comme analyse de bien-être la comparaison des accords de second rang que sont les accords UT et D.

Dans ce qui suit, nous allons d'abord analyser la solution de Nash pour l'accord de norme uniforme avec transferts.

Accord de norme uniforme avec transferts

La solution de Nash s'écrit comme suit dans ce cas¹⁷ :

$$Max_{\bar{a}, t} \left[\begin{array}{l} \left[B(2\bar{a}) + \Omega_1 - C(\bar{a}) - (1 + \lambda)t - \hat{N}B_1 \right]^\gamma \\ \times \left[\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta C(\bar{a}) + t - \hat{N}B_2 \right]^{1-\gamma} \end{array} \right] \quad (2.6)$$

La norme uniforme $\bar{a}$ et les transferts t constituent les variables de négociation dans cet accord. Le premier terme représente les gains retirés de la coopération (par rapport au bien-être au point de menace) par le pays 1 et le deuxième représente ceux du pays 2. Les pays ont, par définition, des pouvoirs de négociation hétérogènes représentés par le paramètre γ pour le pays 1 et $(1 - \gamma)$ pour le pays 2, où γ est un paramètre positif $0 < \gamma < 1$. Lorsque le paramètre γ augmente, le poids de l'utilité du pays 1 dans la

¹⁶Comme nous allons le voir dans la section suivante avec des pays identiques, l'introduction des coûts fixes qui conduit à une non-convexité locale de la fonction de coût de dépollution amène à d'autres résultats en termes de bien-être.

¹⁷Les contraintes budgétaires des pays 1 et 2 s'écrivent respectivement :

$$\Omega_1 = C(\bar{a}) + c_1 + (1 + \lambda)t$$

$$\Omega_2 = \delta C(\bar{a}) + c_2 - t$$

La différence des contraintes budgétaires par rapport à celles à l'équilibre de Nash provient de l'existence de transferts t . En effet, le pays 1 verse des transferts $(1 + \lambda)t$ au pays 2, où $\lambda \geq 0$ mesure le degré d'imperfection des transferts, et le pays 2 reçoit les transferts de montant t .

négociation augmente, et vice versa. Cette solution de Nash est unique pour chaque paire de pouvoirs de négociation des deux pays.

Nous supposons que les paiements de transferts¹⁸ sont imparfaits en ce sens que pour payer au pays 2 le transfert de montant t , le coût supporté par le pays 1 est $(1 + \lambda)t$, avec $\lambda > 0$. Le paramètre λ mesure donc l'imperfection des transferts entre les pays. Le cas $\lambda = 0$ représente le cas d'absence de perte dans les transferts (ou transferts parfaits). L'idée des transferts imparfaits est similaire au coût marginal des fonds publics en économie publique, c'est-à-dire le coût social de prélever une unité de ressources monétaires¹⁹. Le paramètre λ peut être interprété aussi comme un coût politique. Nous considérons le cas où les transferts sont positifs $t \geq 0$ ²⁰, c'est-à-dire où le pays 1 verse des transferts au pays 2²¹. Ceci correspond au cas où le pays 2 dispose de peu de dotations initiales (Ω_2 petit) et/ou retire moins de bénéfices de la dépollution globale ($\alpha < 1$) que le pays 1.

Si l'on note V la fonction objectif de la solution de Nash, la condition du premier ordre par rapport à la norme uniforme $\bar{a}$ s'écrit :

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial \bar{a}} = 0 &\iff \frac{\gamma \left[2B'(\bar{a}) - C'(\bar{a}) \right]}{\left[B(2\bar{a}) + \Omega_1 - C(\bar{a}) - (1 + \lambda)t - \hat{N}B_1 \right]} \\ &= \frac{(\gamma - 1) \left[2\alpha B'(\bar{a}) - \delta C'(\bar{a}) \right]}{\left[\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta C(\bar{a}) + t - \hat{N}B_2 \right]} \end{aligned} \quad (2.7)$$

La condition du premier ordre par rapport aux transferts t s'écrit :

¹⁸ "L'introduction des transferts monétaires requiert une hypothèse : l'utilité de chacun des joueurs de la monnaie doit être linéaire. Autrement dit, l'utilité marginale de la monnaie doit être constante" (reprise de Barrett (2003)).

¹⁹ Le coût marginal des fonds publics correspond à une perte sèche ("*deadweight loss*") car les gouvernements se procurent des revenus par l'intermédiaire de taxes distorsives.

²⁰ Voir l'annexe A1 pour la preuve concernant la positivité des transferts dans le cas $\alpha \approx 0$ et $\delta < 1$ avec une fonction de coût linéaire.

²¹ En fait, nous ajoutons une contrainte sur les paramètres pour ne considérer que des cas de transferts strictement positifs du pays 1 au pays 2, ce qui simplifie l'analyse, car lorsque les transferts sont nuls la frontière de Pareto est discontinue.

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial t} = 0 &\iff \frac{\gamma [-(1 + \lambda)]}{\left[B(2\bar{a}) + \Omega_1 - C(\bar{a}) - (1 + \lambda)t - \hat{N}B_1 \right]} \\ &= \frac{(\gamma - 1)}{\left[\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta C(\bar{a}) + t - \hat{N}B_2 \right]} \end{aligned} \quad (2.8)$$

Ces conditions du premier ordre nous fournissent le niveau de la norme uniforme $\bar{a}$ et des transferts t dans l'accord de norme uniforme avec transferts. Les niveaux de bien-être des pays 1 et 2 respectivement découlent en conséquence :

$$NB_{1UT} = B(2\bar{a}) + \Omega_1 - C(\bar{a}) - (1 + \lambda)t \quad (2.9)$$

$$NB_{2UT} = \alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta C(\bar{a}) + t \quad (2.10)$$

Nous allons maintenant passer à l'analyse de la solution de Nash pour l'accord de normes différenciées sans transfert.

Accord de normes différenciées sans transfert

La solution de Nash s'écrit comme suit²² :

$$Max_{a_1, a_2} \left[\begin{aligned} &\left[B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - C(a_1) - \hat{N}B_1 \right]^\gamma \\ &\times \left[\alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta C(a_2) - \hat{N}B_2 \right]^{1-\gamma} \end{aligned} \right] \quad (2.11)$$

Les normes différenciées des deux pays a_1 et a_2 constituent maintenant les variables de négociation dans cet accord. Par rapport à l'accord précédent, les normes ne sont plus contraintes à l'uniformité entre les deux pays, en revanche les transferts compensatoires sont absents.

²²Dans ce cas, les contraintes budgétaires des pays 1 et 2 s'écrivent respectivement :

$\Omega_1 = C(a_1) + c_1$
 $\Omega_2 = \delta C(a_2) + c_2$

Si l'on note V la fonction objectif de la solution de Nash, la condition du premier ordre par rapport à la norme différenciée du pays 1, a_1 s'écrit :

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial a_1} = 0 &\iff \frac{\gamma [B'(a_1 + a_2) - C'(a_1)]}{\left[B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - C(a_1) - \hat{N}B_1 \right]} \\ &= \frac{(\gamma - 1) [\alpha B'(a_1 + a_2)]}{\left[\alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta C(a_2) - \hat{N}B_2 \right]} \end{aligned} \quad (2.12)$$

La condition du premier ordre par rapport à la norme différenciée du pays 2, a_2 s'écrit :

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial a_2} = 0 &\iff \frac{\gamma [B'(a_1 + a_2)]}{\left[B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - C(a_1) - \hat{N}B_1 \right]} \\ &= \frac{(\gamma - 1) [\alpha B'(a_1 + a_2) - \delta C'(a_2)]}{\left[\alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta C(a_2) - \hat{N}B_2 \right]} \end{aligned} \quad (2.13)$$

Ces conditions du premier ordre nous fournissent les niveaux des normes différenciées a_1 et a_2 dans l'accord de normes différenciées sans transfert. Les niveaux de bien-être des pays 1 et 2 respectivement en découlent :

$$NB_{1D} = B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - C(a_1) \quad (2.14)$$

$$NB_{2D} = \alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta C(a_2) \quad (2.15)$$

Dans la suite, nous allons d'abord comparer la valeur de la fonction de bien-être social²³ (ou fonction de la solution de Nash) dans chacun des accords de norme uniforme

²³Pour une justification de V comme une fonction de bien-être social, voir Mas-Colell et al. (1995, p. 825-846).

avec transferts et de normes différenciées sans transfert. Ceci nous permet de déterminer le bien-être collectif des pays suite à l'adoption d'un certain type d'accord.

Nous allons ensuite comparer le bien-être individuel des pays dans chacun des AEI. Plus spécifiquement, nous fournissons les conditions suffisantes sous lesquelles un type d'accord domine au sens de Pareto l'autre. Afin d'assurer la positivité des transferts, nous posons quelques hypothèses additionnelles : le pays bénéficiaire des transferts est peu sensible à la dépollution globale (ou à la pollution globale) et il est relativement pauvre pour accepter les transferts. Pour effectuer cette analyse, nous utilisons dans un premier temps le concept de frontière de Pareto sous l'hypothèse de coût de dépollution linéaire. Dans un second temps, nous nous servons des conditions du premier ordre des deux programmes sous l'hypothèse de coût de dépollution non linéaire.

Comparaison des niveaux de bien-être collectifs

Dans ce paragraphe, nous allons tout d'abord fournir des conditions sous lesquelles l'accord de normes différenciées sans transfert dominerait en termes de bien-être total l'accord de norme uniforme avec transferts. Pour cela, nous sélectionnons d'abord des valeurs particulières des variables a_1 et a_2 pour lesquelles la valeur de la fonction de bien-être social $V(a_1, a_2, t = 0)$ est supérieure au maximum atteignable par la même fonction de bien-être social dans l'accord de norme uniforme avec transferts $\bar{V}^*(\bar{a}^*, t^*)$. Sous ces conditions, nous pourrions déduire que le maximum atteignable par la fonction de bien-être social dans l'accord de normes différenciées sans transfert est supérieur à celui atteint dans l'accord de norme uniforme avec transferts.

Nous allons maintenant présenter la sélection des valeurs particulières des variables a_1 et a_2 .

Définition 1 *Soient t^* et $\bar{a}^*$ les niveaux optimaux des transferts et de la norme uniforme dans l'accord de norme uniforme avec transferts. Nous définissons a_1 et a_2 tels que :*

- 1) $a_1 + a_2 = 2\bar{a}^*$
- 2) $C(a_1) = C(\bar{a}^*) + (1 + \lambda)t^*$ avec $t^* > 0$.

Nous supposons que $a_1 \leq 1$, $a_2 \geq 0$ et $t^* > 0$: **Condition C1**.

De telles conditions impliquent des contraintes sur $\bar{a}^*$ et t^* . Il est cependant possible d'émettre des hypothèses portant sur les paramètres fondamentaux et non contradictoires avec la suite qui permettent de vérifier ces conditions. Nous en fournissons un exemple dans les annexes A1 et A2. Pour des raisons de clarté d'exposition, nous préférons cette présentation plus générale.

Nous pouvons nous attendre à ce que les transferts optimaux t^* s'annulent lorsque les pays sont identiques, i.e. $\alpha = \delta = 1$. Dans ce cas, nous obtenons naturellement l'égalité des normes optimales dans les accords de norme uniforme avec transferts et de normes différenciées sans transfert $\bar{a}^* = a_1^* = a_2^*$, ce qui implique l'équivalence des niveaux de bien-être collectif dans ces deux accords.

La première condition de la définition implique que la norme uniforme optimale est la moyenne des niveaux spécifiques de normes différenciées. La seconde condition nous donne $a_1 > \bar{a}^*$ par la monotonie de la fonction de coût convexe.

Nous posons la condition principale suivante :

$$\textbf{Condition C2 : } \delta(1 + \lambda) \left[C(\bar{a}^*) - C(a_2) \right] > \left[C(a_1) - C(\bar{a}^*) \right]$$

La proposition 1 fournit les conditions suffisantes pour la supériorité de l'accord de normes différenciées sans transfert, en termes de bien-être collectif, sur l'accord de norme uniforme avec transferts.

Proposition 1 *Si les conditions C1 et C2 sont vérifiées, alors l'accord de normes différenciées sans transfert domine en termes de bien-être collectif l'accord de norme uniforme avec transferts.*

La condition centrale de cette proposition, la condition **C2**, signifie que le coût des transferts, mesuré par le paramètre λ , doit être suffisamment élevé. Conformément à

l'intuition, des pays préfèrent collectivement un accord de normes différenciées sans transfert, par rapport à l'accord de norme uniforme avec transferts, lorsque le coût des transferts est suffisamment élevé par rapport au surcoût du pays 1 d'adopter une norme différenciée $\left[C(a_1) - C(\bar{a}^*) \right]$. Ce coût additionnel doit être comparé à la baisse de coût du pays 2 d'adopter une norme différenciée $\delta \left[C(\bar{a}^*) - C(a_2) \right]$.

Preuve. Le maximum atteignable de valeur de la fonction de bien-être social dans l'accord de norme uniforme avec transferts s'écrit :

$$\bar{V}^* = \left[B(2\bar{a}^*) - C(\bar{a}^*) - (1 + \lambda)t^* - N\hat{B}_1 \right]^\gamma \times \left[\alpha B(2\bar{a}^*) - \delta C(\bar{a}^*) + t^* - N\hat{B}_2 \right]^{1-\gamma} \quad (2.16)$$

Cette fonction peut s'écrire comme suit si le paramètre α est strictement positif :

$$\frac{\bar{V}^*}{\alpha^{1-\gamma}} = \left[B(2\bar{a}^*) - C(\bar{a}^*) - (1 + \lambda)t^* - N\hat{B}_1 \right]^\gamma \times \left[B(2\bar{a}^*) - \frac{\delta}{\alpha} C(\bar{a}^*) + \frac{t^*}{\alpha} - \frac{N\hat{B}_2}{\alpha} \right]^{1-\gamma} \quad (2.17)$$

Nous écrivons maintenant la fonction de bien-être social associée aux niveaux spécifiques de normes différenciées :

$$\frac{V(a_1, a_2)}{\alpha^{1-\gamma}} = \left[B(a_1 + a_2) - C(a_1) - N\hat{B}_1 \right]^\gamma \times \left[B(a_1 + a_2) - \frac{\delta}{\alpha} C(a_2) - \frac{N\hat{B}_2}{\alpha} \right]^{1-\gamma} \quad (2.18)$$

Nous notons que les premiers termes entre les crochets dans les équations 2.17 et 2.18 sont identiques par la définition 1. La condition de supériorité de la fonction de bien-être social avec des normes différenciées sur celle avec de la norme uniforme

devient alors :

$$\left[B(a_1 + a_2) - \frac{\delta}{\alpha} C(a_2) - \frac{N \hat{B}_2}{\alpha} \right]^{1-\gamma} > \left[B(2\bar{a}^*) - \frac{\delta}{\alpha} C(\bar{a}^*) + \frac{t^*}{\alpha} - \frac{N \hat{B}_2}{\alpha} \right]^{1-\gamma} \quad (2.19)$$

$$\iff [-\delta C(a_2)] > [-\delta C(\bar{a}^*) + t^*] \quad (2.20)$$

car $B(a_1 + a_2) = B(2\bar{a}^*)$ par la définition 1, α et $(1 - \gamma)$ sont positifs.

Suivant la définition 1, nous avons $t^* = \frac{C(a_1) - C(\bar{a}^*)}{1 + \lambda}$. En introduisant l'expression des transferts dans l'équation 2.20, nous obtenons :

$$[-\delta C(a_2)] > \left[-\delta C(\bar{a}^*) + \frac{C(a_1) - C(\bar{a}^*)}{1 + \lambda} \right] \quad (2.21)$$

$$\iff \delta(1 + \lambda) [C(\bar{a}^*) - C(a_2)] > [C(a_1) - C(\bar{a}^*)] \quad (2.22)$$

À partir de la **condition C1** et de la première condition de la définition 1, nous avons $a_2 < \bar{a}^* < a_1$. Cela implique la positivité des expressions entre les crochets, c'est-à-dire $[C(\bar{a}^*) - C(a_2)] > 0$ et $[C(a_1) - C(\bar{a}^*)] > 0$. ■

Nous adoptons maintenant une démarche analogue à celle du paragraphe précédent. Elle se résume à fournir des conditions sous lesquelles l'accord de norme uniforme avec transferts dominerait en termes de bien-être total l'accord de normes différenciées sans transfert. Pour cela, nous sélectionnons, comme précédemment, des valeurs particulières des variables $\bar{a}$ et t pour lesquelles la valeur de la fonction de bien-être social $\bar{V}(\bar{a}, t)$ est supérieure au maximum atteignable par la même fonction de bien-être social dans l'accord de normes différenciées sans transfert $V^*(a_1^*, a_2^*)$. Sous ces conditions, nous pourrions déduire que le maximum atteignable par la fonction de bien-être social dans l'accord de norme uniforme avec transferts est supérieur à celui atteint dans

l'accord de normes différenciées sans transfert. On s'aperçoit alors que ces conditions sont symétriques à celles présentées dans le paragraphe précédent.

Nous sélectionnons des valeurs spécifiques de $\bar{a}$ et t .

Définition 2 *Soient a_1^* et a_2^* les niveaux optimaux des normes différenciées dans l'accord de normes différenciées sans transfert. Nous définissons $\bar{a}$ et t tels que :*

$$1) \bar{a} = \frac{a_1^* + a_2^*}{2}$$

$$2) C(\bar{a}) + (1 + \lambda)t = C(a_1^*)$$

Nous supposons que $a_1^* > a_2^*$: **Condition C3**.

Une telle condition est vérifiée dans un exemple présenté en annexe A3. Une fois encore, pour des raisons de clarté d'exposition, nous préférons cette présentation plus générale.

Nous posons la condition principale suivante :

$$\textbf{Condition C4} : \delta(1 + \lambda) \left[C(\bar{a}) - C(a_2^*) \right] < \left[C(a_1^*) - C(\bar{a}) \right]$$

La proposition 2 fournit les conditions suffisantes pour la supériorité de l'accord de norme uniforme avec transferts, en termes de bien-être collectif, sur l'accord de normes différenciées sans transfert.

Proposition 2 *Si les hypothèses C3 et C4 sont vérifiées, alors l'accord de norme uniforme avec transferts domine en termes de bien-être collectif l'accord de normes différenciées sans transfert.*

La condition centrale de cette proposition, la condition **C4**, signifie que le coût des transferts, mesuré par le paramètre λ , doit être suffisamment faible par rapport aux coûts de dépollution relatifs des pays dans l'accord de normes différenciées sans transfert, mesurés relativement aux coûts de dépollution des pays dans l'accord de norme uniforme avec transferts. Cette proposition, inverse de la proposition 1, indique que des pays préfèrent collectivement un accord de norme uniforme avec transferts, par

rapport à l'accord de normes différenciées sans transfert, dès que le coût des transferts est suffisamment faible.

Preuve. La condition de supériorité de la fonction de bien-être social associée à l'accord de norme uniforme avec transferts sur celle associée à l'accord de normes différenciées sans transfert $V^*(a_1^*, a_2^*)$ s'écrit :

$$\begin{aligned} \frac{\bar{V}(\bar{a}, t)}{\alpha^{1-\gamma}} &= \left[B(2\bar{a}) - C(\bar{a}) - (1 + \lambda)t - N\hat{B}_1 \right]^\gamma \times \quad (2.23) \\ \left[B(2\bar{a}) - \frac{\delta}{\alpha}C(\bar{a}) + \frac{t}{\alpha} - \frac{N\hat{B}_2}{\alpha} \right]^{1-\gamma} &> \\ \frac{V^*(a_1^*, a_2^*)}{\alpha^{1-\gamma}} &= \left[B(a_1^* + a_2^*) - C(a_1^*) - N\hat{B}_1 \right]^\gamma \times \\ &\quad \left[B(a_1^* + a_2^*) - \frac{\delta}{\alpha}C(a_2^*) - \frac{N\hat{B}_2}{\alpha} \right]^{1-\gamma} \end{aligned}$$

Nous notons que les premiers termes entre les crochets dans l'équation 2.23 sont identiques grâce à la définition 2. La condition de supériorité de la fonction de bien-être social avec de la norme uniforme sur celle avec des normes différenciées devient alors :

$$\left[-\delta C(\bar{a}) + t \right] > [-\delta C(a_2^*)] \quad (2.24)$$

Suivant la définition 2, nous avons $t = \frac{C(a_1^*) - C(\bar{a})}{(1+\lambda)}$. En introduisant l'expression des transferts dans l'équation 2.24, nous obtenons le résultat. La condition **C3** et la première condition de la définition 2 impliquent la positivité des termes entre les crochets, c'est-à-dire $[C(\bar{a}) - C(a_2^*)] > 0$ et $[C(a_1^*) - C(\bar{a})] > 0$. ■

Nous allons maintenant nous focaliser sur le cas de la fonction de *coût de dépollution linéaire* afin de simplifier la lecture des conditions de supériorité des accords entre eux (**Conditions C2 et C4**). En ce qui concerne la condition **C2**, la linéarité de la fonction de coût permet l'égalité des termes $[C(\bar{a}^*) - C(a_2)]$ et $[C(a_1) - C(\bar{a}^*)]$ car $\bar{a}^*$ est, par construction, la moyenne de a_1 et a_2 . De même, dans la condition **C4**, nous obtenons

l'égalité des termes $\left[C(\bar{a}) - C(a_2^*) \right]$ et $\left[C(a_1^*) - C(\bar{a}) \right]$, car $\bar{a}$ est la moyenne de a_1^* et a_2^* .

Proposition Principale 1 *Si la fonction de coût de dépollution est linéaire, l'accord de normes différenciées sans transfert domine en termes de bien-être total l'accord de norme uniforme avec transferts lorsque,*

$$\delta(1 + \lambda) > 1$$

tandis que l'accord de norme uniforme avec transferts domine en termes de bien-être total l'accord de normes différenciées sans transfert lorsque

$$\delta(1 + \lambda) < 1$$

Tout d'abord, nous notons que la comparaison d'efficacité en termes de bien-être total, dans le cas de la fonction de coût de dépollution linéaire, ne dépend pas des pouvoirs de négociation des pays γ , car dans les deux négociations les pays disposent du même pouvoir. Il faut rappeler que le paramètre α doit être inférieur ou égal à 1 afin d'assurer la positivité des transferts compensatoires, comme nous l'avons supposé au début. La dépendance du résultat par rapport au paramètre α et à la fonction de bénéfice B peut être effective à travers les conditions **C1** et **C3**.

La première condition de la proposition, $\delta(1 + \lambda) > 1$, implique que,

- lorsque les pays ont les mêmes coûts de dépollution ($\delta = 1$) et que les transferts sont imparfaits ($\lambda \neq 0$), alors l'accord D domine en termes de bien-être total l'accord UT. Ce résultat est attendu et est lié à l'imperfection des transferts dans l'accord UT.
- lorsque le pays 2 a des coûts de dépollution supérieurs à ceux du pays 1 ($\delta > 1$) et que les transferts sont parfaits ($\lambda = 0$), alors l'accord D domine en termes de bien-être total l'accord UT. Cela signifie que des transferts parfaits ne sont

pas en mesure de compenser en termes de bien-être le différentiel des coûts de dépollution entre les deux pays.

- lorsque le pays 2 a des coûts de dépollution supérieurs à ceux du pays 1 ($\delta > 1$) et que les transferts sont imparfaits ($\lambda \neq 0$), alors l'accord D domine en termes de bien-être total l'accord UT. L'imperfection des transferts dans ce cas renforce le résultat précédent.

Nos résultats montrent que la comparaison de l'efficacité, en termes de bien-être total, de l'accord de normes différenciées sans transfert et de l'accord de norme uniforme avec transferts se réduit au mécanisme suivant dans le cas d'une fonction de coût de dépollution linéaire. Il s'agit de comparer la perte de bien-être associé au coût des transferts (dans l'accord de norme uniforme avec transferts) avec les coûts de dépollution marginaux relatifs des deux pays (dans l'accord de normes différenciées sans transfert). Lorsque le coût du transfert, évalué en termes de coût de dépollution marginal (ici constant) du pays 2, est inférieur au coût marginal du pays 1, alors il est dans l'intérêt des deux pays de signer un accord de norme uniforme qui inclut un transfert et qui réduit les coûts.

Nous allons maintenant passer à l'analyse de bien-être individuel des pays découlant des accords de norme uniforme avec transferts et de normes différenciées sans transfert.

Comparaison des niveaux de bien-être individuels

Lorsque les pays signent un accord, ils s'entendent implicitement sur la fonction de bien-être social qui prend la forme de la solution de Nash. Ce programme conduit à des issues de négociations supérieures à celles obtenues à l'équilibre non coopératif. Toutefois, du point de vue d'un pays pris individuellement, le gain obtenu dans un accord donné peut être supérieur à celui obtenu dans un autre accord. Nous nous intéressons aux situations dans lesquelles les deux pays à la fois obtiendraient un gain

supérieur dans un accord donné plutôt que l'autre. Quelles sont les conditions pour qu'une telle situation se produise ? *A contrario*, nous nous focalisons à la fin de cette section sur des situations dans lesquelles il existe des conflits entre les deux pays sur la forme de l'accord : quelles sont les conditions sous lesquelles un pays gagne davantage dans un accord donné que dans un autre accord ? Cela pourrait expliquer la réticence de certains pays à signer un certain type d'accord, même si par ailleurs son utilité est supérieure à celle obtenue à l'équilibre non coopératif.

Plus spécifiquement, nous examinons le cas où les deux pays peuvent améliorer leur gain en signant un accord de norme uniforme avec transferts. Lorsque la fonction de coût de dépollution est linéaire, nous montrons que la condition $(1 + \lambda)\delta < 1$ joue un rôle crucial. L'interprétation est directe dans le cas de transferts positifs du pays 1 vers le pays 2. S'il est moins coûteux, en termes de coûts des transferts, de donner au pays 2 les incitations à dépolluer à moindre coût (δ est strictement inférieur à 1), alors les deux pays peuvent trouver intérêt à signer l'accord de norme uniforme avec transferts. Cela est valable lorsque le pays 2 tire de faibles bénéfices de la dépollution globale (α est suffisamment petit) et dispose de faibles dotations initiales (par exemple sa force de travail Ω_2 est faible). Nous allons adapter cette condition à un cadre plus général lorsque la fonction de coût de dépollution est non-linéaire. L'interprétation économique est similaire à celle du cas linéaire.

Nous procédons principalement en trois étapes. A l'**étape 1**, nous déterminons la forme analytique des frontières de Pareto dans les deux accords UT et D lorsque la fonction de coût est linéaire. Nous montrons que les deux frontières sont linéaires et identiques dans le cas $(1 + \lambda)\delta = 1$. A l'**étape 2**, nous classons au sens de Pareto ces deux accords au voisinage de $(1 + \lambda)\delta = 1$ quand $(1 + \lambda)\delta \leq 1$. L'**étape 3** consiste en la généralisation du résultat au cas d'une fonction de coût non-linéaire. Cette dernière étape est réalisée en utilisant les conditions du premier ordre des programmes de maximisation, et non en se basant sur le concept de frontière de Pareto.

Nous considérons le cas des transferts strictement positifs du pays 1 au pays 2²⁴. Comme nous allons le voir, cette condition contraint les paramètres α et Ω_2 à prendre des faibles valeurs.

Nous allons maintenant comparer l'efficacité en termes de bien-être individuel des accords UT et D dans le cas quasi-linéaire où la fonction de bénéfice de dépollution est concave et la fonction de coût de dépollution linéaire (étapes 1 et 2).

Etape 1 : Le cas quasi-linéaire

Notre objectif est de construire les frontières de Pareto dans les deux accords UT et D, puis de les comparer. Nous allons d'abord définir la frontière de Pareto dans l'accord de norme uniforme avec transferts.

La frontière de Pareto dans l'accord UT

L'optimalité au sens de Pareto découle du programme suivant :

$$\begin{aligned} \max_{\bar{a}} NB_1 = \max_{\bar{a}} & \left[B(2\bar{a}) + c_1 \right] \\ \text{s.c.} \quad & \begin{cases} \Omega = c_1 + (1 + \lambda)c_2 + C(\bar{a}) + (1 + \lambda)\delta C(\bar{a}) \\ NB_2 = \alpha B(2\bar{a}) + c_2 \geq \bar{NB}_2 \end{cases} \end{aligned} \quad (2.25)$$

où la première contrainte a été construite à partir des deux contraintes de ressources²⁵ : $\Omega = \Omega_1 + (1 + \lambda)\Omega_2$.

Si l'on introduit les deux contraintes dans la fonction d'utilité du pays 1, nous obtenons :

$$\max_{\bar{a}} NB_1 = \max_{\bar{a}} \left[B(2\bar{a}) + \Omega - (1 + \lambda)(\bar{NB}_2 - \alpha B(2\bar{a})) - C(\bar{a}) - (1 + \lambda)\delta C(\bar{a}) \right] \quad (2.26)$$

²⁴Ceci simplifie l'analyse car lorsque les transferts sont nuls, la frontière de Pareto n'est plus linéaire.

²⁵Nous rappelons les contraintes de ressources respectivement pour les pays 1 et 2 :

$$\Omega_1 = c_1 + C(\bar{a}) + (1 + \lambda)t$$

$$\Omega_2 = c_2 + \delta C(\bar{a}) - t$$

ce qui peut se réécrire comme suit :

$$\Longleftrightarrow \max_{\bar{a}} NB_1 = \max_{\bar{a}} \left[B(2\bar{a}) [1 + (1 + \lambda)\alpha] + \Omega - (1 + \lambda)N\bar{B}_2 - C(\bar{a}) - (1 + \lambda)\delta C(\bar{a}) \right] \quad (2.27)$$

La condition du premier ordre par rapport à $\bar{a}$ nous donne :

$$2 [1 + (1 + \lambda)\alpha] B'(2\bar{a}) = [1 + (1 + \lambda)\delta] C'(\bar{a}) \quad (2.28)$$

Cette équation définit le niveau optimal de la norme uniforme $\bar{a}^*$, ce qui va déterminer la frontière de Pareto :

$$NB_1 = -(1 + \lambda)N\bar{B}_2 + B(2\bar{a}^*) [1 + (1 + \lambda)\alpha] + \Omega_1 + (1 + \lambda)\Omega_2 - [1 + (1 + \lambda)\delta] C(\bar{a}^*) \quad (2.29)$$

Afin de déterminer le niveau optimal de la norme uniforme $\bar{a}^*$, nous utilisons une fonction de coût de dépollution linéaire de la forme :

$$C(\bar{a}) = c\bar{a}$$

$$\delta C(\bar{a}) = \delta c\bar{a}$$

où $c > 0$ et $\delta > 0$.

Etant donné cette forme fonctionnelle de la fonction de coût, la condition 2.28 devient :

$$2 [1 + (1 + \lambda)\alpha] B'(2\bar{a}) = [1 + (1 + \lambda)\delta] c \quad (2.30)$$

$$\Longleftrightarrow B'(2\bar{a}) = \frac{[1 + (1 + \lambda)\delta] c}{2 [1 + (1 + \lambda)\alpha]}$$

$$\Longleftrightarrow \bar{a}^* = \frac{1}{2} B'^{-1} \left[\frac{[1 + (1 + \lambda)\delta] c}{2 [1 + (1 + \lambda)\alpha]} \right]$$

La frontière de Pareto peut se réécrire en utilisant cette valeur optimale de la norme uniforme :

$$\begin{aligned} \bar{NB}_1^* = & -(1 + \lambda)\bar{NB}_2 + [1 + (1 + \lambda)\alpha] B \left\{ B'^{-1} \left[\frac{[1 + (1 + \lambda)\delta] c}{2[1 + (1 + \lambda)\alpha]} \right] \right\} + \Omega_1 \\ & + (1 + \lambda)\Omega_2 - [1 + (1 + \lambda)\delta] \frac{c}{2} B'^{-1} \left[\frac{[1 + (1 + \lambda)\delta] c}{2[1 + (1 + \lambda)\alpha]} \right] \end{aligned} \quad (2.31)$$

Nous pouvons constater que la frontière de Pareto est linéaire de pente $-(1 + \lambda)$. Comme la fonction d'utilité est transférable, ce résultat est intuitif. En effet, le transfert permet de “transférer” une unité d'utilité vers le pays 2 en sacrifiant $(1 + \lambda)$ unités d'utilité du pays 1.

Nous montrons maintenant que la frontière de Pareto dans l'accord de normes différenciées sans transfert est également linéaire, ce qui est moins intuitif.

La frontière de Pareto dans l'accord D

L'optimalité au sens de Pareto découle du programme suivant :

$$\begin{aligned} \max_{a_1, a_2} \quad & NB_1 = B(a_1 + a_2) + c_1 \\ \text{s.c.} \quad & \begin{cases} \Omega_1 = c_1 + C(a_1) \\ \Omega_2 = c_2 + \delta C(a_2) \\ NB_2 = \alpha B(a_1 + a_2) + c_2 \geq \bar{NB}_2 \end{cases} \end{aligned} \quad (2.32)$$

Si l'on introduit les contraintes, nous obtenons :

$$\begin{aligned} \max_{a_1, a_2} \quad & NB_1 = B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - C(a_1) \\ \text{s.c.} \quad & \begin{cases} \alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta C(a_2) \geq \bar{NB}_2 \end{cases} \end{aligned} \quad (2.33)$$

Nous pouvons écrire le Lagrangien de ce programme de maximisation en utilisant la fonction de coût linéaire :

$$L = [B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - ca_1] + \rho \left[\alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta ca_2 - N\bar{B}_2 \right] \quad (2.34)$$

où ρ représente le multiplicateur de Lagrange associé à la contrainte. Les conditions du premier ordre s'écrivent alors :

$$\begin{aligned} \frac{\partial L}{\partial a_1} = 0 &\iff B'(a_1 + a_2) - c + \rho \alpha B'(a_1 + a_2) = 0 \\ \frac{\partial L}{\partial a_2} = 0 &\iff B'(a_1 + a_2) + \rho \left[\alpha B'(a_1 + a_2) - \delta c \right] = 0 \end{aligned} \quad (2.35)$$

Le ratio des conditions du premier ordre s'écrit (en supposant que l'on ne divise pas par 0) :

$$\begin{aligned} B'(a_1 + a_2) &= \frac{\delta c}{\delta + \alpha} \\ &\iff (a_1 + a_2) = B'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right) \end{aligned} \quad (2.36)$$

L'utilisation des deux dernières contraintes du programme de maximisation initial nous donne :

$$\alpha B \left\{ B'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right) \right\} + \Omega_2 - \delta ca_2 = N\bar{B}_2 \quad (2.37)$$

ce qui implique, avec l'équation 2.36, les niveaux des normes différenciées :

$$\begin{aligned} &\iff a_2 = \frac{1}{\delta c} \left[\alpha B \left\{ B'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right) \right\} + \Omega_2 - N\bar{B}_2 \right] \\ a_1 &= B'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right) - \frac{1}{\delta c} \left[\alpha B \left\{ B'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right) \right\} + \Omega_2 - N\bar{B}_2 \right] \end{aligned} \quad (2.38)$$

La frontière de Pareto dans l'accord de normes différenciées sans transfert s'écrit alors :

$$NB_1^* = -\frac{1}{\delta}NB_2 + \left[1 + \frac{\alpha}{\delta}\right] B \left\{ B'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right) \right\} + \Omega_1 + \frac{1}{\delta}\Omega_2 - cB'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right) \quad (2.39)$$

Nous notons que la frontière de Pareto est linéaire dans l'accord de normes différenciées sans transfert, ce qui est moins attendu. Cela provient de la linéarité de la fonction de coût qui confère une propriété de transférabilité à la fonction d'utilité indirecte (qui prend en compte la contrainte de ressources). Cela signifie qu'il est possible de "transférer" une unité d'utilité vers le pays 2 en sacrifiant $\frac{1}{\delta}$ unités d'utilité du pays 1, *via* les coûts de dépollution. En effet, comme les coûts de dépollution sont linéaires (coût marginal constant), le rapport $\frac{dNB_1}{dNB_2}$ est constant tout au long de la frontière de Pareto. Cette propriété est en fait générale (voir Mas-Colell et al. (1995), 818-819).

Dans le cas d'une fonction de coût de dépollution linéaire, les frontières de Pareto dans les accords de norme uniforme avec transferts (2.40) et de normes différenciées sans transfert (2.41) s'écrivent :

$$\begin{aligned} \bar{NB}_1^* = & -(1 + \lambda)\bar{NB}_2 + [1 + (1 + \lambda)\alpha] B \left\{ B'^{-1} \left[\frac{[1 + (1 + \lambda)\delta]c}{2[1 + (1 + \lambda)\alpha]} \right] \right\} + \Omega_1 \quad (2.40) \\ & + (1 + \lambda)\Omega_2 - [1 + (1 + \lambda)\delta] \frac{c}{2} B'^{-1} \left[\frac{[1 + (1 + \lambda)\delta]c}{2[1 + (1 + \lambda)\alpha]} \right] \end{aligned}$$

$$NB_1^* = -\frac{1}{\delta}NB_2 + \left[1 + \frac{\alpha}{\delta}\right] B \left\{ B'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right) \right\} + \Omega_1 + \frac{1}{\delta}\Omega_2 - cB'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right) \quad (2.41)$$

Ces frontières de Pareto définissent l'utilité du pays 1, NB_1 , comme une fonction linéaire de l'utilité du pays 2, NB_2 .

Proposition 3 *Si $(1 + \lambda)\delta = 1$ alors les frontières de Pareto dans les accords de norme uniforme avec transferts et de normes différenciées sans transfert sont identiques.*

En particulier, nous obtenons donc l'équivalence des frontières de Pareto dans les deux accords UT et D, dans le cas où les pays ont les mêmes coûts de dépollution ($\delta = 1$) et où les transferts sont parfaits ($\lambda = 0$), avec cependant des bénéfices de la dépollution globale différents ($\alpha < 1$). Cela ne signifie pas que cette dernière condition ne joue aucun rôle. Cette condition permet d'avoir des transferts positifs et la frontière de Pareto dans l'accord de norme uniforme avec transferts est alors linéaire. Cette dernière propriété rend possible la comparaison des deux frontières de Pareto dans les deux accords.

Etape 2

Cette étape est organisée de la façon suivante. Dans un premier temps, nous allons fournir des conditions suffisantes pour que les utilités obtenues dans l'accord UT soient supérieures à celles obtenues dans l'accord D. Ces conditions se traduisent simplement par une frontière de Pareto dans le premier cas plus "élevée" que dans le second (proposition 4 et corollaire 1). C'est la raison pour laquelle nous devons comparer la pente et l'ordonnée à l'origine des deux frontières de Pareto, ce qui explique la présence de la définition 3.

Dans un second temps, nous allons fournir des conditions simples pour lesquelles il est possible de comparer les deux frontières de Pareto. Nous savons en effet, grâce à la proposition 3, que les deux frontières de Pareto coïncident lorsque $(1 + \lambda) = \delta$. Or au voisinage de cette égalité, lorsque $(1 + \lambda)$ est inférieur à δ , la frontière de Pareto dans l'accord UT est plus "haute" que celle dans l'accord D et ce pour deux raisons. La première est que l'ordonnée à l'origine de la frontière de Pareto dans l'accord UT est une fonction décroissante de $(1 + \lambda)$ (lemme 2). La seconde raison est que la valeur absolue de la pente de cette même frontière $(1 + \lambda)$ se réduit (définition 3). Ce résultat ne doit pas surprendre. Les deux courbes de frontières de Pareto coïncident pour $(1 + \lambda) = \delta$. Si le coût des transferts λ baisse au dessous de cette égalité, l'ensemble des utilités possibles dans l'accord UT augmente. La proposition principale

2 rassemble les résultats obtenus et permet de conclure.

Nous allons maintenant écrire les niveaux d'utilité des deux pays NB_1 et NB_2 dans les deux accords : UT et D. Pour ce faire, nous définissons auparavant de nouvelles variables.

Définition 3 *(p) désigne la valeur absolue de la pente (négative) et Y l'ordonnée à l'origine de la frontière de Pareto dans le plan (NB_2 , NB_1).*

Si l'on se réfère à la construction des frontières de Pareto dans l'accord de norme uniforme avec transferts, nous avons :

$$p^U = (1 + \lambda)$$

$$Y^U = B \left\{ B'^{-1} \left[\frac{[1 + (1 + \lambda)\delta] c}{2[1 + (1 + \lambda)\alpha]} \right] \right\} (1 + (1 + \lambda)\alpha) + \Omega_1 + (1 + \lambda)\Omega_2 \\ - (1 + (1 + \lambda)\delta) \frac{c}{2} B'^{-1} \left[\frac{[1 + (1 + \lambda)\delta] c}{2[1 + (1 + \lambda)\alpha]} \right]$$

De façon similaire, dans l'accord de normes différenciées sans transfert, nous avons :

$$p^D = \frac{1}{\delta}$$

$$Y^D = B \left\{ B'^{-1} \left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha} \right) \right\} \left(1 + \frac{\alpha}{\delta} \right) + \Omega_1 + \frac{1}{\delta} \Omega_2 - c B'^{-1} \left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha} \right)$$

Nous présentons les solutions de Nash correspondant aux accords de norme uniforme avec transferts (UT) et de normes différenciées sans transfert (D) sur le graphique 2.1²⁶. L'axe des abscisses représente l'utilité du pays 2, NB_2 , l'axe des ordonnées l'utilité du pays 1, NB_1 . Le point d illustre le point de menace des négociations, identique pour les deux types de coopération (UT et D). La solution de Nash correspond à la maximisation

²⁶L'emplacement des courbes s'applique, en réalité, au cas $(1 + \lambda) < \frac{1}{\delta}$.

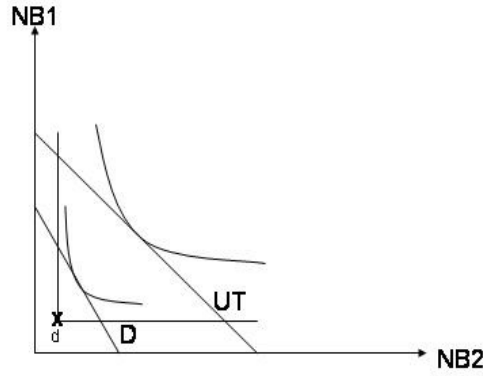


FIG. 2.1 – Frontière de Pareto de l'accord de norme uniforme avec transferts (UT) et de l'accord des normes différenciées sans transfert (D)

de la fonction de bien-être social (critère de Nash) sous contrainte de la frontière de Pareto, étant donnés les pouvoirs de négociation respectifs des pays 1 et 2.

Proposition 4 *La différence des niveaux d'utilité pour chacun des pays entre l'accord de norme uniforme avec transferts NB^U et l'accord de norme différenciées sans transfert NB^D vaut respectivement pour les pays 1 et 2 :*

$$NB_1^U - NB_1^D = \gamma(Y^U - Y^D) - \gamma \hat{NB}_2(p^U - p^D)$$

$$NB_2^U - NB_2^D = (1 - \gamma)[\frac{1}{p^U}(Y^U - \hat{NB}_1) - \frac{1}{p^D}(Y^D - \hat{NB}_1)]$$

où $\hat{NB}_1$ et $\hat{NB}_2$ sont les niveaux d'utilité de chacun des pays à l'équilibre de Nash.

Preuve. La solution de Nash correspond à la solution du programme suivant lorsque les pays 1 et 2 ont respectivement les pouvoirs de négociation γ et $(1 - \gamma)$, la contrainte

étant la frontière de Pareto :

$$\begin{aligned} \text{Max}_{NB_1, NB_2} \left[\gamma \ln(NB_1 - \hat{NB}_1) + (1 - \gamma) \ln(NB_2 - \hat{NB}_2) \right] \\ NB_1 = -pNB_2 + Y \end{aligned} \quad (2.42)$$

Avec la prise en compte de la contrainte dans la fonction de bien-être social, l'équation 2.42 devient :

$$\text{Max}_{NB_1} \left[\gamma \ln(NB_1 - \hat{NB}_1) + (1 - \gamma) \ln\left(\frac{Y - NB_1}{p} - \hat{NB}_2\right) \right] \quad (2.43)$$

La condition du premier ordre de ce programme par rapport à NB_1 s'écrit :

$$\frac{\gamma}{NB_1 - \hat{NB}_1} = \frac{(1 - \gamma)}{p} \frac{1}{NB_2 - \hat{NB}_2} \quad (2.44)$$

La contrainte du programme et l'équation 2.44 nous aident à définir les niveaux d'utilité des deux pays :

$$\begin{aligned} NB_1 &= \gamma Y + (1 - \gamma)\hat{NB}_1 - \gamma p \hat{NB}_2 \\ NB_2 &= \gamma \hat{NB}_2 + \frac{(1 - \gamma)}{p}(Y - \hat{NB}_1) \end{aligned} \quad (2.45)$$

En substituant p^U et p^D à p , Y^U et Y^D à Y de la définition 3, nous obtenons les niveaux de bien-être des pays dans les accords UT et D.

Dans l'annexe B1, nous fournissons le calcul des niveaux de bien-être des pays au point de menace dans le cas d'une fonction de coût de dépollution linéaire :

$$\begin{aligned} \hat{NB}_1 &= B(B'^{-1}(c)) + \Omega_1 - cB'^{-1}(c) \\ \hat{NB}_2 &= \alpha B(B'^{-1}(c)) + \Omega_2 \end{aligned} \quad (2.46)$$

■

On peut alors aisément en déduire le corollaire suivant :

Corollaire 1 *Si Y^U est supérieur à Y^D (resp. Y^U est inférieur à Y^D) et p^U est inférieur à p^D (resp. p^U est supérieur à p^D), alors l'accord de norme uniforme avec*

transferts domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées sans transfert : $NB_1^U - NB_1^D > 0$ et $NB_2^U - NB_2^D > 0$ (resp. l'accord de normes différenciées sans transfert domine au sens de Pareto l'accord de norme uniforme avec transferts).

Nous cherchons maintenant les conditions sous lesquelles les deux pays préfèrent l'accord de norme uniforme par rapport à l'accord de normes différenciées. Pour ce faire, nous avons besoin d'exhiber les conditions pour lesquelles l'ordonnée à l'origine dans l'accord UT, Y^U , est supérieure à celle dans l'accord D, Y^D . Cela nous permettra d'effectuer des comparaisons d'utilité d'un pays donné entre les deux accords.

Nous allons montrer dans le lemme 2 que Y^U est une fonction décroissante de $(1 + \lambda)$ au voisinage de $(1 + \lambda) = \frac{1}{\delta}$, si les paramètres sont tels que les transferts sont strictement positifs dans l'accord de norme uniforme (corollaire 2 dans l'annexe B2). Cela implique alors que, sous des hypothèses spécifiques sur les valeurs de paramètres, l'accord UT domine au sens de Pareto l'accord D, si le coût d'effectuer des transferts $1 + \lambda$ est inférieur à l'inverse du coût marginal du pays 2, $\frac{1}{\delta}$, et si Y^U est supérieur à Y^D , ceci grâce au corollaire 1. *A contrario*, cela implique aussi que l'accord D domine au sens de Pareto l'accord UT, si $1 + \lambda$ est supérieur à $\frac{1}{\delta}$ et Y^U est inférieur à Y^D . Avant de montrer les conditions sous lesquelles Y^U est une fonction décroissante de $(1 + \lambda)$, nous avons besoin des conditions permettant d'obtenir la positivité des transferts dans l'accord UT. Nous verrons que ces dernières conditions sur les valeurs de paramètres sont suffisantes pour obtenir la dérivée partielle négative de Y^U par rapport $1 + \lambda$ ²⁷.

Lemme 2 *Si α et Ω_2 sont suffisamment petits pour que les transferts soient strictement positifs, alors Y^U est une fonction décroissante de $(1 + \lambda)$ au voisinage de $(1 + \lambda) = \frac{1}{\delta}$.*

Preuve. Par la construction de la frontière de Pareto dans l'accord UT, $\bar{a}$ est une valeur pour laquelle le terme $(1 + (1 + \lambda)\alpha)B(2\bar{a}) + \Omega_1 + (1 + \lambda)\Omega_2 - (1 + (1 + \lambda)\delta)c\bar{a}$ est maximal. Cette fonction est simplement Y^U . Par le théorème de l'enveloppe, la dérivée

²⁷Voir l'annexe B2 pour les conditions concernant la positivité des transferts dans l'accord UT.

de Y^U par rapport à $(1 + \lambda)$, au voisinage de $1 + \lambda = \frac{1}{\delta}$, est égale à $\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta c\bar{a}$ qui est négatif si α et Ω_2 sont suffisamment petits pour que les transferts soient positifs (proposition 5 et corollaire 2 dans l'annexe B2). ■

Nous allons maintenant énoncer la proposition principale associée à l'analyse du bien-être des pays en termes parétiens. Cette proposition rassemble les résultats obtenus et permet de conclure en la supériorité au sens de Pareto, dans certains cas, de l'accord UT sur l'accord D.

Proposition Principale 2 *Etant donné une fonction de coût linéaire et des valeurs suffisamment petites de Ω_2 et α , au voisinage de $(1 + \lambda) = \frac{1}{\delta}$, l'accord de norme uniforme avec transferts domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées sans transfert si et seulement si :*

$$(1 + \lambda) < \frac{1}{\delta}$$

Preuve. Le corollaire 2 et le lemme 2 impliquent que, pour une fonction de coût linéaire et pour des valeurs de Ω_2 et α suffisamment faibles, Y^U est une fonction décroissante de $(1 + \lambda)$ au voisinage de $(1 + \lambda) = \frac{1}{\delta}$. Alors, si $(1 + \lambda) < \frac{1}{\delta}$, Y^U est supérieur à Y^D et $p^U = 1 + \lambda$ est inférieur à $p^D = \frac{1}{\delta}$. Le corollaire 1 nous conduit au résultat suivant : lorsque Y^U est supérieur à Y^D et p^U est inférieur à p^D , i.e. $(1 + \lambda)\delta < 1$, alors l'accord de norme uniforme avec transferts domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées sans transfert. ■

En utilisant une fonction de coût de dépollution linéaire, nous avons montré que les deux pays préfèrent l'accord de norme uniforme avec transferts à l'accord de normes différenciées sans transfert lorsque la condition dans la proposition principale 2 est vérifiée ($(1 + \lambda) < \frac{1}{\delta}$). Cette condition ne peut être vérifiée que si le paramètre d'hétérogénéité des coûts de dépollution δ est inférieur à 1, que les transferts soient parfaits ($\lambda = 0$) ou imparfaits ($\lambda \neq 0$). Il est clair que, pour une valeur donnée du paramètre

$\delta < 1$, cette condition peut être plus rapidement satisfaite si le degré d'imperfection des transferts est faible. Ce résultat est naturellement lié au coût des transferts dans l'accord de norme uniforme. De façon parallèle, pour un niveau donné d'imperfection des transferts $\lambda \geq 0$, cette condition peut être plus facilement vérifiée si les coûts de dépollution des pays sont hétérogènes entre eux ($\delta \ll 1$). Comme le paramètre α est supposé faible (pour la positivité des transferts), cette dernière propriété nous mène à une configuration où les pays sont hétérogènes.

L'ensemble des hypothèses et des propriétés nous conduisent à une situation dans laquelle le pays 2 tire des bénéfices faibles de la dépollution globale, mais dispose de faibles coûts de dépollution par rapport au pays 1. L'intuition du résultat est la suivante. Le pays 2 n'a pas d'incitation à dépolluer étant donné les faibles bénéfices qu'il retire de la dépollution globale (α petit). Cependant, même avec des pertes dans les transferts, il est préférable pour les deux pays que le pays 1 verse des transferts au pays 2 pour compenser ses faibles coûts de dépollution ($\delta < 1$). Le pays 1 profite des faibles coûts de dépollution du pays 2 pour dépolluer moins. Le pays 2 profite de la réception de transferts même s'il doit dépolluer davantage.

Il convient ici de noter que, pour une valeur donnée du paramètre d'hétérogénéité des coûts de dépollution entre les pays δ , l'accord préféré par les deux pays serait l'accord de normes différenciées sans transfert si le coût des transferts λ était suffisamment élevé. Enfin, nous notons que la comparaison d'efficacité en termes parétiens dans le cas d'une fonction de coût de dépollution linéaire ne dépend pas des pouvoirs de négociation des pays γ et $(1 - \gamma)$. Dans le cas $(1 + \lambda) < \frac{1}{\delta}$, par exemple, la frontière de Pareto dans l'accord de norme uniforme avec transferts se trouve à droite de celle de l'accord de normes différenciées sans transfert. Ceci se traduit par des niveaux d'utilité supérieurs pour chacun des pays dans l'accord UT par rapport à ceux dans l'accord D, quels que soient les pouvoirs de négociation respectifs des pays.

Maintenant, nous allons passer à l'étape 3 de notre analyse correspondant à la

généralisation du résultat au cas de fonction de coût non-linéaire.

Etape 3 : Le cas général

Nous considérons ici un cadre plus général avec une fonction de coût non linéaire. Il est important de noter que nous fournissons dans ce paragraphe une condition suffisante pour la comparaison d'efficacité en termes parétiens qui est directement reliée à celle du cas quasi-linéaire. Malheureusement, nous ne sommes pas en mesure d'utiliser le concept de frontière de Pareto qui est maintenant non-linéaire et donc difficile à manipuler d'un point de vue analytique. Nous établissons un résultat en utilisant les conditions **(C3)** et **(C4)** et en supposant donc l'existence des niveaux optimaux des normes différenciées a_1^* et a_2^* et l'existence de la norme uniforme $\bar{a}^*$ et des transferts t^* optimaux.

Le point le plus important à mentionner dans cette partie est que la condition $(1 + \lambda)\delta < 1$ du cas quasi-linéaire est maintenant remplacée par la condition $(1 + \lambda)\delta \frac{C'(a_2^*)}{C'(a_1^*)} < 1$ où $C'(a_1^*)$ et $C'(a_2^*)$ sont respectivement les coûts marginaux des pays 1 et 2 associés aux niveaux optimaux des normes différenciées. L'interprétation est exactement la même que dans le cas quasi-linéaire. S'il est moins coûteux, en termes de coûts des transferts, de donner au pays 2 l'incitation à dépolluer à moindre coût, alors les deux pays peuvent trouver intérêt à signer l'accord de norme uniforme avec transferts.

Grâce à la proposition 2, dans la partie concernant l'analyse du bien-être collectif, nous savons que le bien-être social à l'optimum dans l'accord de norme uniforme avec transferts $\bar{V}^*$ est supérieur à celui dans l'accord de normes différenciées sans transfert V^* si l'on a $\delta(1 + \lambda) \left[C(\bar{a}) - C(a_2^*) \right] < \left[C(a_1^*) - C(\bar{a}) \right]$ (condition **C4**) et si a_1^* est supérieur à a_2^* (condition **C3**). Nous notons que cette condition implique la relation $(1 + \lambda)\delta \frac{C'(a_2^*)}{C'(a_1^*)} < 1$ si a_1^* est supérieur à a_2^* , car les coûts marginaux croissants conduisent à $\frac{C(a_1^*) - C(\bar{a})}{a_1^* - \bar{a}} < C'(a_1^*)$ et $\frac{C(\bar{a}) - C(a_2^*)}{\bar{a} - a_2^*} > C'(a_2^*)$.

Nous allons maintenant donner la proposition dans le cas général.

Proposition 6 *Si les conditions C3 et C4 sont vérifiées, alors NB_2^U est supérieur à NB_2^D . En outre, si $\frac{NB_2^D - \hat{NB}_2}{NB_2^U - \hat{NB}_2}$ est inférieur à $(1 + \lambda)\delta \frac{C'(a_2^*)}{C'(a_1^*)}$, alors NB_1^U est supérieur à NB_1^D . Par conséquent, l'accord de norme uniforme avec transferts domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées sans transfert.*

Preuve. Nous allons utiliser les conditions du premier ordre des programmes concernant les accords UT et D. Cela consiste à utiliser l'équation 2.8 dans le programme de l'accord UT et les équations 2.12 et 2.13 dans le programme de l'accord D. Nous obtenons alors :

$$(UT) \quad \gamma(1 + \lambda)(NB_2^U - \hat{NB}_2) = (1 - \gamma)(NB_1^U - \hat{NB}_1) \quad (2.47)$$

$$(D) \quad \gamma C'(a_1^*)(NB_2^D - \hat{NB}_2) = (1 - \gamma)\delta C'(a_2^*)(NB_1^D - \hat{NB}_1) \quad (2.48)$$

La proposition 2 implique que $\bar{V}^*$ est supérieur à V^* sous les conditions **C3** et **C4**. Alors, nous avons $\bar{V}^* = (\frac{\gamma(1+\lambda)}{(1-\gamma)})^\gamma (NB_2^U - \hat{NB}_2) > (\frac{\gamma C'(a_1^*)}{(1-\gamma)\delta C'(a_2^*)})^\gamma (NB_2^D - \hat{NB}_2) = V^*$. Comme $(1 + \lambda)\delta \frac{C'(a_2^*)}{C'(a_1^*)} < 1$, NB_2^U est supérieur à NB_2^D . En outre, $(NB_1^U - \hat{NB}_1) > (NB_1^D - \hat{NB}_1)$ si et seulement si $\frac{\gamma(1+\lambda)}{(1-\gamma)}(NB_2^U - \hat{NB}_2) > \frac{\gamma C'(a_1^*)}{(1-\gamma)\delta C'(a_2^*)}(NB_2^D - \hat{NB}_2)$. ■

Cette proposition implique que le pays 2 préfère l'accord de norme uniforme avec transferts à l'accord de normes différenciées sans transfert sous certaines hypothèses. Par ailleurs, la différence d'utilités de ce pays $(NB_2^U - NB_2^D)$ entre les deux accords doit être suffisamment importante pour permettre une amélioration de bien-être au sens de Pareto du passage de l'accord D à l'accord UT pour le pays 1.

Ceci signifie que, dans le passage d'un accord de normes différenciées sans transfert à un accord de norme uniforme avec transferts, la taille du gâteau (i.e. bien-être collectif) doit augmenter significativement pour que le pays 1 en profite également.

Nous exprimons deux remarques au sujet de ce résultat :

- la première remarque a trait à la réticence d'un pays à signer un accord de coopération même si par ailleurs il gagnerait à le faire par rapport à la non

coopération. En effet, si le pays 2 gagne systématiquement à signer un accord de norme uniforme avec transferts lorsque les **conditions C3**, $a_1^* > a_2^*$, et **C4**, $\delta(1 + \lambda) \left[C(\bar{a}) - C(a_2^*) \right] < \left[C(a_1^*) - C(\bar{a}) \right]$, sont vérifiées, le pays 1 peut ne pas gagner, ce qui ne l'incite pas à signer un tel accord. Nous avons vu que dans le cas de coût linéaire, le pays 1 était gagnant mais rien ne garantit qu'il soit gagnant pour toutes sortes de fonction de coût ;

- la seconde remarque a trait au partage du surplus total par les deux pays. En effet, d'après les conditions du premier ordre des programmes des deux accords, donnés par les équations 2.47 et 2.48, nous avons :

$$(D) : \gamma U_2 \frac{C'(a_1)}{\delta C'(a_2)} = U_1(1 - \gamma)$$

$$(UT) : \gamma \bar{U}_2(1 + \lambda) = \bar{U}_1(1 - \gamma)$$

où $U_1 = NB_1^D - \hat{NB}_1$ et $U_2 = NB_2^D - \hat{NB}_2$ représentent les gains retirés de la coopération des pays 1 et 2 dans l'accord "D" et $\bar{U}_1 = NB_1^{UT} - \hat{NB}_1$ et $\bar{U}_2 = NB_2^{UT} - \hat{NB}_2$ ceux dans l'accord "UT".

Ceci signifie que si $(1 + \lambda) < \frac{C'(a_1)}{\delta C'(a_2)}$, la part du gain retiré de la coopération du pays 1 diminue lors du passage d'une négociation de l'accord de normes différenciées sans transfert à l'accord de norme uniforme avec transferts, ce qui est le cas dans le cas linéaire. Ceci n'empêche pas, cependant, le pays 1 de gagner à signer un accord de norme uniforme avec transferts dans ce cas $((1 + \lambda) < \frac{1}{\delta})$ par rapport à l'accord de normes différenciées sans transfert.

Nous rappelons que le résultat d'optimalité de l'uniformité des normes par rapport à la différenciation ne repose pas sur une hypothèse d'asymétrie d'information comme celui de Heyes et Simons (2003) ou encore celui de Harstad (2005) avec des délais de négociation. Harstad (2005) montre que l'uniformisation des normes, en l'absence de transfert, est préférée à la différenciation lorsque l'hétérogénéité entre les pays est faible²⁸. Quant à notre résultat d'optimalité de la norme uniforme avec des transferts, il est valable pour des pays très hétérogènes. Ce résultat ne repose pas non plus sur l'existence d'une autre variable de négociation, autre que les transferts monétaires, susceptible de relâcher la contrainte de l'uniformité des normes. Dans un modèle d'équilibre général, Copeland et Taylor (2005) montrent que l'uniformité peut être optimale en présence d'échanges commerciaux.

Nous allons maintenant présenter le cas de pays identiques subissant des coûts fixes dans la technologie de dépollution.

2.3 Pays Symétriques (avec des coûts fixes)

2.3.1 Cadre du modèle

Notre objectif ici est de proposer un exemple qui prend l'exact contre-pied de l'idée selon laquelle des pays identiques vont négocier un accord de norme uniforme. C'est le cas lorsque des coûts fixes suffisamment élevés dans la technologie de dépollution sont pris en compte.

Comme nous l'avons déjà mentionné dans l'introduction, le niveau des coûts fixes de l'investissement dans de nouvelles technologies de dépollution peut affecter les gains issus de la coopération pour un pays et donc jouer un rôle important dans sa décision de signer un certain type d'accord. Les coûts fixes sont souvent présents dans les diverses activités de dépollution. Par exemple, dans le cas d'un problème de pollution d'une

²⁸Le résultat de Harstad (2005) repose également sur d'autres conditions : un effet important des externalités et une valeur faible de l'accord.

rivière internationale, une entreprise polluante dans un pays peut décider d'installer une usine spécifique pour le traitement de sa pollution. La construction d'une telle usine représente un coût fixe pour l'entreprise.

Nous allons considérer dans cette partie deux types d'arrangements institutionnels pour atténuer un problème de pollution transfrontalière entre deux pays identiques. Les arrangements institutionnels présentés revêtent un caractère d'exemple et ne cherchent pas à expliquer exactement une situation déjà observée dans la réalité. Dans un premier temps, nous prenons en compte le cas d'*action réciproque* où deux pays identiques réalisent le même effort de dépollution et donc paient chacun le coût fixe de l'investissement dans la dépollution. Ce cas est appelé l'accord de *norme uniforme sans transfert* (U). Comme les pays sont identiques, il n'y a aucun besoin de transferts compensatoires. Dans un second temps, nous étudions le cas d'*action unilatérale* où l'un des pays réalise un effort de dépollution et paie le coût fixe de l'investissement et où l'autre pays le compense par des transferts monétaires. Ce cas est appelé l'accord de *normes différenciées avec transferts* (DT). Cette situation s'explique d'un point de vue économique. Il pourrait être plus efficace d'éviter le paiement des coûts fixes par les deux pays si le niveau de ces coûts est suffisamment élevé. Nous verrons que c'est d'ailleurs la raison pour laquelle des pays identiques peuvent, sous certaines conditions, préférer signer l'accord de normes différenciées avec transferts lorsque le niveau des coûts fixes dans la technologie de dépollution est suffisamment élevé.

Nous supposons que la structure des paiements des pays est similaire à celle de la première section. L'hypothèse de symétrie entre les pays nous conduit à supprimer les indices pour différencier les pays dans les fonctions de bénéfices retirés de la dépollution globale et de coût de dépollution. L'objectif de chaque pays est de maximiser sa fonction d'utilité sous la contrainte budgétaire. Le programme pour le pays $i = 1, 2$ s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned} \underset{a_i}{Max} NB_i &= \underset{a_i}{Max} [B(a_1 + a_2) + c] \\ \text{s.c. } \Omega &\geq c + co + C(a_i) \end{aligned} \quad (2.49)$$

où NB_i représente la fonction d'utilité du pays $i = 1, 2$, $B(a_1 + a_2)$ représente les bénéfices retirés de la dépollution globale, c représente la consommation d'un bien privé. Ω désigne les dotations initiales exogènes utilisées pour la consommation d'un bien privé c , pour le coût fixe de l'investissement dans la dépollution co et pour les coûts de dépollution $C(a_i)$.

La dépollution globale ($A = a_1 + a_2$) est formée des efforts de dépollution des pays 1 et 2 respectivement, $a_1 = \bar{E}_1 \times \beta_1$ et $a_2 = \bar{E}_2 \times \beta_2$. Les variables $\bar{E}_1$ et $\bar{E}_2$ désignent respectivement les niveaux d'émissions des pays 1 et 2 à une année de référence. Comme les pays sont par définition identiques, ces niveaux d'émissions le sont aussi $\bar{E}_1 = \bar{E}_2 = \bar{E}$. Comme dans la section précédente, nous normalisons à 1 ces émissions d'une année de référence, (a) s'interprète alors comme un taux de réduction des émissions. Les variables β_1 et β_2 , avec $\beta_1 \leq 1$, $\beta_2 \leq 1$, désignent respectivement les taux différenciés de réduction des émissions des pays 1 et 2.

Les bénéfices retirés de la dépollution globale sont représentés par la fonction $B(a_1 + a_2)$ supposée croissante et concave, c'est-à-dire, $B'(\cdot) > 0$ et $B''(\cdot) < 0$. Les coûts de dépollution sont représentés par la fonction $C = co + C(a_i)$. Cette fonction est composée donc d'un coût fixe co et d'un coût variable $C(a_i)$. La fonction de coût variable est supposée croissante et convexe, i.e. $C'(a_i) > 0$ et $C''(a_i) > 0$. Nous supposons que le coût de dépollution total est nul lorsqu'il n'existe pas de dépollution, i.e. $C = 0$ quand $a_i = 0$ pour $i = 1, 2$.

Avant de commencer à analyser les résultats des négociations de différents accords, nous allons étudier le jeu non coopératif des pays qui constitue le point de menace des négociations.

2.3.2 Le jeu non coopératif des pays

Nous considérons ici un équilibre de Nash symétrique où les deux pays ne réalisent pas d'effort de dépollution et donc ne paient pas de coût fixe. Cela peut être le cas lorsque le niveau des coûts fixes est suffisamment élevé. Dans l'annexe C1, nous définissons ce niveau spécifique du coût fixe et donnons un exemple numérique pour l'illustrer.

À l'équilibre de Nash symétrique où les deux pays ne dépolluent pas ($\hat{a}_1 = \hat{a}_2 = 0$), et donc ne paient pas de coût fixe, les niveaux d'utilité des pays sont alors donnés par leur dotation initiale :

$$\hat{NB}_1 = \hat{NB}_2 = \hat{NB} = \Omega \quad (2.50)$$

Dans la section suivante, nous analysons le cas d'action réciproque où les deux pays réalisent des efforts de dépollution. Comme les pays sont identiques, nous supposons qu'ils ont le même pouvoir de négociation. Nous pouvons donc nous concentrer sur la solution de Nash simple, avec des pouvoirs de négociation identiques.

2.3.3 La coopération : accords de norme uniforme sans transfert (U) (action réciproque)

Nous définissons une norme uniforme comme $a_1 = \beta_1 \bar{E} = a_2 = \beta_2 \bar{E} = \bar{a} = \bar{\beta}$. Cela signifie que les pays ont le même pourcentage de réduction de leurs émissions, qui sont elles-mêmes identiques entre les deux pays.

La solution de Nash s'écrit comme suit, lorsque les deux pays réalisent des efforts de dépollution :

$$Max_{\bar{a}} \left[\begin{array}{l} (B(2\bar{a}) + \Omega - co - C(\bar{a}) - \hat{NB}) \times \\ (B(2\bar{a}) + \Omega - co - C(\bar{a}) - \hat{NB}) \end{array} \right] \quad (2.51)$$

Lemme 3 *La norme uniforme dans l'accord de norme uniforme sans transfert est définie par :*

$$B'(\bar{A}) = \frac{1}{2} \times C'(\frac{\bar{A}}{2}) \quad (2.52)$$

où $\bar{A} = 2\bar{a}$.

Preuve. Si l'on note V la fonction de bien-être social ci-dessus, la condition du premier ordre par rapport à la norme uniforme s'écrit :

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial \bar{a}} = 0 &\iff 2 \left[B(2\bar{a}) + \Omega - co - C(\bar{a}) - \hat{N}B \right] \times \left[2B'(2\bar{a}) - C'(\bar{a}) \right] = 0 \quad (2.53) \\ &\iff B'(\bar{A}) = \frac{1}{2} \times C'(\frac{\bar{A}}{2}) \text{ où } \bar{A} = 2\bar{a}. \end{aligned}$$

■

La solution de cette équation nous fournit le niveau de dépollution totale $\bar{A}_U$ dans l'accord de norme uniforme sans transfert. Ceci nous donne les niveaux d'utilité de chacun des pays :

$$NB_U = B(\bar{A}_U) + \Omega - co - C(\bar{A}_U/2) \quad (2.54)$$

Nous passons maintenant à l'analyse du cas d'action unilatérale où l'un des pays réalise l'effort de dépollution et paie le coût fixe de l'investissement, et l'autre pays lui verse des transferts compensatoires.

2.3.4 La coopération : accord de normes différenciées avec transferts (DT) (action unilatérale)

Nous définissons une norme différenciée comme $a_1 > 0$ et $a_2 = 0$. Cela signifie que le pays 1 a un pourcentage positif de réduction des émissions tandis que le pays 2 n'a pas de charge de dépollution.

Nous supposons ici que le pays 1 dépollue pour les deux et que le pays 2 réalise des paiements de transferts vers le pays 1. En outre, nous supposons, comme dans la section précédente, qu'il existe un coût (administratif et/ou politique) aux échanges de transferts entre les pays, en ce que le pays 2 paie $(1 + \lambda)t$ et le pays 1 touche seulement des transferts de montant t , avec $\lambda > 0$.

La solution de Nash s'écrit comme suit :

$$Max_{a_1, t} \left[\begin{array}{l} (B(a_1) + \Omega - co - C(a_1) + t - \hat{N}B) \times \\ (B(a_1) + \Omega - (1 + \lambda)t - \hat{N}B) \end{array} \right] \quad (2.55)$$

Les variables de négociation sont donc la norme différenciée du pays 1 et les transferts.

Lemme 4 *La norme différenciée du pays 1 est définie par :*

$$\Longleftrightarrow B'(a_1) = \frac{1 + \lambda}{2 + \lambda} C'(a_1) \quad (2.56)$$

Preuve. Si l'on note V la fonction de bien-être social ci-dessus, la condition du premier ordre par rapport à la norme différenciée du pays 1 s'écrit :

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial a_1} = 0 &\Longleftrightarrow [B'(a_1) - C'(a_1)] \times \\ &\left[B(a_1) + \Omega - (1 + \lambda)t - \hat{N}B \right] \\ &= - \left[B(a_1) + \Omega - co - C(a_1) + t - \hat{N}B \right] \times \\ &\left[B'(a_1) \right] \end{aligned} \quad (2.57)$$

La condition du premier ordre par rapport à t s'écrit :

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial t} = 0 &\Longleftrightarrow \left[B(a_1) + \Omega - (1 + \lambda)t - \hat{N}B \right] = \\ &\left[B(a_1) + \Omega - co - C(a_1) + t - \hat{N}B \right] \times (1 + \lambda) \end{aligned} \quad (2.58)$$

Le ratio des conditions du premier ordre est le suivant (en supposant que l'on ne divise pas par 0) :

$$\begin{aligned} \frac{(\partial V / \partial a_1)}{(\partial V / \partial t)} &\Longleftrightarrow [B'(a_1) - C'(a_1)] = \frac{B'(a_1)}{-(1 + \lambda)} \\ &\Longleftrightarrow B'(a_1) = \frac{1 + \lambda}{2 + \lambda} C'(a_1) \end{aligned} \quad (2.59)$$

■

La solution de cette équation nous fournit le niveau de dépollution totale $a_1 = A_{DT}$ dans l'accord de normes différenciées avec transferts. Ceci nous donne les niveaux d'utilité de chacun des pays :

$$NB_{1DT} = B(A_{DT}) + \Omega - co - C(A_{DT}) + t \quad (2.60)$$

$$NB_{2DT} = B(A_{DT}) + \Omega - (1 + \lambda)t \quad (2.61)$$

Afin de calculer la valeur des transferts, nous utilisons l'équation 2.58. Ceci nous donne :

$$t = B(A_{DT}) \times \left(\frac{-\lambda}{2(1 + \lambda)}\right) + \Omega \times \left(\frac{-\lambda}{2(1 + \lambda)}\right) + \frac{co}{2} + \frac{C(A_{DT})}{2} + N\hat{B} \times \left(\frac{\lambda}{2(1 + \lambda)}\right) \quad (2.62)$$

Dans la section suivante, nous comparons les niveaux des normes dans les différents arrangements institutionnels.

2.3.5 Comparaison des niveaux des normes de dépollution des pays

Rappelons les conditions du premier ordre dans les accords de norme uniforme sans transfert et de normes différenciées avec transferts.

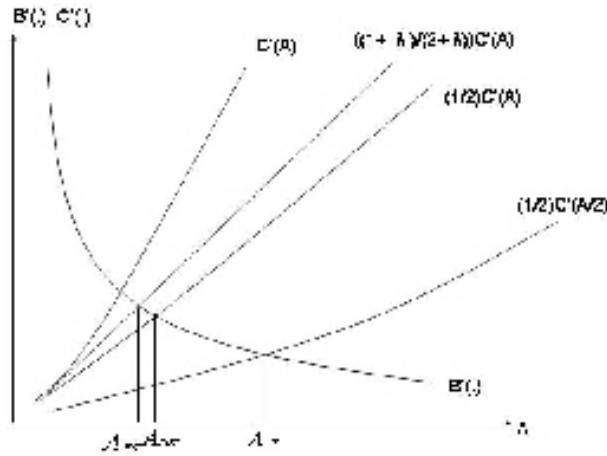


FIG. 2.2 – La comparasion des niveaux des normes de dépollution

- Accord de norme uniforme sans transfert : $B'(\bar{A}_U) = \frac{1}{2} \times C'(\frac{\bar{A}_U}{2})$.
- Accord de normes différenciées avec transferts imparfaits, i.e. $\lambda > 0$: $B'(A_{IDT}) = \frac{1+\lambda}{2+\lambda} \times C'(A_{IDT})$.
- Accord de normes différenciées avec transferts parfaits, i.e. $\lambda = 0$: $B'(A_{PDT}) = \frac{1}{2} \times C'(A_{PDT})$.

Nous illustrons les niveaux des normes de dépollution dans ces trois différents cas sur le graphique 2.2.

Nous résumons le résultat de comparaison des niveaux des normes de dépollution dans la proposition qui suit.

Proposition 7 *Etant donné les hypothèses sur la concavité de la fonction de bénéfice retiré de la dépollution globale et sur la convexité de la fonction de coût de dépollution, nous pouvons classer les normes de dépollution de la façon suivante :*

$$A_{IDT} < A_{PDT} < A_U$$

La proposition 7 implique que les pays ensemble dépolluent davantage lorsqu'ils se mettent à réaliser des efforts de dépollution réciproques (le cas de norme uniforme sans transfert) par rapport au cas d'action unilatérale où seul le pays 1 dépollue et le pays 2 lui verse des transferts compensatoires (le cas de normes différenciées avec transferts). Ce résultat peut être expliqué par la convexité de la fonction de coût variable. Nous illustrons à l'aide d'un exemple, pour une forme particulière de la fonction de coût de dépollution, qu'il existe une valeur spécifique de la norme a^* telle que les rendements d'échelle sont décroissants pour des valeurs de norme $a > a^*$ ²⁹. Dans le cas $a > a^*$, le traitement de la pollution par les deux pays est recommandé (l'action réciproque).

Nous comparons maintenant les niveaux de bien-être des pays dans les différents arrangements institutionnels.

2.3.6 La comparaison des niveaux de bien-être des pays

Les niveaux de bien-être individuel des pays dans les accords de norme uniforme sans transfert (U) et de normes différenciées avec transferts (DT) s'écrivent :

$$- \text{ Accord U : } NB_U = \left[B(\bar{A}_U) + \Omega - co - C(\bar{A}_U/2) \right].$$

- Accord DT :

$$NB_{1DT} = B(A_{DT}) + \Omega - co - C(A_{DT}) + t$$

$$NB_{2DT} = B(A_{DT}) + \Omega - (1 + \lambda)t.$$

²⁹Voir l'annexe C2.

La proposition suivante résume le résultat concernant l'analyse de comparaison de bien-être individuel entre les deux accords³⁰.

Proposition Principale 3 $NB_{1DT} > NB_U$ et $NB_{2DT} > NB_U$ lorsque le coût fixe de l'investissement dans la dépollution est suffisamment élevé.

Le niveau de bien-être individuel dans l'accord de normes différenciées avec des transferts parfaits, $\lambda = 0$, peut dépasser celui dans l'accord de norme uniforme sans transfert lorsque le niveau des coûts fixes (co) est suffisamment élevé. Cela signifie que l'argument de similarité des pays pour défendre l'utilisation des normes uniformes n'est pas pertinent lorsque le niveau des coûts fixes dans la technologie de dépollution est suffisamment élevé. Dans ce cas, des pays complètement identiques préfèrent l'accord de normes différenciées avec transferts.

Dans la section précédente, nous avons vu que la réalisation de la dépollution par les deux pays (action réciproque) pourrait être expliquée par des rendements d'échelle décroissants dans la technologie de dépollution. Ce cas est vérifié lorsque le niveau des coûts fixes est faible, la dépollution se réalise dans la zone de rendements d'échelle décroissants. L'analyse de bien-être confirme ce résultat.

Il est important de rappeler que nous considérons ici un équilibre de Nash symétrique où les deux pays ne réalisent pas d'effort de dépollution et donc ne paient pas de coût fixe. Ceci requiert implicitement un niveau de coûts fixes suffisamment élevé. Il doit être également suffisamment faible à l'équilibre coopératif, pour qu'un pays investisse mais néanmoins suffisamment élevé pour qu'il soit le seul. Dans l'annexe C1, nous définissons ce niveau pour une forme fonctionnelle quadratique. Pour cette valeur précise de coût fixe, l'accord de normes différenciées avec des transferts parfaits domine, en termes de bien-être individuel, l'équilibre de Nash symétrique ainsi que l'accord de norme uniforme sans transfert. Une illustration numérique est fournie dans l'annexe.

³⁰Voir l'annexe C3 pour cette preuve.

	Pays asymétriques (absence de coût fixe)	Pays symétriques (avec coût fixe)
Bien-être total	<i>Cas général</i> Proposition 1: $V(D) > V(UT)$ Proposition 2: $V(UT) > V(D)$ <i>Cas quasi-linéaire</i> Proposition principale 1: $V(D) > V(UT)$ et $V(UT) > V(D)$	
Bien-être individuel	<i>Cas général</i> Proposition 6: $NB1(UT) > NB1(D)$ et $NB2(UT) > NB2(D)$ <i>Cas quasi-linéaire</i> Proposition principale 2: $NB1(UT) > NB1(D)$ et $NB2(UT) > NB2(D)$	Proposition principale 3: $NB1(DT) > NB(U)$ et $NB2(DT) > NB2(U)$

FIG. 2.3 – La synthèse des principaux résultats

Dans le tableau 2.3, nous résumons nos principaux résultats de ce chapitre.

2.4 Conclusion

Ce chapitre a pour objectif la comparaison en termes d'efficacité des accords de norme uniforme et de normes différenciées pour résoudre un problème de pollution transfrontalière entre deux pays. Une des règles fréquemment recommandée dans les AEI en présence de tels problèmes de pollution consiste en la mise en œuvre d'un taux uniforme de réduction des émissions pour tous les pays. *A priori*, l'intuition recommanderait, cependant, l'utilisation de taux différenciés de réduction des émissions qui prennent en compte l'hétérogénéité des pays. Seuls des pays identiques devraient signer un accord de norme uniforme. Nous construisons deux exemples qui viennent contredire ces intuitions. Afin de comprendre l'usage fréquent des normes uniformes dans les AEI, nous utilisons un jeu de négociation et la solution de Nash comme équilibre. Nous considérons essentiellement deux hypothèses dans ce chapitre :

l'existence de coûts de transferts compensatoires entre les pays et de coûts fixes dans la technologie de dépollution.

Nos résultats montrent, dans le cas d'une fonction de coût linéaire, que l'accord de norme uniforme avec transferts est meilleur en termes de bien-être total et individuel par rapport à l'accord de normes différenciées sans transfert lorsque le coût du transfert, évalué en termes de coût de dépollution marginal du pays peu soucieux de la protection de l'environnement, est inférieur au coût marginal du pays plus soucieux de l'environnement. Un résultat similaire en termes de bien-être individuel est obtenu dans le cas d'une fonction de coût non linéaire, ce qui requiert une hypothèse supplémentaire sur les gains retirés de la coopération des pays. L'explication de ce résultat provient de l'existence de transferts compensatoires, mêmes imparfaits. Des transferts faiblement imparfaits contribuent à compenser le coût de dépollution additionnel du pays peu soucieux de l'environnement car son niveau de dépollution est supérieur dans le cadre d'un accord de norme uniforme. Des résultats sont obtenus dans le cas de pays hétérogènes. Ceci montre que la norme uniforme n'est pas réservée aux pays identiques. Ce chapitre met en lumière la possible efficacité des accords de norme uniforme en l'absence de problèmes informationnels entre les agents et en l'absence d'autres variables susceptibles d'intervenir dans la négociation.

Nos résultats montrent, d'autre part, que des pays identiques peuvent préférer l'accord de normes différenciées à l'accord de norme uniforme lorsque le coût fixe de l'investissement dans la dépollution est suffisamment élevé. Cette analyse prend donc l'exact contre-pied de l'analyse avec des pays hétérogènes sans la prise en compte de coût fixe : des pays strictement identiques peuvent trouver intérêt à réduire différemment leurs émissions. L'explication de ce résultat trouve son origine dans l'hypothèse de coûts fixes dans la technologie de dépollution. En effet, l'introduction de coûts fixes implique une non-convexité locale de la fonction de coût de dépollution. Des pays identiques peuvent gagner collectivement en signant un accord de normes différenciées afin

de profiter des rendements d'échelle dans la dépollution.

On peut alors légitimement poser la question de savoir ce qui se passe lorsqu'il y a deux pays hétérogènes en présence de coûts fixes. A quelles conditions deux pays différents acceptent-ils de signer un accord de réduction uniforme des émissions lorsqu'il est possible de mettre en place une technologie de dépollution plus efficace, mais qui requiert un coût fixe d'installation ? Cette question est d'autant plus valable que ce sont les entreprises qui décident d'investir ou non dans une nouvelle technologie, mais qu'elles ne négocient pas elles-mêmes les niveaux des normes internationales. En outre, cet investissement prend du temps et il peut avoir un impact sur les négociations futures. Dans ce cas, les effets d'annonce de la part des Etats peut jouer un rôle tout aussi important que le niveau des coûts fixes pour inciter les entreprises à investir ou pas. C'est ce que nous allons voir dans le chapitre suivant.

ANNEXE

A- Pays asymétriques (sans coût fixe) : bien-être collectif

A1- Transferts positifs dans l'accord UT : cas quasi-linéaire avec $\alpha \simeq 0$ et $\delta < 1$

Notre objectif ici est de montrer que lorsque les bénéfices retirés de la dépollution globale du pays 2 sont faibles et inférieurs à ceux du pays 1 ($\alpha \simeq 0$) et les coûts de dépollution du pays 2 sont inférieurs à ceux du pays 1 ($\delta < 1$), les transferts du pays 1 au pays 2 sont positifs.

Dans l'accord UT avec des transferts du pays 1 au pays 2, la solution de Nash avec des pouvoirs de négociation égaux ($\gamma = 1/2$) s'écrit :

$$Max_{a,t} \left[B(2\bar{a}) + \Omega_1 - c\bar{a} - (1 + \lambda)t - \hat{N}B_1 \right] \times \left[\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta c\bar{a} + t - \hat{N}B_2 \right]$$

La condition du premier ordre par rapport à (t) s'écrit :

$$\frac{\partial V}{\partial t} = 0 \iff -(1 + \lambda) \left[\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta c\bar{a} + t - \hat{N}B_2 \right] + \left[B(2\bar{a}) + \Omega_1 - c\bar{a} - (1 + \lambda)t - \hat{N}B_1 \right] = 0$$

$$\iff 2(1 + \lambda)t = B(2\bar{a})(1 - (1 + \lambda)\alpha) - (1 + \lambda)\Omega_2 + \Omega_1 + c\bar{a}((1 + \lambda)\delta - 1) + ((1 + \lambda)\hat{N}B_2 - \hat{N}B_1)$$

En ce qui concerne le terme $((1 + \lambda)\hat{N}B_2 - \hat{N}B_1)$, nous utilisons les expressions définies dans l'équation 2.46.

$$\begin{aligned} \hat{N}B_1 &= B(B'^{-1}(c)) + \Omega_1 - cB'^{-1}(c) \\ \hat{N}B_2 &= \alpha B(B'^{-1}(c)) + \Omega_2 \end{aligned}$$

Ceci nous donne :

$$\begin{aligned}
((1 + \lambda)NB_2 - \hat{NB}_1) &= (1 + \lambda)(\alpha B(B'^{-1}(c)) + \Omega_2) \\
&\quad - B(B'^{-1}(c)) - \Omega_1 + cB'^{-1}(c) \\
&\iff (1 + \lambda)\Omega_2 - \Omega_1 + (1 + \lambda)\alpha B(B'^{-1}(c)) \\
&\quad - B(B'^{-1}(c)) + cB'^{-1}(c)
\end{aligned}$$

Nous posons l'hypothèse simplificatrice suivante :

$$\alpha \simeq 0$$

Le niveau des transferts devient alors :

$$2(1 + \lambda)t \simeq B(2\bar{a}) - \bar{c}\bar{a}(1 - (1 + \lambda)\delta) - B(B'^{-1}(c)) + cB'^{-1}(c)$$

L'expression $\left[B(2\bar{a}) - \bar{c}\bar{a}(1 - (1 + \lambda)\delta) \right]$ est supérieure ou égale à $(NB_1 - \Omega_1)$ car $B(2\bar{a}) - \bar{c}\bar{a}(1 - (1 + \lambda)\delta) \geq B(2\bar{a}) - \bar{c}\bar{a} - (1 + \lambda)t$. En outre, l'expression $[-B(B'^{-1}(c)) + cB'^{-1}(c)]$ est égale à $(-\hat{NB}_1 + \Omega_1)$. Nous avons donc,

$$\begin{aligned}
2(1 + \lambda)t &\simeq B(2\bar{a}) - \bar{c}\bar{a}(1 - (1 + \lambda)\delta) - B(B'^{-1}(c)) + cB'^{-1}(c) \\
&\geq NB_1 - \hat{NB}_1
\end{aligned}$$

Dès lors que le pays 1 signe un accord de norme uniforme avec transferts, son utilité est supérieure à celle du point de menace, donc les transferts du pays 1 vers le pays 2 sont positifs.

A2- Les conditions $a_1 \leq 1$ et $a_2 \geq 0$

Pour que $a_1 \leq 1$ et $a_2 \geq 0$, il suffit, par exemple, que dans le cadre quasi-linéaire, $\alpha \simeq 0$, $(1 + \lambda)\delta \simeq 1$ (inférieurement ou supérieurement), c soit suffisamment grand et que la fonction $B'^{-1}(\cdot)$ soit suffisamment petite.

Etant donné le cadre quasi-linéaire, la seconde condition de la définition 1 nous donne :

$$\begin{aligned} C(a_1) = C(\bar{a}^*) + (1 + \lambda)t^* &\Longleftrightarrow ca_1 = c\bar{a}^* + (1 + \lambda)t^* \\ &\Longleftrightarrow a_1 = \bar{a}^* + \frac{(1 + \lambda)t^*}{c} \end{aligned}$$

Nous cherchons à ce que la norme différenciée a_1 soit inférieure ou égale à 1.

De façon similaire, étant donné le cadre quasi-linéaire, la première condition de la définition 1 nous donne :

$$\begin{aligned} a_2 = 2\bar{a}^* - a_1 &\Longleftrightarrow a_2 = 2\bar{a}^* - \bar{a}^* - \frac{(1 + \lambda)t^*}{c} \\ &\Longleftrightarrow a_2 = \bar{a}^* - \frac{(1 + \lambda)t^*}{c} \end{aligned}$$

Nous cherchons à ce que la norme différenciée a_2 soit supérieure ou égale à 0.

Nous connaissons, de la preuve précédente, que les conditions du premier ordre découlant de la solution de Nash avec des pouvoirs de négociation égaux ($\gamma = 1/2$) dans l'accord UT impliquent :

$$\begin{aligned} &(2B'(2\bar{a}) - c) \left[\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta c\bar{a} + t - N\hat{B}_2 \right] + \\ &(2\alpha B'(2\bar{a}) - \delta c)(1 + \lambda) \left[\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta c\bar{a} + t - N\hat{B}_2 \right] \\ &= 0 \end{aligned}$$

$$\Longleftrightarrow (2B'(2\bar{a}) - c) + (2\alpha B'(2\bar{a}) - \delta c)(1 + \lambda) = 0$$

$$\Longleftrightarrow B'(2\bar{a}) = \frac{c(1 + \delta(1 + \lambda))}{2(1 + \alpha(1 + \lambda))}$$

Nous posons les hypothèses suivantes : $\delta(1 + \lambda) \simeq 1$ et $\alpha \simeq 0$. Sous ces hypothèses, l'expression du bénéfice marginal devient $B'(2\bar{a}) \simeq c$, d'où le niveau optimal de la norme uniforme $\bar{a} \simeq \frac{1}{2}B'^{-1}(c)$, ce qui est positif.

La preuve précédente nous donne également l'expression des transferts, lorsque $\alpha \simeq 0$:

$$2(1 + \lambda)t \simeq B(2\bar{a}) - c\bar{a}(1 - (1 + \lambda)\delta) - B(B'^{-1}(c)) + cB'^{-1}(c)$$

Si l'on pose l'hypothèse $\delta(1 + \lambda) \simeq 1$ et introduit l'expression de la norme uniforme optimale, nous obtenons :

$$(1 + \lambda)t \simeq \frac{1}{2}cB'^{-1}(c)$$

Nous revenons maintenant à l'étude des niveaux des normes différenciées a_1 et a_2 .

$$\begin{aligned} a_1 = \bar{a}^* + \frac{(1 + \lambda)t^*}{c} &\Longleftrightarrow a_1 = \frac{1}{2}B'^{-1}(c) + \frac{1}{2}B'^{-1}(c) \\ &\Longleftrightarrow a_1 = B'^{-1}(c) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} a_2 = \bar{a}^* - \frac{(1 + \lambda)t^*}{c} &\Longleftrightarrow a_2 = \frac{1}{2}B'^{-1}(c) - \frac{1}{2}B'^{-1}(c) \\ &\Longleftrightarrow a_2 = 0 \end{aligned}$$

A3- La démonstration de la supériorité de a_1^* sur a_2^*

Notre objectif est de montrer que $a_1^* > a_2^*$, lorsque les pays ont les mêmes pouvoirs de négociation, $\gamma = 1/2$, et une fonction de coût linéaire $C(a) = ca$ où c est un paramètre positif.

Les conditions du premier ordre dans l'accord de normes différenciées sans transfert, lorsque $\gamma = 1/2$, s'écrivent :

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial a_1} = 0 &\iff \frac{[B'(a_1 + a_2) - c]}{\left[\frac{B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - ca_1 - \hat{N}B_1}{\alpha B'(a_1 + a_2)} \right]} + \\ &\frac{[\alpha B'(a_1 + a_2)]}{\left[\alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta ca_2 - \hat{N}B_2 \right]} \\ &= 0 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial a_2} = 0 &\iff \frac{[B'(a_1 + a_2)]}{\left[\frac{B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - ca_1 - \hat{N}B_1}{[\alpha B'(a_1 + a_2) - \delta c]} \right]} \\ &= \frac{[\alpha B'(a_1 + a_2) - \delta c]}{\left[\alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta ca_2 - \hat{N}B_2 \right]} \\ &= 0 \end{aligned}$$

Le ratio de ces conditions de premier ordre nous donne (en supposant que l'on ne divise pas par 0) :

$$\frac{B'(a_1 + a_2) - c}{B'(a_1 + a_2)} = \frac{\alpha B'(a_1 + a_2)}{\alpha B'(a_1 + a_2) - \delta c} \quad (2.63)$$

$$\iff B'(a_1 + a_2) = \frac{\delta c}{\delta + \alpha} \iff a_1 + a_2 = B'^{-1}\left(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}\right)$$

Si l'on remplace $B'(a_1 + a_2) = \frac{\delta c}{\delta + \alpha}$ dans l'équation 2.63, nous obtenons la relation suivante :

$$U_2 = \delta U_1$$

$$\text{où } U_1 = \left[B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - ca_1 - \hat{N}B_1 \right] \text{ et } U_2 = \left[\alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta ca_2 - \hat{N}B_2 \right].$$

Nous avons donc :

$$U_2 = \delta U_1 \\ \iff \left[\alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta ca_2 - \hat{N}B_2 \right] = \delta \left[B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - ca_1 - \hat{N}B_1 \right]$$

$$(\delta - \alpha)B(a_1 + a_2) + \hat{N}B_2 - \delta \hat{N}B_1 = \delta c(a_1 - a_2)$$

Nous cherchons donc à savoir si le terme $(\delta - \alpha)B(a_1 + a_2) + \hat{N}B_2 - \delta \hat{N}B_1$ est positif. Nous remplaçons les expressions des niveaux d'utilité au point de menace $\hat{N}B_1$ et $\hat{N}B_2$, que nous avons fournies dans l'annexe A1, et nous obtenons :

$$(\delta - \alpha) \left[B(B'^{-1}(\frac{\delta c}{\delta + \alpha})) - B(B'^{-1}(c)) \right] + \delta c B'^{-1}(c) = \delta c(a_1 - a_2)$$

Or nous avons $B'^{-1}(\frac{\delta c}{\delta + \alpha}) > B'^{-1}(c)$ car $\frac{\delta c}{\delta + \alpha} < c$ et $B'^{-1}(\cdot)$ est une fonction décroissante.

Nous pouvons conclure alors que $a_1^* > a_2^*$ si $\delta > \alpha$.

B- Pays asymétriques (sans coût fixe) : bien-être individuel

B1- Point de menace : cas quasi-linéaire

Rappelons que les fonctions d'utilité des pays dans le cas de fonction de coût linéaire s'écrivent :

$$NB_1 = B(a_1 + a_2) + \Omega_1 - ca_1$$

$$NB_2 = \alpha B(a_1 + a_2) + \Omega_2 - \delta ca_2$$

Les conditions du premier ordre sont :

$$\begin{aligned} B'(a_1 + a_2) &= c \\ B'(a_1 + a_2) &= \frac{\delta c}{\alpha} \end{aligned}$$

Si $(\frac{\delta}{\alpha} > 1)$, alors le bénéfice marginal du pays 2, $B'(a_1 + a_2)$ est supérieur à celui du pays 1. Ceci implique, par la concavité de la fonction de bénéfice, que le niveau optimal de la dépollution globale $(a_1 + a_2)$ du pays 2 est inférieur à celui du 1. Nous concluons alors que le niveau de dépollution du pays 2 à l'équilibre de Nash est nul $\hat{a}_2 = 0$, et celui du pays 1 est défini par $\hat{a}_1 = B'^{-1}(c)$. Ces niveaux de dépollution conduisent aux niveaux d'utilité des pays 1 et 2 à l'équilibre de Nash :

$$\begin{aligned} \hat{NB}_1 &= B(B'^{-1}(c)) + \Omega_1 - cB'^{-1}(c) \\ \hat{NB}_2 &= \alpha B(B'^{-1}(c)) + \Omega_2 \end{aligned}$$

B2- Positivité des transferts

Proposition 5 *Soit $\bar{a}$ la valeur de la norme uniforme pour laquelle $Y^U = (1 + (1 + \lambda)\alpha)B(2\bar{a}) + \Omega_1 + (1 + \lambda)\Omega_2 - (1 + (1 + \lambda)\delta)c\bar{a}$ est maximal*

si $\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta c\bar{a} < 0$, alors en chaque point de la frontière de Pareto, les transferts possibles sont strictement positifs.

Preuve. Cette maximisation correspond à la construction de la frontière de Pareto dans l'accord UT. Cela signifie que tout au long de la frontière $\bar{a}$ est constante. En outre, à partir de la contrainte budgétaire du pays 1 nous avons $(1 + \lambda)t = \Omega_1 - c_1 - c\bar{a} = \Omega_1 + B(2\bar{a}) - NB_1 - c\bar{a}$. Afin d'obtenir $t > 0$, nous avons besoin de $NB_1 < \Omega_1 + B(2\bar{a}) - c\bar{a}$. Alors, si $Y^U < \Omega_1 + B(2\bar{a}) - c\bar{a}$, les transferts sont positifs tout au long de la frontière car Y^U est le maximum d'utilité NB_1 atteignable par le pays 1 ($NB_1 = Y^U$ quand $NB_2 = 0$). Cette dernière inégalité est équivalente à $\alpha B(2\bar{a}) + \Omega_2 - \delta c\bar{a} < 0$. ■

Corollaire 2 Comme $\bar{a} = \frac{1}{2}B'^{-1}\left(\frac{(1+(1+\lambda)\delta)c}{2(1+(1+\lambda)\alpha)}\right)$ et $B(2\bar{a})$ sont bornés inférieurement et supérieurement, des valeurs suffisamment faibles de Ω_2 et α sont suffisantes pour obtenir la positivité des transferts.

Ce résultat (provenant de la construction de la frontière de Pareto dans l'accord UT) implique qu'un pays relativement pauvre avec de faibles incitations à dépolluer reçoit des transferts du pays 1, s'ils décident de négocier un accord de norme uniforme avec transferts.

C- Pays symétriques (avec coûts fixes)

C1- Le niveau des coûts fixes

Nous cherchons un niveau spécifique de coût fixe co qui satisfasse trois conditions. Premièrement, il doit être suffisamment élevé pour qu'aucun des pays ne dépollue au point de menace. Deuxièmement, il doit être suffisamment élevé pour que l'accord de normes différenciées avec transferts (DT) domine en termes de bien-être individuel l'accord de norme uniforme sans transfert (U). Enfin, il doit être suffisamment faible pour que les pays aient un niveau d'utilité dans l'accord DT supérieur à celui au point de menace.

Nous allons d'abord examiner la condition pour que le cas où aucun des pays ne dépollue au point de menace soit un équilibre de Nash.

Les niveaux d'utilités des pays à l'équilibre de Nash symétrique, lorsqu'aucun des pays ne dépollue, s'écrivent :

$$\hat{NB}_1 = \hat{NB}_2 = \hat{NB} = \Omega$$

où $\hat{a}_1 = \hat{a}_2 = 0$.

Pour être un équilibre de Nash, il faut que toute déviation unilatérale ne soit pas profitable. Supposons que le pays 1 dévie et dépollue, la condition du premier ordre pour le pays 1 devient alors $B'(\hat{a}_1) = C'(\hat{a}_1)$.

Les niveaux d'utilités des pays lorsque seul le pays 1 dépollue sont :

$$NB_1 = B(\hat{a}_1) + \Omega - co - C(\hat{a}_1)$$

$$NB_2 = B(\hat{a}_1) + \Omega$$

Nous pouvons représenter les niveaux de bien-être des pays $(NB_1; NB_2)$ dans le tableau suivant :

	pays 2 ne dépollue pas
pays 1 dépollue	$B(\hat{a}_1) + \Omega - co - C(\hat{a}_1); B(\hat{a}_1) + \Omega$
pays 1 ne dépollue pas	$\Omega; \Omega$

Pour que la situation dans laquelle aucun des pays ne dépollue soit un équilibre de Nash, la condition suivante doit être vérifiée :

$$B(\hat{a}_1) + \Omega - co - C(\hat{a}_1) < \Omega \iff co > B(\hat{a}_1) - C(\hat{a}_1) \text{ (C1)}$$

Nous allons maintenant examiner les conditions pour que les pays gagnent plus individuellement dans l'accord DT par rapport à U et par rapport au point de menace.

Nous pouvons évaluer les niveaux d'utilités des pays dans l'accord DT à partir de l'équation 2.62 nous donnant l'expression des transferts. Nous obtenons alors :

$$NB_1 = B(a_1) \frac{2 + \lambda}{2(1 + \lambda)} + \Omega - \frac{co}{2} - \frac{C(a_1)}{2}$$

$$NB_2 = B(a_1) \frac{2 + \lambda}{2} + \Omega - \frac{co(1 + \lambda)}{2} - \frac{C(a_1)(1 + \lambda)}{2}$$

avec $B'(a_1) = \frac{1+\lambda}{2+\lambda} C'(a_1)$.

Les niveaux d'utilités des pays dans l'accord U sont égaux à :

$$NB_1 = NB_2 = B(2\bar{a}) + \Omega - co - C(\bar{a})$$

avec $B'(2\bar{a}) = \frac{1}{2} C'(\bar{a})$.

La condition de supériorité en termes de bien-être pour le pays 1 de l'accord DT, avec des transferts parfaits ($\lambda = 0$), sur l'accord U s'écrit :

$$NB_1^{DT} > NB^U \iff co > 2B(2\bar{a}) - 2B(a_1) - 2C(\bar{a}) + C(a_1) \quad (\mathbf{C2})$$

La condition de supériorité en termes de bien-être pour le pays 2 de l'accord DT, avec des transferts parfaits ($\lambda = 0$), sur l'accord U s'écrit de la même façon que celle du pays 1.

La condition de supériorité en termes de bien-être pour le pays 1 de l'accord DT, avec des transferts parfaits ($\lambda = 0$), sur l'équilibre de Nash symétrique est la suivante :

$$NB_1^{DT} > \hat{NB} \iff co < 2B(a_1) - C(a_1) \quad (\mathbf{C3})$$

$$\text{car } \hat{NB}_1 = \Omega.$$

La condition de supériorité en termes de bien-être pour le pays 2 de l'accord DT, avec des transferts parfaits ($\lambda = 0$), sur l'équilibre de Nash symétrique s'écrit de la même façon que celle du pays 1.

Nous utilisons des fonctions de bénéfice et de coût quadratiques :

$$B(a) = \alpha a - \frac{\beta}{2} a^2$$

avec $a < \frac{\alpha}{\beta}$.

$$C(a) = \frac{\gamma}{2} a^2$$

où α, β et γ sont positifs.

Nous définissons maintenant les niveaux de dépollution associés à ces formes fonctionnelles.

Equilibre de Nash asymétrique

$$B'(\hat{a}_1) = C'(\hat{a}_1) \iff \alpha - \beta\hat{a}_1 = \gamma\hat{a}_1 \iff \hat{a}_1 = \frac{\alpha}{\gamma + \beta}$$

Normes différenciées avec des transferts parfaits

$$B'(a_1) = \frac{1}{2}C'(a_1) \iff \alpha - \beta a_1 = \frac{1}{2}\gamma a_1 \iff a_1 = \frac{\alpha}{\frac{\gamma}{2} + \beta}$$

Norme uniforme sans transfert

$$B'(2\bar{a}) = \frac{1}{2}C'(\bar{a}) \iff \alpha - 2\beta\bar{a} = \frac{1}{2}\gamma\bar{a} \iff \bar{a} = \frac{\alpha}{\frac{\gamma}{2} + 2\beta}$$

Nous cherchons des cas de figure où il existe une valeur spécifique de coût fixe co pour laquelle les conditions C1, C2 et C3 sont simultanément vérifiées. Nous faisons varier les paramètres α, β et γ entre 0.1 et 1 dans un intervalle de 0.1. Nous notons que l'on trouve plusieurs cas de figure où ces trois conditions sont vérifiées. Cela signifie que l'on peut trouver des situations dans lesquelles l'accord DT domine en termes de bien-être individuel et l'équilibre de Nash symétrique (aucun pays ne dépollue) et l'accord U pour des valeurs de paramètres considérées.

C2- Exemple : les rendements d'échelle

Nous supposons l'existence d'une technologie de dépollution avec coût fixe à rendement marginal factoriel décroissant dans le travail. Le programme consiste à minimiser les coûts sous la contrainte technologique en dépollution :

$$\begin{aligned} \min \quad & C_1 = wL_1 \\ \text{s.c.} \quad & \bar{E} \times \beta_1 = (L_1)^{1/2} - co \end{aligned}$$

$$\iff C_1 = w(\bar{E} \times \beta_1 + co)^2$$

Le coût de dépollution moyen s'écrit :

$$\frac{C_1}{a_1} = \frac{C_1}{\bar{E} \times \beta_1} = w(\bar{E} \times \beta_1) + 2wco + \frac{wco^2}{\bar{E} \times \beta_1}$$

Le minimum du coût de dépollution moyen par rapport à a_1 est donné par :

$$w - \frac{wco^2}{\left(\bar{E} \times \beta_1\right)^2} = 0 \iff \bar{E} \times \beta_1 = co$$

Le niveau minimum de la dépollution est donc égal à :

$$a_1^* = \left(\bar{E} \times \beta_1\right)^* = co$$

Ce niveau spécifique de la dépollution a_1^* est tel que les rendements d'échelle dans la technologie de dépollution sont décroissants pour $a_1 > a_1^*$. Dans le cas $a_1 > a_1^*$, la dépollution par les deux pays est recommandée (l'accord de norme uniforme sans transfert).

C3- Les niveaux de bien-être

Nous fournissons ici la comparaison de bien-être individuel dans les accords de norme uniforme sans transfert (U) et de normes différenciées avec transferts (DT).

La différence de bien-être pour le pays 1 entre l'accord DT et l'accord U, étant donnée la valeur des transferts t , s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned} NB_{1DT} - NB_U &= B(A_{DT}) \times \left[\frac{2 + \lambda}{2(1 + \lambda)} \right] - C(A_{DT}) \times \frac{1}{2} \\ &\quad - B(\bar{A}_U) + C(\bar{A}_U/2) \\ &\quad + co \times \frac{1}{2} \end{aligned}$$

Nous savons de la section 1.3.5 que $\bar{A}_U > A_{DT}$. Nous avons donc :

• $B(\bar{A}_U) - B(A_{DT}) > 0$ car la fonction de bénéfice est croissante.

· $C(\bar{A}_U) > C(A_{DT})$ car la fonction de coût est croissante.

Afin de simplifier la comparaison de bien-être, nous supposons que les transferts sont parfaits, i.e. $\lambda = 0$. Sous cette hypothèse, le terme de différence des fonctions de bénéfice devient :

$$\left[B(A_{DT}) - B(\bar{A}_U) \right], \text{ ce qui est négatif.}$$

De façon similaire, le terme de différence des fonctions de coût devient :

$\left[C(\bar{A}_U/2) - C(A_{DT}) \times \frac{1}{2} \right]$, ce qui est négatif sous les hypothèses que la fonction de coût est convexe et que $C'(0) = 0$.

Nous pouvons donc conclure que le pays 1 préfère l'accord de normes différenciées avec transferts parfaits à l'accord de norme uniforme sans transfert lorsque le niveau du coût fixe co est suffisamment élevé.

Nous effectuons maintenant la même analyse pour le pays 2.

La différence de bien-être pour le pays 2 entre l'accord DT et l'accord U, étant donnée la valeur des transferts t , s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned} NB_{2DT} - NB_U &= B(A_{DT}) \times \left[\frac{2+\lambda}{2} \right] - C(A_{DT}) \times \left(\frac{1+\lambda}{2} \right) \\ &\quad - B(\bar{A}_U) + C(\bar{A}_U/2) \\ &\quad + co \times \left(\frac{1-\lambda}{2} \right) \end{aligned}$$

Comme dans la partie précédente, nous supposons que les transferts sont parfaits, i.e. $\lambda = 0$. Sous cette hypothèse, le terme de différence des fonctions de bénéfice devient :

$$\left[B(A_{DT}) - B(\bar{A}_U) \right], \text{ ce qui est négatif.}$$

Le terme de différence des fonctions de coût devient :

$\left[C(\bar{A}_U/2) - C(A_{DT}) \times \frac{1}{2} \right]$, ce qui est négatif sous les hypothèses que la fonction de coût est convexe et que $C'(0) = 0$.

Nous pouvons conclure que le pays 2 préfère également l'accord de normes différenciées avec transferts parfaits à l'accord de norme uniforme sans transfert lorsque le

niveau du coût fixe co est suffisamment élevé.

Chapitre 3

Design des Accords Environnementaux Internationaux et les Investissements Privés dans les Technologies de Dépollution dans un Contexte de Pollution Transfrontalière

3.1 Introduction

Les études mettant en évidence la responsabilité des activités humaines dans le problème de changement climatique indiquent l'importance des décisions d'investissement dans les technologies de traitement de la pollution. La nature de bien public du problème de changement climatique amène à ce qu'une entreprise qui réalise des activités de traitement de la pollution sous-estime les bénéfices globaux de ces activités et donc réalise un investissement sous optimal. En plus du caractère de bien public de ce type de problème, en général une entreprise ne va pas être incitée à investir dans une nouvelle technologie de dépollution si l'installation de cette technologie représente des coûts irrécupérables ("*sunk cost*") importants.

L'objectif de ce chapitre est d'étudier le lien entre le *design* des accords environnementaux internationaux (dorénavant notés AEI) et les décisions d'investissement des entreprises dans de nouvelles technologies de traitement de la pollution, en présence d'un problème de pollution transfrontalière entre deux pays. En effet, il s'agit d'analyser, du point de vue à la fois positif et normatif, les conséquences du type d'AEI sur les décisions d'investissement des entreprises dans de nouvelles technologies de dépollution. Dans cette optique, nous considérons deux types d'AEI : un accord de norme uniforme avec transferts et un accord de normes différenciées sans transfert. Nous nous demandons lequel de ces deux AEI doit être négocié pour donner au secteur privé les incitations nécessaires à investir dans de nouvelles technologies de dépollution en cas d'excès de pollution.

Premièrement, nous considérons l'accord de norme uniforme avec transferts (UT). Dans ce contexte, une norme uniforme signifie un même pourcentage de réduction des émissions d'une année de référence pour tous les pays concernés par le problème environnemental. En effet, la plupart des AEI sur les problèmes de pollution transfrontalière sont caractérisés par des normes uniformes (Hoel (1991), Finus, (2001)).

Plusieurs arguments théoriques (voir le chapitre 1) plaident en faveur de la mise en œuvre de telles normes. Les transferts compensatoires sont souvent utilisés pour assurer la participation de certains pays à l'AEI. Ce type de mécanisme, qui associe un objectif environnemental uniforme à un schéma de transferts entre pays, est illustré par le Protocole de Montréal sur les Substances qui Dégradent la Couche d'Ozone signé en 1987¹. Sur la base des émissions de 1986, ce protocole spécifie un taux de réduction de 20 % des émissions de CFC (chlorofluorocarbones) et de halons, objectif à atteindre avant 1998. Les pays signataires du Protocole de Montréal ont créé le Fonds Multilatéral en 1990. Ce fonds est abondé par les contributions de 49 pays industrialisés dont l'objectif est d'aider les pays en voie de développement à compenser leurs coûts supplémentaires de mise en conformité aux dispositions de l'accord². Luken et Grof (2006, p.2) défendent l'idée que la plupart des réductions d'émissions de substances qui dégradent la couche d'ozone sont réalisées par les projets mis en place sous la tutelle du Fonds Multilatéral. Actuellement, les projets de dépollution dans les pays en voie de développement continuent à être financés par ce Fonds Multilatéral, le dernier financement étant prévu pour la période allant de 2006 à 2008³. La Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants (POP), signée en 2001, obéit à un schéma similaire. Cette convention oblige tous les pays signataires à éliminer la production et les usages récents intentionnels de POP. En outre, un mécanisme d'assistance financière est prévu dans les dispositions de la convention pour permettre la participation des pays en voie de développement et des pays en transition⁴.

Deuxièmement, nous considérons l'accord de normes différenciées sans transfert (D). Ces accords spécifient des taux différenciés de réduction des émissions d'une année de référence pour chacun des pays. Ici, ces différents taux tiennent déjà compte de

¹En juin 2004, 187 pays ont ratifié ce Protocole (Luken et Grof (2006), p.4).

²“Ces coûts incluent des coûts supplémentaires de capitaux et de matières premières pour une période donnée (généralement 6 mois pour les projets de réfrigération)” (Luken et Grof (2006), p.4).

³Source : <http://www.multilateralfund.org/>

⁴Source : <http://www.epa.gov/oppfead1/international/pops.htm>

l'hétérogénéité entre pays, alors les transferts peuvent ne pas être nécessaires. Ce type d'AEI est illustré par le Protocole de Kyoto sur le Changement Climatique (1997). Ce protocole impose une norme uniforme pour certains des pays en transition (la République Tchèque, l'Estonie, la Lettonie, la République Slovaque et la Slovénie se sont mises d'accord pour réduire leurs émissions de 1990 de 8 %⁵) et des normes différenciées entre différents groupes de pays. A ce titre, l'accord de partage des efforts de réduction des émissions dans l'Union Européenne ("*Burden sharing agreement*") implique des normes différenciées sur la base des émissions de 1990 : Autriche (-13%), France (0%), Grèce (+25%) etc⁶. De plus, ce protocole ne spécifie pas de schéma de transferts compensatoires explicites entre pays. Mais, comme le soulignent Chander et al. (2002, p.113) et Barrett (2003, p. 361), le marché de permis d'émissions et le mécanisme de développement propre constituent des alternatives aux transferts permettant d'obtenir des résultats semblables via une attribution appropriée des droits initiaux.

Nous traitons ce problème de pollution transfrontalière sous forme de jeu à plusieurs étapes entre deux pays frontaliers, hétérogènes en termes de bénéfices retirés de la dépollution globale. Pour la simplicité du modèle, nous supposons qu'il existe une seule entreprise représentative dans chaque pays. Nous étudions un modèle dans lequel le choix du type d'AEI par les pays et le choix du type de technologie de dépollution par les entreprises sont endogènes. Le choix du type d'AEI découle du résultat de négociations portant sur les différents accords. Le choix de technologie de dépollution repose sur la comparaison des coûts de dépollution associés à chaque technologie. Cette analyse est effectuée de la façon suivante. Premièrement, nous identifions les effets des niveaux futurs (qui seront négociés) des objectifs environnementaux sur les décisions d'investissement des entreprises. Deuxièmement, nous cherchons les conditions sous lesquelles il est intéressant pour les pays de mettre en place un certain type d'AEI afin

⁵Source : Bailey (2003), p.183.

⁶Source : Bailey (2003), p.182.

d'obtenir des objectifs de dépollution en niveau pour atteindre le bien-être le plus élevé et ce, en présence d'investissements irréversibles de la part des entreprises⁷.

Nos travaux mettent en évidence un résultat qui peut paraître contre intuitif : il est optimal, en présence de pays très hétérogènes, d'annoncer et de mettre en œuvre un accord de norme uniforme avec transferts lorsque le coût irrécupérable de l'installation de la technologie est faible et que les bénéfices marginaux de la dépollution globale sont élevés, tandis que ce n'est plus le cas lorsque le coût irrécupérable de l'installation de la technologie est élevé. Dans ce cas, la mise en œuvre de l'accord de norme uniforme avec transferts donne le même niveau de paiement que celui au point de menace de la négociation.

La question étudiée dans ce chapitre est en lien avec deux branches de la littérature. Dans la première, il s'agit d'étudier la relation entre la régulation environnementale nationale⁸ (Bansal et Gangopadhyay (2005), Arguedas et Hamoudi (2004)) ou la régulation environnementale internationale (Golombek et Hoel (2006)) et les décisions d'investissement dans l'adoption ou le développement technologique. Une autre branche de la littérature repose sur l'étude du problème de "*hold-up*" rencontré dans la théorie de l'organisation industrielle (McLaren (1997), Muuls (2004))⁹.

Buchholz et Konrad (1994) étudient le choix entre deux technologies de traitement de la pollution dans un jeu à deux étapes. Ils analysent les incitations des entreprises à s'engager de façon stratégique dans le choix d'une technologie coûteuse. Le choix entre deux technologies est réduit au choix des coûts de dépollution unitaires. Le ré-

⁷Il est possible de proposer une autre interprétation de la problématique de ce chapitre. Nous pourrions imaginer qu'il existe une "bulle" en place formée de pays qui se sont mis d'accord pour appliquer des normes uniformes avec transferts. La question qui se pose alors, c'est de savoir si un pays a intérêt à rester dans la bulle, ou sinon à ne pas faire partie de la bulle et à réduire ses émissions d'un pourcentage différent (autrement dit d'appliquer des normes différenciées sans transfert).

⁸Voir pour une revue de la littérature Jaffe et al. (2002).

⁹Voir entre autres pour les articles séminaux Klein et al. (1978), Grossman et Hart (1986), et pour des applications récentes à l'élargissement de l'Union Européenne Wallner (2003), au marché de permis d'émissions négociables Gersbach et Glazer (1999).

sultat principal de l'article est qu'il est individuellement rationnel pour un pays de choisir une technologie de dépollution coûteuse, car ce choix lui procure une position de négociation plus importante. Ceci se manifeste par un niveau plus élevé de son paiement au point de menace de la négociation. Ce résultat repose sur deux hypothèses. Premièrement, l'entreprise qui fait le choix d'investissement et le gouvernement qui conduit les négociations sont considérés comme une entité unique. Deuxièmement, les pays négociateurs sont supposés être identiques. Comme les émissions des pays sont des substituts stratégiques, l'un des pays dépollue davantage si l'autre pays choisit une technologie de dépollution plus coûteuse. Les différences entre cet article et notre chapitre de thèse peuvent se résumer comme suit. Dans notre chapitre, le choix entre deux technologies se fonde sur les niveaux des coûts de dépollution variables et des coûts irrécupérables d'installation de la nouvelle technologie de dépollution. En outre, le pays et l'entreprise forment des agents décentralisés dans l'économie. Enfin, les pays sont supposés être hétérogènes en termes de bénéfices retirés de la dépollution globale.

Concernant le lien entre la régulation environnementale nationale et les décisions d'investissement dans l'adoption technologique, Arguedas et Hamoudi (2004) analysent les conditions sous lesquelles les sanctions doivent dépendre de l'efficacité de la technologie environnementale de l'entreprise et du degré de non-mise en conformité à la régulation. Cet article compare essentiellement les niveaux de bien-être pour le régulateur et de paiements pour l'entreprise de deux décisions différentes d'investissement : investir avant l'annonce de la politique environnementale nationale ou investir après l'annonce de cette politique. Les auteurs montrent qu'il est intéressant pour les deux parties que l'entreprise investisse dans la technologie avant que la politique soit annoncée. Dans ce cas, l'entreprise est incitée à sur-investir, ce qui réduit les fréquences d'inspection et les pénalités anticipées.

Concernant le lien entre la régulation environnementale nationale et les décisions d'investissement dans le développement technologique, Bansal et Gangopadhyay (2005)

étudient les incitations d'un monopole à investir dans la R&D en présence de régulations, sous l'hypothèse que les consommateurs ont un consentement à payer pour des produits "verts". L'étude porte sur deux types de régulation : la politique d'engagement et la politique fondée sur "la meilleure technologie disponible" ("*best available technology* (BAT)"). La première correspond à l'imposition par le gouvernement de la norme et de la pénalité avant les décisions d'investissement en R&D des entreprises. La seconde consiste en la mise en place des normes sur la base de BAT et la sélection d'un taux de pénalité. Le résultat principal des auteurs est que la politique d'engagement fournit aux firmes les bonnes incitations à investir dans la R&D contrairement à la politique fondée sur "la meilleure technologie disponible". Puisque la politique d'engagement réduit le degré d'incertitude de l'innovation, elle donne au secteur privé les incitations nécessaires à investir.

En ce qui concerne le lien entre la régulation environnementale internationale et les décisions d'investissement dans le développement technologique, Golombek et Hoel (2006) étudient le lien entre le *design* des AEI et les investissements dans le changement technologique. Les auteurs comparent deux types d'AEI en présence de retombées technologiques ("*technology spillovers*") entre pays : un accord de quota et un accord de taxe. Ils montrent que les niveaux de dépollution et d'investissement en R&D sont plus faibles dans l'accord de taxe que dans l'accord de quota. Les niveaux faibles de subvention technologique aux investissements en R&D et de la taxe de carbone dans l'accord de taxe impliquent ces niveaux faibles de dépollution et d'investissement en R&D, et sont donc à l'origine d'inefficacités. C'est la raison pour laquelle les coûts sociaux sont plus importants dans l'accord de taxe.

La question de décision d'investissement étudiée dans ce chapitre est également en lien avec le problème de "*hold-up*". C'est une situation dans laquelle l'agent (l'entreprise) doit réaliser un investissement initial avant de se mettre en contact avec le principal (le pays dans notre cas). La raison à l'origine d'une telle situation est que

l'agent et le principal peuvent se rencontrer seulement une fois l'investissement réalisé (Laffont et Martimort (2002), p.370). Dans un problème de hold-up "standard", une entreprise qui envisage de réaliser un investissement spécifique¹⁰ pour la production d'un bien peut préférer ne pas investir si elle anticipe l'expropriation par le consommateur dans le futur des bénéfices qu'elle retire de son investissement¹¹. Dans le cadre d'AEI, un problème de hold-up peut se poser dans la mesure où les pays peuvent tenter d'exproprier les bénéfices des entreprises ayant réalisées d'investissements en technologies de dépollution, en leur imposant des normes environnementales internationales plus "exigeantes".

McLaren (1997) analyse les gains de la libéralisation du commerce d'un petit pays. Des entreprises de ce pays anticipent des négociations futures en faveur de la libéralisation du commerce et investissent en conséquence, c'est-à-dire, en réalisant des investissements irréversibles dans le secteur d'exportation. En effet, les entreprises agissent comme des agents décentralisés et réduisent, par leur spécialisation, la flexibilité du pays quand ce dernier négocie plus tard avec l'autre pays. Cela se manifeste par la réduction de la position de négociation à l'équilibre qui se concrétise par des concessions ou des transferts monétaires du petit pays vers le grand.

Muuls (2004) étudie les effets dynamiques de l'investissement irréversible sur la position de négociation des pays lors de négociations internationales sur le changement climatique. Le modèle repose sur un jeu à deux étapes avec deux pays. L'hypothèse principale de cet article est que l'engagement des pays à assigner des permis de pollution est irréversible ("*commitment*"). Les pays sont supposés ne pas pouvoir s'engager à

¹⁰Un investissement est supposé spécifique en ce sens qu'il ne rapporterait rien aux deux parties dans des échanges avec d'autres partenaires (Tirole (1993), p.51). C'est le cas, par exemple, lorsqu'un offreur doit concevoir un équipement dont les caractéristiques sont spécifiques à une commande particulière d'un acheteur (comme c'est souvent le cas avec les machines-outils) (p.44).

¹¹Il convient ici de souligner qu'il ne faut pas confondre le problème de hold-up avec l'effet de cliquet ("*ratchet effect*"). Ce dernier repose sur l'asymétrie d'information du type sélection adverse. La partie non-informée offre à la partie informée des contrats plus "exigeants" si elle apprend que sa productivité ou sa valorisation sont plus élevées. Cela est valable dans le cadre des contrats de court terme (Bolton et Dewatripont (2005), p.368).

imposer une pénalité forte aux entreprises en cas de non-respect de la régulation. Le résultat principal de cet article est qu'il existe un sur-investissement par rapport à la situation de premier rang, lorsque les entreprises anticipent un accord négocié (le résultat des négociations découlant de l'utilisation de la solution de Nash) dans le futur. Dans ce cas, le problème de hold-up ne se pose pas. Ce résultat est interprété par l'auteur comme étant lié à la nature de bien public du problème de changement climatique. En effet, les pays sont liés d'une part par les bénéfices de la dépollution globale car les efforts de dépollution d'un pays bénéficient à l'autre pays (existence d'externalités), et d'autre part par les coûts de dépollution car l'investissement d'une entreprise dans un pays a des effets sur le marché des permis, ou plus précisément sur le prix des permis, et donc affecte les décisions d'investissement de l'entreprise de l'autre pays.

Le chapitre est organisé de la façon suivante. À la section 3.2, nous décrivons le cadre du modèle. À la section 3.3, nous présentons d'abord le jeu à plusieurs étapes, ensuite nous fournissons les résultats de ce jeu en termes de décisions d'investissement des entreprises et en termes de choix optimal du type d'AEI par les pays. La section 3.4 illustre les résultats théoriques du modèle à l'aide d'un exemple numérique effectué sur une fonction de bénéfice quadratique. Enfin, la section 3.5 conclut et discute notre analyse.

3.2 Cadre du Modèle

Nous considérons un problème de pollution transfrontalière entre deux pays. Cela signifie que les émissions d'un pays affectent négativement le bien-être de l'autre pays (existence d'externalités). Nous prenons en compte une situation dans laquelle deux pays coopèrent pour le bien-être des deux afin d'atténuer ce problème de pollution transfrontalière. Nous envisageons le cas de deux pays hétérogènes en termes de

bénéfices retirés de la dépollution globale ou de dommages liés à la pollution globale. Un des pays est supposé être très soucieux de la protection de l'environnement (*environmentally conscious country* ou dorénavant ENCC) et l'autre est supposé être moins soucieux de la protection de l'environnement (*less environmentally conscious country* ou dorénavant LENCC). Cette terminologie est empruntée de Petrakis et Xepapadeas (1996).

Comme nous l'avons déjà mentionné, nous postulons qu'il existe une seule firme représentative dans chaque pays. Chaque firme anticipe rationnellement le niveau de la norme de dépollution qui sera négociée dans le futur et en conséquence minimise son coût de dépollution. Les niveaux négociés des normes de dépollution sont déterminés par l'utilisation de la solution coopérative de Nash. La comparaison des AEI s'effectue sur la base du critère de Pareto.

Il convient de noter que nous considérons un modèle à anticipations parfaites où tous les agents observent parfaitement les actions des autres et tous les états de nature.

Nous allons décrire successivement les objectifs et comportements des agents, le déroulement du jeu qui les implique et enfin les équilibres auxquels ils aboutissent.

3.2.1 Les Agents dans l'Economie

Il y a deux types d'agents dans cette économie : deux pays et deux entreprises, avec une entreprise représentative par pays.

Les Pays

Les pays annoncent d'abord le type de l'AEI, l'accord de norme uniforme avec transferts (UT) ou l'accord de normes différenciées sans transfert (D), ensuite négocient les niveaux précis des normes et des transferts (A et A^* dans l'accord D, $\bar{A}$ et t dans l'accord UT).

Les fonctions de paiement des pays ENCC et LENCC (l'indice * marque les variables relatives au pays LENCC) s'écrivent respectivement comme suit :

$$\begin{aligned}
NB(x) &= B(A + A^*) - C(A, x) - t \\
NB^*(x^*) &= \alpha B(A + A^*) - C(A^*, x^*) + t
\end{aligned} \tag{3.1}$$

où A (resp. A^*) désigne le niveau négocié de la norme de dépollution pour le pays ENCC (resp. LENCC) avec $A \leq 1$ (resp. $A^* \leq 1$), x (resp. x^*) est la décision d'investissement de l'entreprise du pays ENCC (resp. LENCC), exprimée de façon binaire $x \in \{0, 1\}$, et t représente les paiements de transferts entre les pays.

Ces fonctions de paiements sont des fonctions de bénéfices nets retirés des efforts de dépollution. La fonction $B(A + A^*)$ désigne la fonction de bénéfice retiré de la dépollution globale. Comme il s'agit d'un problème de pollution transfrontalière, les efforts de dépollution d'un pays bénéficient également à l'autre. Cette fonction exprime dans un sens le consentement à payer des pays pour un environnement global plus propre. Autrement dit, elle décrit les dommages subis par un pays à cause de la pollution globale. Cette fonction est supposée croissante et concave, c'est-à-dire, $B'(\cdot) > 0$ et $B''(\cdot) < 0$. Les bénéfices retirés de la dépollution globale sont croissants en fonction de la dépollution globale mais les bénéfices marginaux sont décroissants lorsque le niveau de la dépollution globale augmente. Le paramètre α , avec $0 < \alpha < 1$, représente le degré d'hétérogénéité entre les pays. Cela revient à supposer que le pays LENCC a des bénéfices provenant de la dépollution globale moindres que ceux du pays ENCC. Cela peut s'interpréter donc par un moindre consentement à payer pour un environnement global plus propre ou un moindre degré d'exposition à la pollution globale de la part du pays LENCC.

La fonction $C(A, x)$ représente la fonction de coût de dépollution de l'entreprise du pays ENCC qui dépend du niveau négocié de la norme de dépollution, A , et de sa propre décision d'investissement dans une nouvelle technologie, x . Comme nous allons le voir dans ce qui suit, la forme de la fonction de coût dépend du choix de la technologie de l'entreprise.

Les Entreprises

Les entreprises décident d'investir ($x = 1$) ou non ($x = 0$) dans une nouvelle technologie de dépollution. Comme nous l'avons déjà mentionné, le choix entre deux technologies repose sur la comparaison des coûts de dépollution. Nous étudions une situation dans laquelle les entreprises ont déjà accès à une technologie de dépollution qui leur permet de réduire leurs émissions. Cependant, cette technologie est associée à des coûts marginaux de dépollution élevés. Ces entreprises ont aussi la possibilité de dépolluer avec une technologie alternative qui est associée à des coûts marginaux de dépollution plus faibles, mais dont l'installation requiert le paiement de coûts irrécupérables. Nous postulons que les firmes dans les deux pays ont accès au même ensemble de technologies de dépollution possibles.

En ce qui concerne les formes fonctionnelles, nous supposons que la fonction de coût de dépollution est croissante et convexe par rapport à la norme de dépollution A , en cas d'investissement dans la nouvelle technologie, c'est-à-dire $C'(A|_{x=1}) > 0$ et $C''(A|_{x=1}) > 0^{12}$. Par ailleurs, pour la simplicité du modèle, nous utilisons une fonction de coût de dépollution linéaire en l'absence d'investissement dans la nouvelle technologie, c'est-à-dire $C''(A|_{x=0}) = 0$. Le choix de la linéarité n'est pas crucial. Nous supposons que les coûts marginaux de dépollution sont toujours plus faibles en présence

¹²Nous utilisons une fonction de coût de dépollution variable convexe en cas d'investissement dans la nouvelle technologie. C'est aussi l'approche qui est adoptée par Muuls (2004) et Bansal et Gangopadhyay (2005). Notre fonction de coût de dépollution final diffère de celle de Muuls (2004) par l'utilisation d'une variable de choix de technologie discrète et par l'ajout de coûts irrécupérables. Dans le modèle de développement de technologie de Bansal et Gangopadhyay (2005), le coût de l'investissement dans la technologie dépend des efforts de R&D.

d'investissement qu'en leur absence^{13 14}. Ceci conduit aux fonctions suivantes de coûts de dépollution de l'entreprise du pays ENCC :

$$\begin{aligned} C(A) &= \frac{A^2}{2} + F & \text{si } x = 1 \\ C(A) &= A & \text{si } x = 0 \end{aligned} \quad (3.2)$$

où $x = 1$ (resp. $x = 0$) désigne la décision (resp. l'absence) d'investissement dans une nouvelle technologie de dépollution et F , avec $F > 0$, représente le coût irrécupérable d'installation de la nouvelle technologie. Ces coûts sont indépendants de l'échelle de dépollution et sont irrécupérables (Tirole (1988), p.212)¹⁵. Par exemple, ils incluent l'achat d'une nouvelle usine et de nouvelles machines ainsi que l'embauche et la formation de nouveaux ingénieurs. Ces coûts sont encourus par toutes les entreprises et leur niveau est donné de façon exogène par la nature de la technologie sous-jacente (Sutton (1991), p.8).

Les courbes des deux fonctions de coût de dépollution - en cas d'investissement et en l'absence d'investissement- sont illustrées sur le graphique 3.1.

3.2.2 Le Déroulement du Jeu

Nous considérons un jeu à plusieurs étapes dans un environnement d'information parfaite. Le jeu se déroule en quatre étapes représentées par le graphique 3.2.

¹³Cela implique que les niveaux des normes de dépollution sont inférieurs ou égaux à 1, $A \leq 1$. Cette interprétation est valable si nous supposons que les niveaux d'émissions des pays à une année de référence sont égaux et sont normalisés à 1. Nous pouvons exprimer cette relation de la façon suivante : $A = \beta \bar{E}$ et $A^* = \beta^* \bar{E}^*$ où $\beta \leq 1$ est le taux de pourcentage de réduction des émissions pour le pays ENCC, et $\bar{E}$ est son niveau d'émissions à une année de référence. Le fait de supposer $\bar{E} = \bar{E}^*$ et les normaliser à 1, nous permet d'obtenir $A = \beta \leq 1$ et $A^* = \beta^* \leq 1$.

Nous pourrions justifier cela de la manière suivante. Comme les pays n'ont pas entrepris d'activités de dépollution avant la signature de l'accord, ce qui constitue la source du problème de pollution, leur niveau d'émissions dans le passé peut être déterminé uniquement par leur taille respective, et non pas par leur sensibilité à la pollution globale. On suppose que les pays sont de même taille, ce qui peut conduire à ce que les deux pays ont des niveaux d'émissions identiques pour l'année de référence dans le passé.

¹⁴Enfin, ces choix de fonctions de coût nous assurent l'existence de solutions intérieures.

¹⁵Comme le souligne Tirole (1988), les coûts fixes sont seulement irrécupérables à court terme.

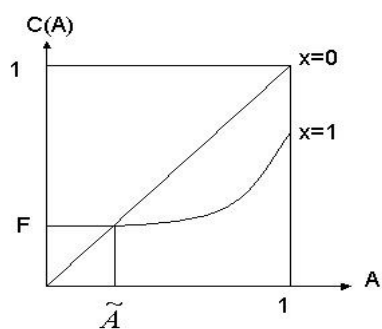


FIG. 3.1 – Fonctions de coût de dépollution

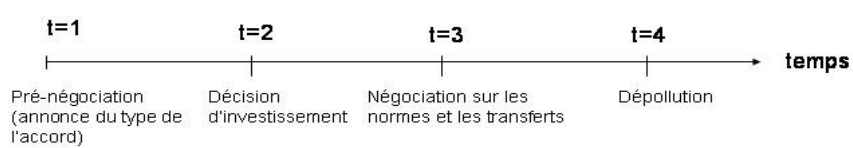


FIG. 3.2 – Déroulement du jeu

A l'étape 1 du jeu ($t=1$), les pays annoncent collectivement le type de l'AEI qui va être négocié dans un futur proche. En particulier, ils annoncent s'ils vont négocier un accord de norme uniforme avec transferts ou un accord de normes différenciées sans transfert. Cette décision collective entre les pays résulte de négociations bilatérales que l'on ne modélise pas explicitement dans ce chapitre. Cette situation pourrait être assimilée à une étape de pré-négociation. Il est possible d'interpréter d'une autre manière cette décision collective des pays. Comme Barrett (2003, p.146) l'indique, les négociations prennent souvent la forme d'une négociation d'une convention tout d'abord, qui établit des principes généraux, et ensuite d'une négociation sur les "protocoles" qui prescrivent des obligations précises dans des domaines spécifiques. C'est le cas par exemple de la Convention de Vienne (1985), du Protocole associé de Montréal (1987), de la Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (1992) et du Protocole associé de Kyoto (1997). La période d'annonce initiale dans notre chapitre pourrait être assimilée à l'annonce suivant la signature de la convention, tandis que les négociations à la période 2 ($t=2$) du jeu peuvent être interprétées comme des négociations des protocoles de la convention.

A l'étape 2 du jeu ($t=2$), les entreprises connaissant le type de l'AEI et anticipant les niveaux négociés des normes de dépollution décident d'investir ou non dans une nouvelle technologie de dépollution. L'investissement contribue à la réduction des coûts marginaux de dépollution dans le futur mais requiert le paiement des coûts irrécupérables ; c'est donc un investissement irréversible. Le délai entre la décision d'investissement des entreprises et les négociations entre les pays peut être justifié par la longueur des investissements de dépollution. En réalité, l'investissement dans une technologie de dépollution est une activité de long terme dans le sens où cela prend du temps de construire de nouvelles usines, d'acheter de nouvelles machines, et d'embaucher du nouveau personnel et de les former. Comme Hall et Khan (2003) le soulignent, les employés ont besoin d'être formés pour pouvoir exécuter les tâches associées à la nou-

velle technologie puisque la technologie est un actif spécifique (investissement spécifique). Par exemple, dans le cas du Protocole de Kyoto, les technologies de substitution évoluent, ce qui indique l'importance de la durée d'investissement dans les technologies de dépollution pour les entreprises.

Il est important de noter que nous supposons de façon implicite que la décision de dépollution de l'entreprise est indépendante de sa décision de production. Cette propriété s'applique au cas de technologies de traitement de la pollution en bout de chaîne ("*end-of-pipe*"). La technologie de dépollution en bout de chaîne se réfère aux équipements qui peuvent être attachés aux processus industriels actuels afin d'atténuer les conséquences environnementales des activités industrielles (Skea (2000), p.338)¹⁶. Cette définition renvoie à la propriété de séparabilité des décisions de production et d'émissions au niveau d'une entreprise. En ce sens, ces technologies de dépollution sont opposées aux technologies propres ou en début de chaîne ("*beginning-of-pipe*"). Les technologies en bout de chaîne représentent la majorité des technologies de dépollution actuellement utilisées par les entreprises au niveau international. Skea (2000) mentionne que la part des technologies de dépollution en bout de chaîne dans les investissements de contrôle de la pollution représente 80% en Belgique, 82% en Allemagne et 87% en France. Il s'agit généralement d'équipements de traitement, épuration et élimination de la pollution, et plus spécifiquement de filtres d'épuration, de dépoussiéreurs, etc. (David (2004), p.53).

A l'étape 3 du jeu ($t=3$), les pays négocient les niveaux précis des normes et des transferts une fois le type de l'accord annoncé et les décisions d'investissement des entreprises observées. Si les pays se sont entendus sur un accord de norme uniforme avec transferts, ils négocient sur les niveaux de la norme uniforme et des transferts. A

¹⁶La Commission Européenne propose une définition plus précise : "Les équipements en bout de chaîne concernent les installations techniques supplémentaires destinées à la lutte antipollution. Ces installations, qui fonctionnent de façon indépendante des installations de production ou qui constituent des éléments identifiables ajoutés à ces installations, servent à traiter la pollution qui a été générée, à lutter contre les émissions polluantes ou la dissémination des agents polluants ou à mesurer le niveau de pollution (surveillance)".

contrario, s'ils se sont entendus sur un accord de normes différenciées sans transfert, ils négocient sur les niveaux individuels des normes de dépollution. Nous considérons un comportement coopératif de la part des pays en ce sens qu'ils préfèrent améliorer leurs paiements via un accord coopératif. C'est la raison pour laquelle nous utilisons la solution de Nash (Nash (1950)) comme concept d'équilibre afin de déterminer le résultat des négociations¹⁷.

Il est important de souligner que nous faisons une hypothèse implicite qui est que les pays respectent leur annonce du type de l'accord après avoir observé les décisions d'investissement des entreprises. Cela revient à supposer que les pays sont capables d'effectuer collectivement un engagement irréversible de long terme. Cet engagement peut être justifié de deux façons. Premièrement, l'annonce initiale des pays peut être considérée comme du "*cheap-talk*" car l'annonce en soi n'affecte pas directement les paiements des pays. Deuxièmement, le motif pour un pays de respecter l'annonce de la politique environnementale internationale peut provenir des soucis de réputation au niveau de la diplomatie internationale ou encore de la crainte de sanctions futures dans le cadre d'autres négociations.

En outre, l'objet de ce chapitre est limité au cas où les pays utilisent seulement des normes de dépollution et des transferts internationaux comme instruments pour inciter leurs entreprises nationales à investir. Si les pays contrôlent les émissions de leur entreprise *ex post*, ils n'interviennent pas dans la façon d'atteindre le niveau objectif de la norme de dépollution. La décision d'investissement dans une nouvelle technologie

¹⁷Il est important de noter que nous ne modélisons pas dans ce chapitre le processus de négociation entre les pays, ce qui pourrait être fait en utilisant un jeu de négociation d'offres alternées (Rubinstein (1982)). Il est clair que cet aspect dynamique des négociations reste important étant donnée l'importance du processus de don contre don entre les pays lors des négociations. Toutefois, l'objectif principal de ce chapitre est de déterminer le résultat des négociations, ce qui explique l'utilisation de la solution de Nash. En outre, il existe dans la littérature économique des résultats de convergence de l'équilibre parfait en sous-jeux du jeu de négociation d'offres alternées à la solution de Nash sous certaines conditions. La première condition est que le taux d'escompte du futur soit faible. La deuxième condition s'applique à une variante du jeu de négociation d'offres alternées avec la prise en compte de la probabilité d'échec des négociations dans une période donnée après un refus d'un des joueurs. La propriété de convergence est obtenue lorsque cette probabilité d'échec tend vers zéro (Osborne et Rubinstein (1994), p.310).

de dépollution appartient donc entièrement à l'entreprise. En outre, nous prenons en compte des AEI qui ne spécifient pas de dispositions liées aux investissements en R&D. Golombek et Hoel (2006) soutiennent l'idée qu'il est difficile pour les pays de surveiller la mise en conformité aux politiques de R&D. Ils remarquent également que le Protocole de Kyoto ne spécifie pas de dispositions spécifiques aux investissements de R&D. Les AEI que nous considérons n'incluent donc pas de variables de négociation sur des dispositions technologiques.

Il convient ici de noter que, dans ce modèle, les décisions d'investissement des entreprises affectent les niveaux des normes de dépollution et des transferts qui seront négociés dans le futur. De la même manière, les niveaux anticipés des normes de dépollution qui seront négociés dans le futur ont des effets sur les décisions d'investissement actuelles des entreprises. Il y a donc une interaction entre les périodes 2 et 3 du jeu.

A l'étape 4 du jeu ($t=4$), les entreprises dépolluent conformément aux dispositions de l'AEI, une fois réalisés les choix de technologie de dépollution et observés les niveaux négociés des normes. Nous postulons de façon implicite que les pays au niveau national s'engagent à pénaliser les entreprises qui ne respectent pas les normes de dépollution. Si les pays ne pouvaient pas contracter un tel engagement, la meilleure réponse d'une entreprise qui minimise ses coûts serait de ne pas dépolluer, et donc de ne pas investir dans une nouvelle technologie.

3.2.3 Résolution à Rebours

Nous utilisons la méthode de résolution à rebours afin de déterminer l'équilibre parfait en sous-jeux.

À l'**étape 4** du jeu, les coûts de dépollution finaux des entreprises, dépendant du niveau négocié des normes de dépollution et des décisions d'investissement des entreprises, sont déterminés selon les formules 3.2. Nous commençons la résolution à rebours par l'**étape 3** du jeu où les pays négocient les niveaux des normes de dépollution

et des transferts après avoir annoncé à l'étape 1 du jeu le type de l'AEI (accord de norme uniforme avec transferts ou accord de normes différenciées sans transfert) et observé à l'étape 2 du jeu les décisions d'investissement des entreprises. Puis nous examinons, à l'**étape 2** du jeu, si les entreprises décident ou non d'investir dans une nouvelle technologie de dépollution après avoir observé l'annonce des pays concernant le type de l'AEI et en anticipant les niveaux futurs des normes, qui seront négociées à l'étape 3 du jeu. Enfin, à l'**étape 1** du jeu, nous déterminons l'annonce collective par les pays du type de l'AEI en anticipant les décisions d'investissement des entreprises nationales dans le futur.

3.3 Description et Résultats du Jeu

3.3.1 Etape 3 : Négociation des niveaux effectifs des normes

A cette étape du jeu, les pays négocient les niveaux effectifs des normes et des transferts en fonction de leur pré-annonce collective. Comme nous l'avons déjà mentionné, nous utilisons la solution de Nash pour déterminer le résultat des négociations. Afin de nous focaliser sur l'asymétrie entre les pays en termes de bénéfices retirés de la dépollution globale, nous supposons que les pays ont les mêmes pouvoirs de négociation. Nous étudions uniquement trois situations de négociations¹⁸ :

- Seule l'entreprise du pays ENCC investit : $x = 1$ et $x^* = 0$
- Les deux entreprises investissent : $x = x^* = 1$
- Aucune entreprise n'investit : $x = x^* = 0$

Avant de passer à la détermination des résultats des négociations, nous devons définir le point de menace (ou le point de désaccord) des négociations. Cette situation décrit les bénéfices nets des pays au cas où ils ne coopèrent pas.

¹⁸L'intuition conduit à penser que le quatrième cas de figure où seule l'entreprise du pays LENCC investit, $x = 0$ et $x^* = 1$, ne peut pas se produire. Nous démontrons cette impossibilité pour une petite valeur de α , au voisinage de 0, dans l'annexe D2.

Équilibre de Nash

Nous supposons que les pays utilisent des stratégies d'équilibre de Nash quand ils préfèrent ne pas coopérer pour atténuer le problème de pollution transfrontalière.

L'objectif du pays ENCC est de maximiser ses paiements en prenant comme une donnée la norme de dépollution du pays LENCC, A^* . Son programme de maximisation par rapport à sa propre norme de dépollution, A , s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned} \underset{A}{Max} \left[B(A + A^*) - x\left(\frac{A^2}{2} + F\right) - (1 - x)A \right] \\ \text{s.c. } A \leq 1; A^* \leq 1 \end{aligned} \quad (3.3)$$

Il faut rappeler que les normes de dépollution des pays, qui peuvent être interprétées comme des pourcentages de réduction des émissions, peuvent être au maximum égales à 1. Comme nous le remarquons dans ce programme, les coûts de dépollution du pays dépendent de la décision d'investissement de son entreprise, $x = 1$ ou $x = 0$.

L'objectif du pays LENCC est similaire à celui du pays ENCC, seule sa fonction de bénéfice étant différente. Son programme de maximisation s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned} \underset{A^*}{Max} \left[\alpha B(A + A^*) - x^*\left(\frac{A^{*2}}{2} + F\right) - (1 - x^*)A^* \right] \\ A \leq 1; A^* \leq 1 \end{aligned} \quad (3.4)$$

Les conditions du premier ordre qui découlent des programmes de maximisation des deux pays sont les suivantes respectivement pour les pays ENCC et LENCC :

$$\begin{cases} B'(A + A^*) = Ax + (1 - x) \\ B'(A + A^*) = \frac{A^*x^* + (1 - x^*)}{\alpha} \end{cases} \quad (3.5)$$

Ces conditions traduisent simplement l'égalité des bénéfices marginaux individuels retirés de la dépollution globale aux coûts marginaux individuels de dépollution. En effet, quand un pays dépollue, il ne prend pas en compte les effets positifs de son action

sur le bien-être de l'autre pays, c'est-à-dire, il n'internalise pas les externalités. C'est la raison pour laquelle ces programmes n'aboutissent pas à la condition caractérisant la solution de premier rang, qui nous donnerait l'égalité des bénéfices marginaux totaux retirés de la dépollution globale aux coûts marginaux individuels de dépollution. Par ailleurs, les coûts marginaux de dépollution dépendent des décisions d'investissement des entreprises.

Dans ce qui suit, nous allons définir les niveaux de dépollution et de paiements à l'équilibre de Nash dans le cas où seule l'entreprise du pays ENCC investit ($x = 1$ et $x^* = 0$). Les résultats pour les deux autres couples de décisions d'investissement, $x = x^* = 1$ et $x = x^* = 0$, sont fournis respectivement dans les annexes B et C.

Lorsque nous considérons le cas où seule l'entreprise du pays ENCC investit, les niveaux de dépollution à l'équilibre de Nash sont définis de la façon suivante :

$$\begin{aligned}\hat{A} &= 1 \\ \hat{A}^* &= B'^{-1}\left(\frac{1}{\alpha}\right) - 1\end{aligned}\tag{3.6}$$

car les pays sont hétérogènes $0 < \alpha < 1$ et les niveaux des normes ne peuvent pas dépasser 1.

Ces normes de dépollution à l'équilibre de Nash nous donnent les paiements des deux pays $\hat{NB}$ et $\hat{NB}^*$ au point de menace des négociations :

$$\begin{aligned}\hat{NB} &= B(B'^{-1}\left(\frac{1}{\alpha}\right)) - \frac{1}{2} - F \\ \hat{NB}^* &= \alpha B(B'^{-1}\left(\frac{1}{\alpha}\right)) - B'^{-1}\left(\frac{1}{\alpha}\right) + 1\end{aligned}\tag{3.7}$$

Les pays disposent de ces bénéfices nets lorsqu'ils préfèrent ne pas coopérer pour la protection de l'environnement.

Une fois calculés les bénéfices nets des pays à l'équilibre de Nash, nous pouvons analyser les résultats des négociations pour les deux types d'AEI et comparer les niveaux négociés de normes et ce, dans différentes configurations d'investissement. Nous allons d'abord commencer par analyser les résultats des négociations portant sur un accord de normes différenciées sans transfert.

Normes Différenciées sans Transfert

La solution de Nash dans ce cas comprend deux variables de négociation, qui sont les normes de dépollution individuelles des deux pays A, A^* , et s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned} & \underset{A, A^*}{Max} \left[B(A + A^*) - x\left(\frac{A^2}{2} + F\right) - (1 - x)A - \hat{N}B \right] \times \\ & \left[\alpha B(A + A^*) - x^*\left(\frac{A^{*2}}{2} + F\right) - (1 - x^*)A^* - \hat{N}^*B^* \right] \\ & A \leq 1; A^* \leq 1 \end{aligned} \quad (3.8)$$

Rappelons que nous utilisons, dans ce chapitre, la solution de Nash “simple” où les pouvoirs de négociation des pays sont supposés identiques. Dans ce programme, les normes de dépollution des pays peuvent se différencier entre elles, cependant les transferts ne sont pas permis. Le premier terme représente les gains tirés de la coopération du pays ENCC et le deuxième terme ceux du pays LENCC, où $\hat{N}B$ et $\hat{N}^*B^*$ sont les gains des pays au point de menace des négociations.

Si l'on note $V = U \times U^*$, pour une solution intérieure, les conditions du premier ordre s'écrivent :

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial A} = 0 & \iff \frac{\partial U^*}{\partial A}U + \frac{\partial U}{\partial A}U^* = 0 \\ & \iff \left[\alpha B'(A + A^*) \right] U + \left[B'(A + A^*) - xA - (1 - x) \right] U^* = 0 \end{aligned} \quad (3.9)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial A^*} = 0 &\iff \frac{\partial U^*}{\partial A^*}U + \frac{\partial U}{\partial A^*}U^* = 0 \\ &\iff \left[\alpha B'(A + A^*) - x^*A^* - (1 - x^*) \right] U + \left[B'(A + A^*) \right] U^* = 0 \end{aligned} \quad (3.10)$$

En supposant la non nullité des dénominateurs, nous obtenons alors :

$$\frac{\alpha B'(A + A^*)}{[\alpha B'(A + A^*) - x^*A^* - (1 - x^*)]} = \frac{[B'(A + A^*) - xA - (1 - x)]}{B'(A + A^*)} \quad (3.11)$$

qui définit implicitement la courbe des contrats sur laquelle la solution se situe. La courbe des contrats représente l'ensemble des points (*"locus"*) de tangence des courbes d'indifférence des deux pays.

En organisant d'une autre manière les conditions du premier ordre, nous obtenons les équations suivantes :

$$\begin{cases} B'(A + A^*)(\alpha U + U^*) = xAU^* + (1 - x)U^* \\ B'(A + A^*)(\alpha U + U^*) = x^*A^*U + (1 - x^*)U \end{cases} \quad (3.12)$$

qui définissent implicitement le point de l'accord (*"agreement locus"*) sur laquelle la solution se situe. Ce point détermine un point spécifique sur la courbe des contrats. Il représente le résultat des négociations sur l'accord de normes différenciées sans transfert, et est donné par la solution de Nash.

Dans notre cas où $x = 1$ et $x^* = 0$, la condition 3.11 prend la forme suivante :

$$B'(A + A^*) = \frac{A}{1 + \alpha A} \quad (3.13)$$

qui est tout simplement l'expression du bénéfice marginal retiré de la dépollution globale.

Par ailleurs, la condition 3.12 devient :

$$\begin{cases} B'(A + A^*)(\alpha U + U^*) = AU^* \\ B'(A + A^*)(\alpha U + U^*) = U \end{cases} \quad (3.14)$$

ce qui nous donne :

$$AU^* = U \quad (3.15)$$

Cette condition implique que les gains tirés de la coopération (relativement au paiement du point de menace) du pays LENCC sont supérieurs ou égaux à ceux du pays ENCC dans l'accord de normes différenciées sans transfert, $U^* \geq U$, car $A \leq 1$ par définition. Ce résultat peut être expliqué de la façon suivante. Le niveau de la norme de dépollution négocié par le pays LENCC, A^* , est faible compte tenu de son faible consentement à payer pour un environnement plus propre, $0 < \alpha < 1$, et de l'absence d'investissement de son entreprise ($x^* = 0$). *A contrario*, la norme de dépollution négociée du pays ENCC, A , est plus élevée pour des raisons inverses. Alors, les faibles coûts de dépollution du pays LENCC associés au niveau faible de la norme compensent, dans certains cas, ses faibles bénéfices retirés de la dépollution globale. Dans ce cas, le pays LENCC gagne davantage par rapport au pays ENCC à la suite des négociations de normes différenciées sans transfert.

Maintenant nous allons analyser les résultats des négociations portant sur un accord de norme uniforme avec transferts.

Norme Uniforme avec Transferts

La solution de Nash dans ce cas comprend deux variables de négociation, qui sont la norme de dépollution uniforme pour les deux pays $\bar{A}$ et les transferts t . Le programme s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned}
& \underset{\bar{A}, t}{Max} \left[B(\bar{A} + \bar{A}) - x \left(\frac{\bar{A}^2}{2} + F \right) - (1 - x)\bar{A} - t - \hat{N}B \right] \times \\
& \left[\alpha B(\bar{A} + \bar{A}) - x^* \left(\frac{\bar{A}^2}{2} + F \right) - (1 - x^*)\bar{A} + t - \hat{N}B^* \right] \\
& \bar{A} \leq 1
\end{aligned} \tag{3.16}$$

Dans ce programme, les normes de dépollution des pays sont contraintes d'être identiques, cependant les transferts peuvent être positifs. Nous procédons de la même manière que dans la sous-section précédente.

En notant toujours $V = U \times U^*$, pour une solution intérieure, les conditions du premier ordre s'écrivent :

$$\begin{aligned}
\frac{\partial V}{\partial \bar{A}} = 0 & \iff \frac{\partial U^*}{\partial \bar{A}} U + \frac{\partial U}{\partial \bar{A}} U^* = 0 \\
& \iff \left[2\alpha B'(\bar{A} + \bar{A}) - x^* \bar{A} - (1 - x^*) \right] U + \left[2B'(\bar{A} + \bar{A}) - x \bar{A} - (1 - x) \right] U^* = 0
\end{aligned} \tag{3.17}$$

$$\begin{aligned}
\frac{\partial V}{\partial t} = 0 & \iff \frac{\partial U^*}{\partial t} U + \frac{\partial U}{\partial t} U^* = 0 \iff U - U^* = 0 \\
& \iff U = U^*
\end{aligned} \tag{3.18}$$

Nous montrons que les gains tirés de la coopération des pays sont égaux en présence de norme uniforme avec transferts. Ce résultat est lié à l'existence de transferts compensatoires entre les pays. En effet, les niveaux préférés des normes de dépollution sont différents pour les deux pays. Etant donné que le pays LENCC bénéficie moins de la dépollution globale et que son entreprise n'investit pas dans une nouvelle technologie (dans notre cas $x = 1$ et $x^* = 0$), son niveau préféré de la norme est faible. *A contrario*, le niveau préféré de la norme de dépollution du pays ENCC est élevé compte tenu de

son plus grand degré de sensibilité à l'environnement global et de la décision d'investissement de son entreprise. Les transferts contribuent au partage égal du surplus total de la négociation entre les deux pays.

L'égalité des gains tirés de la coopération nous permet d'écrire :

$$\Longleftrightarrow U \left[2\alpha B'(\bar{A} + \bar{A}) - x^* \bar{A} - (1 - x^*) + 2B'(\bar{A} + \bar{A}) - x \bar{A} - (1 - x) \right] = 0 \quad (3.19)$$

$$\Longleftrightarrow B'(\bar{A} + \bar{A}) = \frac{\bar{A}(x + x^*) + 2 - x - x^*}{2(\alpha + 1)} \text{ puisque } U \neq 0 \quad (3.20)$$

qui exprime le bénéfice marginal retiré de la dépollution globale.

Dans ce qui suit, nous allons nous servir des conditions sur l'expression du bénéfice marginal dans les différents accords afin de comparer les niveaux négociés des normes différenciées avec celui de la norme uniforme¹⁹.

Comparaison des Niveaux Négociés des Normes

La comparaison des niveaux des normes pour les couples de décisions d'investissements $x = 1$ et $x^* = 0$ ²⁰, $x = x^* = 1$ et $x = x^* = 0$ est fournie respectivement dans les annexes A1, B4 et C4. Nous obtenons le résultat suivant :

Lemme 1 *$\bar{A}$ se situe nécessairement entre A et A^* , ou plus précisément $A^* < \bar{A} < A$ pour des pays très différents (une valeur de α au voisinage de 0).*

Cette lemme nous montre que pour toutes les configurations possibles de choix d'investissement des entreprises, le niveau de la norme uniforme est compris entre ceux

¹⁹Il est facile de montrer, à partir des conditions de premier ordre, que les niveaux négociés des normes sont indépendants du niveau des coûts irrécupérables F . Alors que le niveau des coûts irrécupérables a un rôle crucial dans la décision d'investissement des entreprises, il n'affecte pas les niveaux négociés des normes. Cela est lié au fait que, dans le déroulement du jeu, les niveaux des normes et transferts sont négociés une fois réalisées les décisions d'investissement par les entreprises et que le coût de dépollution est additivement séparable.

²⁰Concernant ce premier cas, nous nous servons des conditions 3.13 et 3.20 sur l'expression du bénéfice marginal pour comparer les niveaux négociés des normes dans les différents accords. La preuve du lemme 1, dans ce cas, requiert l'hypothèse technique $B'(0) > \frac{1}{2}$ lorsque $\alpha = 0$.

des normes différenciées lorsque les pays sont très différents²¹. Comme nous l'avons déjà mentionné en haut, le niveau préféré de la norme différenciée du pays LENCC est moindre que celui du pays ENCC puisque le premier bénéficie moins de la dépollution globale et que son entreprise n'investit pas dans une nouvelle technologie. Comme la norme uniforme reflète les préférences des deux pays, son niveau est situé entre les niveaux de normes différenciées, ce qui est tout à fait intuitif.

Il nous reste à comparer entre eux les niveaux de norme uniforme obtenus pour chaque configuration d'investissement (voir l'annexe E). Cet exercice est difficile à réaliser avec les niveaux des normes différenciées. Nous trouvons que la norme uniforme est d'autant plus exigeante que l'entreprise investit, ou plus précisément $\bar{A}(x = x^* = 1) \geq \bar{A}(x = 1; x^* = 0) \geq \bar{A}(x = x^* = 0)$. Cela indique que le niveau de la norme uniforme, lorsque toutes les entreprises investissent, est supérieur ou égal d'une part à celui obtenu lorsque seule l'entreprise du pays LENCC investit et d'autre part à celui obtenu lorsqu'aucune entreprise n'investit. L'investissement de l'entreprise du pays LENCC contribue à l'augmentation du niveau de la norme uniforme.

3.3.2 Etape 2 : Décision d'investissement en fonction du type d'AEI

A cette étape du jeu, les entreprises décident d'investir ou non dans une nouvelle technologie de dépollution compte tenu de l'annonce des pays concernant le type d'AEI et en anticipant les niveaux négociés des normes et des transferts qui vont leur être imposés dans le futur. Notre démarche sera donc d'abord d'analyser le comportement d'investissement des entreprises suivant le type d'AEI.

La décision d'investissement d'une entreprise requiert la vérification de deux conditions : la condition de *seuil* et la condition de *coût*. La première condition implique que

²¹Quand aucune entreprise n'investit, $x = x^* = 0$, ce résultat est toujours vérifié, quelle que soit la valeur du paramètre α , par les hypothèses sur la forme de la fonction de bénéfice.

le niveau négocié de la norme de dépollution dépasse le niveau de seuil de dépollution $\tilde{A}$ à partir duquel il est intéressant d'investir pour l'entreprise :

- condition de seuil : $A > \tilde{A}$

Ce niveau de seuil de dépollution résulte de l'intersection de la courbe représentant la fonction de coûts de dépollution en présence d'investissement, $(\frac{A^2}{2} + F)$, avec celle en l'absence d'investissement, (A) :

$$\frac{A^2}{2} + F = A \iff \frac{A^2}{2} - A + F = 0 \quad (3.21)$$

$$\iff \tilde{A} = 1 - \sqrt{1 - 2F} \quad (3.22)$$

avec $\tilde{A} \leq 1$ et $1 - 2F \geq 0 \iff F \leq \frac{1}{2}$.

L'entreprise ne peut trouver avantage à investir que si les coûts irrécupérables ne sont pas trop élevées ($F \leq 1/2$). Il est facile de vérifier que le seuil de dépollution $\tilde{A}$ est une fonction croissante et convexe du coût irrécupérable F qui est illustrée sur le graphique 3.3.

Il est important de noter que la condition de seuil est une condition nécessaire mais qu'elle n'est pas suffisante. Pour qu'une entreprise investisse, il faut que la condition de coût soit vérifiée en plus de la condition de seuil. Une entreprise a les incitations nécessaires pour investir si ses coûts quand elle investit (associés à un niveau donné de norme de dépollution) sont inférieurs à ses coûts quand elle n'investit pas (associés à un autre niveau de norme de dépollution) :

- condition de coût : $C(A|_{x=1}) < C(A|_{x=0})$

Une entreprise n'investit donc pas si ses coûts en cas d'investissement dépassent ses coûts en l'absence d'investissement, et ce même si le niveau négocié de la norme dépasse le niveau de seuil de dépollution. Cette situation peut illustrer le problème de hold-up. L'idée est la suivante : étant donné que les entreprises ont réalisé des investissements spécifiques, les pays négocient des normes de dépollution plus "exigeantes".

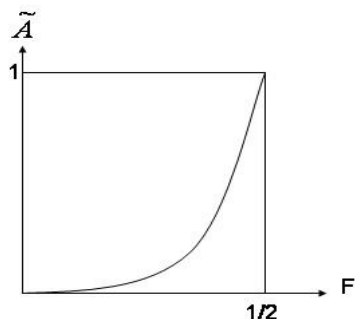


FIG. 3.3 – Seuil de dépollution

Cela provoque l'augmentation des coûts de dépollution des entreprises. Alors, il est plus avantageux *ex ante* pour l'entreprise de ne pas investir.

Nous allons maintenant décrire tous les cas de figure en matière de choix d'investissement par les entreprises (voir le tableau 3.4). Tout d'abord, nous montrons dans l'annexe D2 que le pays LENCC n'a jamais intérêt à investir en cas de mise en œuvre de normes différenciées, lorsque α est très petit. Comme le pays LENCC est très peu soucieux de la protection de l'environnement dans ce cas, il n'a pas intérêt à dépolluer beaucoup et donc l'entreprise du pays n'est pas incitée à investir. Ensuite, nous excluons le cas de figure où aucune entreprise n'investit quel que soit le type de l'AEI, ce qui pourrait se produire si le niveau des coûts irrécupérables était très élevé. Puis, il est impossible qu'un seul pays investisse en cas de mise en œuvre d'une norme uniforme. Nous pouvons obtenir soit une situation où toutes les entreprises investissent soit une situation où aucune entreprise n'investit en cas de mise en œuvre d'une norme uniforme. La raison est que la même norme est imposée à toutes les entreprises et

$\begin{array}{c c} D & UT \end{array}$	$x=0; x^*=0$	$x=0; x^*=1$	$x=1; x^*=0$	$x=1; x^*=1$
$x=0$ $x^*=0$	Exclu de l'analyse: F très élevé	Impossible qu'un seul pays investisse dans l'accord UT	Impossible qu'un seul pays investisse dans l'accord UT	Non constaté sur des simulations numériques
$x=0$ $x^*=1$	Impossible : LENCC n'a jamais intérêt à investir dans l'accord D	Impossible : LENCC n'a jamais intérêt à investir dans l'accord D	Impossible : LENCC n'a jamais intérêt à investir dans l'accord D	Impossible : LENCC n'a jamais intérêt à investir dans l'accord D
$x=1$ $x^*=0$	L'accord D choisi (proposition 1b)	Impossible qu'un seul pays investisse dans l'accord UT	Impossible qu'un seul pays investisse dans l'accord UT	L'accord UT choisi (proposition 1a)
$x=1$ $x^*=1$	Impossible : LENCC n'a jamais intérêt à investir dans l'accord D	Impossible : LENCC n'a jamais intérêt à investir dans l'accord D	Impossible : LENCC n'a jamais intérêt à investir dans l'accord D	Impossible : LENCC n'a jamais intérêt à investir dans l'accord D

FIG. 3.4 – Les décisions d'investissement des entreprises

celles-là ont accès au même ensemble de technologies de dépollution possibles. Enfin, nous avons effectué quelques applications numériques afin de vérifier si la situation suivante peut se produire : aucune entreprise n'investit en cas de mise en œuvre de normes différenciées (à cause du non-respect de la condition de seuil pour le pays LENCC et de la condition de coût pour le pays ENCC) et toutes les entreprises investissent en cas de mise en œuvre d'une norme uniforme. Ces simulations numériques montrent que cette situation ne peut pas se réaliser pour des valeurs de paramètres qui vérifient les conditions sur la concavité des fonctions objectifs et de la solution de Nash. Cela signifie que, dans ce cas, le niveau négocié de la norme différenciée du pays ENCC, A , (dont nous ne sommes pas en mesure de connaître la valeur précise à cause des difficultés techniques) est suffisamment élevé pour dépasser le niveau de seuil de dépollution, et en même temps il est suffisamment faible pour maintenir les incitations de l'entreprise à investir dans une nouvelle technologie.

Dans ce chapitre, nous allons nous focaliser essentiellement sur deux situations pour

lesquelles l'équilibre est unique. La première situation est celle de “*norme uniforme incitative*”. Dans ce cas, l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de norme uniforme avec transferts incitent les deux pays à investir alors que l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de normes différenciées sans transfert auraient conduit le pays ENCC à investir seul. L'autre situation est celle de “*norme uniforme décourageante*”. Dans ce cas, lors de l'annonce et puis de la mise en œuvre de l'accord de norme uniforme avec transferts, aucune entreprise n'investit alors que l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de normes différenciées sans transfert auraient conduit le pays ENCC à investir.

La question légitime revient à savoir pourquoi nous nous focalisons sur ces deux situations spécifiques. En effet, l'objectif des pays est d'inciter leurs entreprises à investir dans une nouvelle technologie de dépollution car, comme nous allons le voir dans les résultats qui suivent, les pays obtiennent des gains tirés de la coopération plus importants dans ce cas (le cas de mise en œuvre d'une norme uniforme avec transferts où toutes les entreprises investissent) par rapport à tous les autres cas (le cas de mise en œuvre de norme uniforme avec transferts où aucune entreprise n'investit et le cas de mise en œuvre de normes différenciées sans transfert où seule l'entreprise du pays ENCC investit).

Nous allons maintenant définir plus précisément la “norme uniforme incitative” et la “norme uniforme décourageante”.

Définition 1 *Nous appelons norme uniforme incitative (resp. norme uniforme décourageante) la situation dans laquelle*

- a) les pays annoncent collectivement un accord de norme uniforme avec transferts*
- b) toutes les entreprises investissent (resp. aucune entreprise n'investit)*
- c) les pays négocient les niveaux précis de la norme uniforme et des transferts*
- d) les entreprises dépolluent conformément aux obligations de l'accord.*

Dans ce qui suit, nous allons étudier les conditions d'existence de l'une ou l'autre

des situations. Nous allons d'abord commencer par la "norme uniforme incitative".

a) Norme uniforme incitative

C'est une situation dans laquelle l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de norme uniforme avec transferts incitent les deux pays à investir alors que l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de normes différenciées sans transfert conduisent le pays ENCC à investir seul. Suivant l'annonce d'un accord de norme uniforme avec transferts, une entreprise investit si elle anticipe un niveau négocié de la norme uniforme tel que les conditions de seuil et de coût sont vérifiées. Autrement dit, le niveau de la norme uniforme dépasse le niveau de seuil de norme de dépollution à partir duquel il est avantageux d'investir, et les coûts de l'entreprise quand elle investit sont moindres que ses coûts quand elle n'investit pas. Le graphique 3.5 illustre la norme uniforme incitative du point de vue de la condition de seuil. Il représente la courbe de la norme de seuil de dépollution dans le cas où seule l'entreprise du pays ENCC investit. Comme nous l'avons déjà mentionné, cette courbe est une fonction croissante et convexe du coût irrécupérable F . La valeur de la norme de seuil est égale à 1 pour un $F = 1/2$. Sur ce graphique, nous avons aussi indiqué en ordonnée les normes de dépollution négociées — des normes différenciées A_1 et A_1^* et de la norme uniforme $\bar{A}_1$ dans le cas $x = 1$ et $x^* = 0$ — dont nous connaissons le classement dans le cas des pays très hétérogènes.

Supposons que le seuil soit représenté par le point P sur le graphique 3.5, pour un niveau donné de coût irrécupérable F , l'annonce et la mise en œuvre des normes différenciées donnent les incitations nécessaires à l'entreprise du pays ENCC à investir (en supposant que la condition de coût est vérifiée), car la norme du pays ENCC dépasse le seuil, tandis qu'elles ne fournissent pas le même effet pour l'entreprise du pays LENCC, car la norme du pays LENCC reste en dessous du seuil. *A contrario*, l'annonce et la mise en œuvre de norme uniforme incitent les deux pays à investir dans une nouvelle technologie (en supposant que la condition de coût est vérifiée), car la norme uniforme dépasse le seuil. Cela signifie que, dans ce cas, l'annonce et la mise

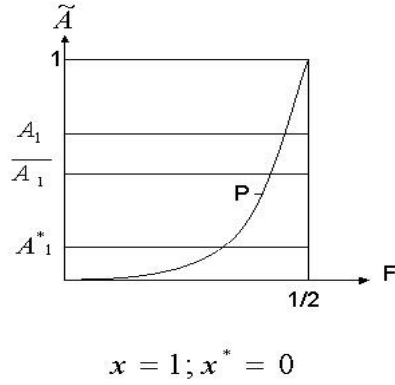


FIG. 3.5 – La norme uniforme incitative

en œuvre de la norme uniforme exerce un effet incitatif supérieur ($x = x^* = 1$) par rapport à l'annonce et la mise en œuvre des normes différenciées ($x = 1$ et $x^* = 0$).

Nous appelons A , A^* et $\bar{A}$ respectivement la norme différenciée du pays ENCC, la norme différenciée du pays LENCC et la norme uniforme. Les différentes normes de dépollution résultant des différentes décisions d'investissement s'écrivent alors de la façon suivante :

$$x = 1, x^* = 0 \implies A_1, A_1^*, \bar{A}_1$$

$$x = x^* = 1 \implies A_2, A_2^*, \bar{A}_2$$

$$x = x^* = 0 \implies A_3, A_3^*, \bar{A}_3$$

Maintenant, nous pouvons passer à la caractérisation des conditions d'existence d'une "norme uniforme incitative" :

1) L'entreprise du pays LENCC n'investit pas en cas de mise en œuvre de normes différenciées.

condition de seuil : $A_1^* < \tilde{A}$ ou

condition de coût : $A_1^* > \tilde{A}$ et $A_1^* < \frac{A_2^{*2}}{2} + F$

2) L'entreprise du pays ENCC investit en cas de mise en œuvre de normes différenciées.

$$A_1 > \tilde{A} \text{ et } \frac{A_1^2}{2} + F < A_3$$

3) Les entreprises dans les pays ENCC et LENCC investissent en cas de mise en œuvre d'une norme uniforme.

$$\bar{A}_1 > \tilde{A} \quad \text{et} \quad \frac{\bar{A}_2^2}{2} + F < \bar{A}_1 \quad \text{et} \quad \frac{\bar{A}_2^2}{2} + F < \bar{A}_3$$

Si ces conditions sont vérifiées, l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de norme uniforme avec transferts donnent les incitations nécessaires à toutes les entreprises pour investir dans une nouvelle technologie de dépollution, tandis que l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de normes différenciées amène seul le pays ENCC à investir. Le niveau de la norme uniforme dépasse le seuil de la norme de dépollution à partir duquel il est avantageux d'investir. De plus, il maintient les incitations à investir en termes de coûts de dépollution (respect de la condition de coût). Cela signifie que le niveau de la norme uniforme est suffisamment élevé pour inciter les entreprises à investir dans une technologie coûteuse, mais en même temps suffisamment faible pour maintenir les incitations du secteur privé en termes de coûts finaux. Dans ce cas, le pays qui n'aurait pas investi lors de l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de normes différenciées (LENCC dans notre travail) investit en présence d'un accord de norme uniforme avec transferts.

Maintenant, nous allons analyser la “norme uniforme décourageante”.

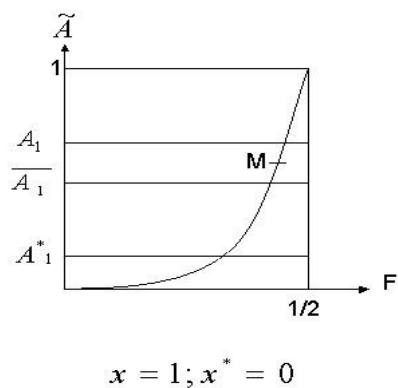


FIG. 3.6 – La norme uniforme décourageante

b) Norme uniforme décourageante

Dans ce cas, à l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de norme uniforme avec transferts, aucune entreprise n'investit alors que l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de normes différenciées sans transfert conduit le pays ENCC à investir. Cela peut se produire pour deux raisons. Premièrement, le niveau de la norme uniforme se situe en dessous du niveau de seuil de norme de dépollution (non-respect de la condition de seuil). Deuxièmement, l'entreprise n'investit pas car elle anticipe des coûts plus élevés lorsqu'elle investit que lorsqu'elle n'investit pas (non-respect de la condition de coût). Le graphique 3.6 illustre la "norme uniforme décourageante" du point de vue de la condition de seuil. Il représente la courbe de la norme de seuil dans le cas où seule l'entreprise du pays ENCC investit. En effet, c'est le même graphique que celui illustré pour la "norme uniforme incitative".

Supposons que le seuil soit représenté par le point M sur le graphique 3.6, pour un niveau donné de coût irrécupérable F , l'annonce et la mise en œuvre des normes

différenciées donnent les incitations nécessaires à l'entreprise du pays ENCC à investir (en supposant que la condition de coût est vérifiée), car la norme du pays ENCC dépasse le seuil, tandis qu'elles ne fournissent pas le même effet pour l'entreprise du pays LENCC, car la norme du pays LENCC reste en dessous du seuil. *A contrario*, l'annonce et la mise en œuvre d'une norme uniforme enlèvent l'incitation des deux pays à investir, car la norme uniforme reste en dessous du seuil. Cela signifie que, dans ce cas, l'annonce et la mise en œuvre de la norme uniforme exerce un effet incitatif plus faible ($x = x^* = 0$) par rapport à l'annonce et la mise en œuvre des normes différenciées ($x = 1$ et $x^* = 0$).

Maintenant, nous pouvons passer à la caractérisation des conditions pour l'existence de la situation de “norme uniforme décourageante” :

1) L'entreprise du pays LENCC n'investit pas en cas de mise en œuvre de normes différenciées.

$$\begin{aligned} \text{condition de seuil : } A_1^* &< \tilde{A} \text{ ou} \\ \text{condition de coût : } A_1^* &> \tilde{A} \text{ et } A_1^* < \frac{A_2^{*2}}{2} + F \end{aligned}$$

2) L'entreprise du pays ENCC investit en cas de mise en œuvre de normes différenciées.

$$A_1 > \tilde{A} \text{ et } \frac{A_1^2}{2} + F < A_3$$

Ces deux conditions sont communes aux situations de “norme uniforme incitative” et “norme uniforme décourageante”. La condition qui suit nous permet de les distinguer du point de vue de décision d'investissement des entreprises :

3) Les entreprises des pays ENCC et LENCC n'investissent pas en cas de mise en œuvre d'une norme uniforme.

condition de seuil : $\bar{A}_1 < \tilde{A}$ ou

$$\text{condition de coût : } \bar{A}_1 > \tilde{A} \quad \text{et} \quad \frac{\bar{A}_1^2}{2} + F > \bar{A}_3 \quad \text{et} \quad \frac{\bar{A}_2^2}{2} + F > \bar{A}_3$$

Si ces conditions sont vérifiées, l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de norme uniforme avec transferts enlèvent l'incitation de toutes les entreprises à investir, tandis que l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de normes différenciées amènent le pays ENCC à investir. Cette situation peut se produire pour deux raisons. Soit le niveau de la norme uniforme reste en dessous du seuil de la norme de dépollution à partir duquel il est avantageux d'investir. Soit la norme uniforme dépasse le niveau du seuil, mais le coût de dépollution de l'entreprise quand elle investit (associé à un niveau donné de la norme uniforme) est supérieur à son coût quand elle n'investit pas (associé à un autre niveau de la norme uniforme). Comme nous l'avons mentionné avant, cette dernière situation peut être similaire à un problème de hold-up. Dans la situation de norme uniforme décourageante, le pays qui aurait investi lors de l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de normes différenciées (ENCC dans notre travail) n'investit pas en présence d'un accord de norme uniforme avec transferts.

c) Illustration numérique

Nous allons nous intéresser au cas de pays très hétérogènes, c'est-à-dire au cas où le paramètre α est petit (le pays LENCC très peu soucieux de l'environnement), au voisinage de 0, afin de caractériser les conditions d'apparition des situations de "norme uniforme incitative" et "norme uniforme décourageante". En effet, il n'y a pas de rôle à jouer pour le type des AEI dans les incitations à donner au secteur privé à investir, lorsque les pays sont identiques (le cas de $\alpha = 1$). Dans ce cas, les pays ont le même degré de sensibilité à l'environnement global. Alors les niveaux des normes différenciées sont identiques pour les deux pays ; la norme est uniforme. Nous savons en plus que les entreprises disposent du même ensemble de technologies de dépollution par définition.

Sous ces propriétés, l'annonce et la mise en œuvre des normes (qu'elles soient différenciées ou uniformes) amènent soit à l'investissement par les deux pays soit à l'absence totale d'investissement, en fonction du niveau des coûts irrécupérables d'installation de la nouvelle technologie. Alors les niveaux de bien-être des pays dépendent seulement de l'existence ou non d'investissement par les pays, et non du type de l'AEI.

La situation où α est égal à 0 peut illustrer un problème de pollution unilatérale comme certains problèmes de pollution dans les rivières et cours d'eau internationaux (par exemple les pollutions du Rhin ou du Danube en Europe). Dans ce type de problème de pollution, le pays en amont émet de la pollution vers le pays en aval sans supporter lui-même de dommages environnementaux. Nous fournissons, dans l'annexe F, les expressions des normes négociées dans les différents cas de décision d'investissement lorsque le paramètre α est nul. Par continuité, les résultats seront vérifiés au voisinage de $\alpha = 0$. Dans ce qui suit, nous résumons rapidement ces résultats :

$$A_1^* = A_2^* = A_3^* = 0 \text{ et } A_1 = A_2 = A = B'^{-1}(A) \text{ et } A_3 = B'^{-1}(1) \\ \bar{A}_1 = 2B'(2\bar{A}_1) - 1 \text{ et } \bar{A}_2 = B'(2\bar{A}_2) \text{ et } \bar{A}_3 = \frac{1}{2}B'^{-1}(1)$$

Il est donc possible de définir les conditions amenant à l'apparition des situations de "norme uniforme incitative" et "norme uniforme décourageante" en utilisant ces expressions des normes négociées, qui sont souvent définies par des fonctions implicites de la fonction de bénéfice. Afin de simplifier la lecture de ces conditions, nous les illustrons à l'aide d'un exemple quadratique. Nous fournissons à la section 3.4 du chapitre, une illustration des résultats théoriques à l'aide d'un exemple quadratique (fonction de bénéfice quadratique) dans le cas où le pays LENCC est peu soucieux de l'environnement ($\alpha = 0.001$). Nous fournissons ici les résultats sur les décisions d'investissement des entreprises. Dans ce cas, nous vérifions conformément au résultat théorique que le pays LENCC n'a jamais intérêt à investir dans une nouvelle technologie de dépollution

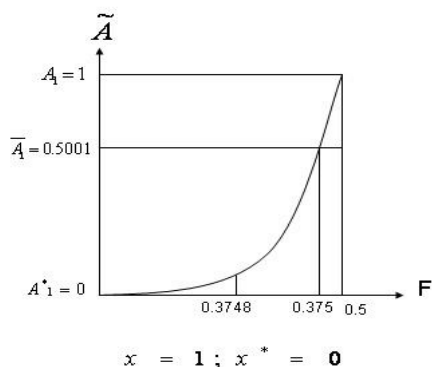


FIG. 3.7 – Exemple de décision d'investissement

suite à l'annonce et la mise en œuvre des normes différenciées²². La raison est que sa norme de dépollution est tellement faible qu'elle tombe en dessous du seuil. Donc, nous partons d'une situation où l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de normes différenciées amènent seul le pays ENCC à investir. Le graphique 3.7 illustre les différentes valeurs du coût irrécupérable pour lesquelles les situations de "norme uniforme incitative" et "norme uniforme décourageante" se produisent. Il représente la courbe de la norme de seuil dans le cas où seule l'entreprise du pays ENCC investit. Sur ce graphique, nous avons aussi indiqué en ordonnée les normes de dépollution négociées — des normes différenciées A_1 et A_1^* et de la norme uniforme $\bar{A}_1$ dans le cas $x = 1$ et $x^* = 0$ — dont nous connaissons les valeurs lorsque le pays LENCC est peu soucieux de l'environnement ($\alpha = 0.001$) et la fonction de bénéfice quadratique est spécifiée (voir la section 3.4).

Nous remarquons que la mise en œuvre d'une norme uniforme avec transferts incite

²²Comme nous l'avons déjà mentionné, nous excluons la situation dans laquelle le coût irrécupérable est tellement élevé qu'aucun pays n'investit quel que soit le type des normes.

tous les pays à investir pour des faibles valeurs du coût irrécupérable, i.e. $F < 0.3748$ (“norme uniforme incitative”). Le même accord enlève toute incitation à investir pour des valeurs élevées de ce coût, plus précisément pour $0.375 < F < 0.5$ (“norme uniforme décourageante” liée à l’effet seuil). L’absence d’investissement liée à l’effet coût s’applique aux valeurs moyennes du coût irrécupérable, i.e. $0.3748 < F < 0.375$ (“norme uniforme décourageante” liée à l’effet coût)²³.

Nous allons maintenant étudier l’étape 1 du jeu.

3.3.3 Etape 1 : Choix optimal du type d’AEI annoncé

Dans cette étape du jeu, les pays choisissent de façon optimale le type d’AEI. L’optimalité est définie ici au sens de Pareto. Pour que le choix d’un type d’accord soit optimal, il faut qu’un des pays gagne au moins autant en négociant cet accord qu’un autre, et que l’autre pays gagne davantage. Le bénéfice net individuel d’un pays doit donc être supérieur dans l’accord optimal par rapport à celui dans l’autre accord alternatif et l’autre au moins égal.

Dans cette partie, nous allons d’abord présenter la **proposition principale** de ce chapitre qui sera ensuite démontrée puis commentée.

Proposition 1 *a) Dans le cas de pays hétérogènes (α petit), l’annonce et la mise en œuvre de l’accord d’une norme uniforme avec transferts sont optimales pour chacun des pays si le niveau des coûts irrécupérables est suffisamment faible (F faible) et si les bénéfices marginaux de la dépollution globale sont suffisamment élevés ($B'(\cdot)$ élevé) [norme uniforme incitative].*

b) Elles ne sont plus optimales au contraire au-delà d’un certain niveau des coûts irrécupérables (F élevé) [norme uniforme décourageante].

²³Dans le cas particulier plus simple où la fonction de coût de dépollution est linéaire, $C = \left[x \frac{A}{F_2} + (1-x)A \right] + xF$ où F_2 est une constante supérieure à 1, et où la fonction de bénéfice est linéaire, la norme uniforme est toujours incitative et jamais décourageante.

Pour montrer cela, nous allons analyser les conditions sous lesquelles il est intéressant ou non pour les pays d'annoncer l'accord de norme uniforme avec transferts lorsqu'ils anticipent que toutes les entreprises investissent ou qu'aucune entreprise n'investit. Afin de démontrer la partie (a) de la proposition 1, nous allons montrer, dans la proposition 1a, l'optimalité de l'annonce de l'accord de norme uniforme avec transferts dans le cas où les pays anticipent que toutes les entreprises investissent. Afin de démontrer la partie (b) de la proposition 1, nous allons mettre en lumière, dans la proposition 1b, la sous-optimalité de l'annonce de l'accord de norme uniforme avec transferts dans le cas où les pays anticipent qu'aucune entreprise n'investit.

a) Norme uniforme incitative

Le concept d'équilibre parfait en sous-jeux utilisé dans ce modèle requiert que l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de norme uniforme avec transferts soient optimales pour les deux pays lorsque les entreprises des pays ENCC et LENCC investissent. Le bien-être individuel d'un des pays dans ce cas de figure doit être supérieur à celui qu'il aurait retiré dans l'accord de normes différenciées quand seule l'entreprise du pays ENCC investit, l'autre retirant au moins le même bien-être.

La condition recherchée est la suivante :

$$\text{(ENCC)} \quad \left[B(\bar{A} + \bar{A}) - \frac{\bar{A}^2}{2} - F - t - \hat{N}B_2 \right] \geq \left[B(A + A^*) - \frac{A^2}{2} - F - \hat{N}B_1 \right] \quad (3.23)$$

$$\text{(LENCC)} \quad \left[\alpha B(\bar{A} + \bar{A}) - \frac{\bar{A}^2}{2} - F + t - \hat{N}B_2^* \right] \geq \left[\alpha B(A + A^*) - A^* - \hat{N}B_1^* \right]$$

et pour l'un des deux pays,

l'inégalité est stricte.

où $\hat{N}B_1$ (resp. $\hat{N}B_1^*$) et $\hat{N}B_2$ (resp. $\hat{N}B_2^*$) désignent respectivement les niveaux de bien-être du pays ENCC (resp. LENCC) au point de menace des négociations lorsque

les décisions d'investissement sont $x = 1$, $x^* = 0$ et $x = x^* = 1$.

Notre point de départ dans l'analyse de bien-être est la situation dans laquelle le pays LENCC ne retire aucun bénéfice de la dépollution globale, i.e. $\alpha = 0$.

Proposition 1a *Dans le cas où $\alpha = 0$, l'accord de norme uniforme avec transferts lorsque tous les pays investissent domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées sans transfert lorsque seule l'entreprise du pays ENCC investit, si $B'(2\bar{A})$ est suffisamment grand.*

Preuve. Nous allons montrer que le bien-être individuel d'un des pays dans l'accord de norme uniforme avec transferts lorsque tous les pays investissent est supérieur à celui qu'il aurait retiré dans l'accord de normes différenciées quand seule l'entreprise du pays ENCC investit, l'autre retirant au moins le même bien-être. Cela revient à montrer :

$$\begin{aligned} \left[B(\bar{A} + \bar{A}) - \frac{\bar{A}^2}{2} - F - t - \hat{N}B_2 \right] &\geq \left[B(A + A^*) - \frac{A^2}{2} - F - \hat{N}B_1 \right] \\ \left[\alpha B(\bar{A} + \bar{A}) - \frac{\bar{A}^2}{2} - F + t - \hat{N}B_2^* \right] &\geq \left[\alpha B(A + A^*) - A^* - \hat{N}B_1^* \right] \end{aligned}$$

et pour l'un des deux pays, l'inégalité est stricte.

Dans le cas où seule l'entreprise du pays ENCC investit et $\alpha = 0$, nous pouvons vérifier que l'équilibre de Nash est défini par $\hat{A}^* = 0$ et $B'(\hat{A}) = \hat{A}$. Les paiements des pays à l'équilibre de Nash sont alors donnés par $\hat{N}B_1 = B(B'^{-1}(\hat{A}_1)) - \frac{1}{2}(B'^{-1}(\hat{A}_1))^2 - F$ et $\hat{N}B_1^* = 0$. Les niveaux des normes différenciées sont caractérisés de la même manière par $A^* = 0$ et $B'(A) = A$. Cette propriété nous donne l'égalité des niveaux de paiements lorsque les pays coopèrent via l'accord de normes différenciées sans transfert, quand seul le pays ENCC investit, et lorsqu'ils ne coopèrent pas (point de menace).

Dans le cas où les deux pays investissent et $\alpha = 0$, nous pouvons vérifier que l'équilibre de Nash est défini par $\hat{A}^* = 0$ et $B'(\hat{A}) = \hat{A}$. Les paiements des pays à l'équilibre de Nash sont maintenant égaux à $\hat{N}B_2 = B(B'^{-1}(\hat{A}_2)) - \frac{1}{2}(B'^{-1}(\hat{A}_2))^2 - F$ et $\hat{N}B_2^* = -F$.

Notre objectif est de trouver un contrat spécifique qui domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées décrit ci-dessus. Ce contrat alternatif est un contrat

de norme uniforme avec des transferts. La condition recherchée est que le paiement du pays LENCC soit positif après la réception du transfert, étant donnée la contrainte que le paiement du pays ENCC après l'envoi du transfert dépasse son paiement au point de menace :

$$\text{Nous définissons } t, \text{ tel que } t = \frac{\bar{A}^2}{2} + F + \hat{N}B_2^* + \varepsilon \text{ avec } \varepsilon > 0 \quad (3.24)$$

$$B(2\bar{A}) - \frac{\bar{A}^2}{2} - F - t > \hat{N}B_2 \implies B(2\bar{A}) - \frac{\bar{A}^2}{2} - 2F - \hat{N}B_2^* - \varepsilon > \hat{N}B_2$$

Si nous introduisons l'expression des paiements des pays au point de menace $\hat{N}B_2$ et $\hat{N}B_2^*$, la condition 3.24 prend la forme suivante :

$$\left[B(2\bar{A}) - \frac{\bar{A}^2}{2} - \varepsilon \right] > \left[B(\hat{a}) - \frac{\hat{a}^2}{2} \right] \text{ où } \varepsilon > 0 \quad (3.25)$$

Nous pouvons trouver un niveau de la norme uniforme, en supposant qu'il existe, qui maximise le membre de gauche de cette condition, qui nous permet de vérifier la condition 3.25 :

$$\underset{\bar{A}}{Max} \left[B(2\bar{A}) - \frac{\bar{A}^2}{2} - \varepsilon \right] > \left[B(\hat{a}) - \frac{\hat{a}^2}{2} \right] \text{ où } \varepsilon > 0 \quad (3.26)$$

Cette condition peut être vérifiée si la fonction $B(2\bar{A})$ croît suffisamment vite, donc si $B'(2\bar{A})$ est suffisamment grand. Dans ce cas, le contrat spécifique de norme uniforme avec transferts donne des gains positifs à la coopération, et donc domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées sans transfert. Ici, nous avons trouvé des niveaux spécifiques de $\bar{A}$ et t tels que ce contrat particulier donne un meilleur niveau de bien-être que l'accord de normes différenciées sans transfert. Alors le maximum du programme de norme uniforme avec transferts (i.e. l'accord de norme uniforme avec transferts) domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées sans transfert²⁴.

■

²⁴Voir l'annexe H pour l'application de cette démonstration au cas d'une fonction de bénéfice quadratique.

Nous pouvons mettre en lumière un résultat similaire pour une valeur petite de α , au voisinage de $\alpha = 0$, en utilisant l'argument de continuité des fonctions de la solution de Nash à l'optimum pour les cas de normes différenciées sans transfert lorsque seule l'entreprise du pays ENCC investit, et de norme uniforme avec transferts lorsque les deux pays investissent. Le *théorème de Berge du maximum* (de la Fuente (2000)) montre que la fonction valeur et l'ensemble des variables de contrôle changent de façon continue avec les paramètres si la fonction objectif est continue. Comme nos fonctions de la solution de Nash sont continues, nous maintenons le résultat de supériorité (au sens de Pareto) de l'accord de norme uniforme quand tous les pays investissent sur l'accord de normes différenciées quand seul le pays ENCC investit, et ce pour une valeur petite de α , au voisinage de $\alpha = 0$.

Nos résultats montrent qu'en présence de pays très hétérogènes, l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de norme uniforme avec transferts sont optimales pour les pays, si le niveau des coûts irrécupérables d'installation de la nouvelle technologie est faible et que les bénéfices marginaux retirés de la dépollution globale sont élevés. En présence de coût irrécupérable faible, l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de norme uniforme avec transferts donnent les incitations nécessaires à toutes les entreprises pour investir, tandis que celles d'un accord de normes différenciées sans transfert auraient conduit seule l'entreprise du pays ENCC à investir. En présence de bénéfices marginaux retirés de la dépollution globale élevés, la mise en place de cet accord, dans le cas où tous les pays investissent, fournit des gains tirés de la coopération plus importants par rapport à ceux découlant de la mise en place de l'accord de normes différenciées sans transfert où seul le pays ENCC investit. En effet, l'existence d'un schéma de transferts compensatoires entre les pays contribue à la participation à l'accord de norme uniforme du pays LENCC qui est le moins soucieux de la protection de l'environnement. Ces transferts compensent le différentiel de coûts de dépollution du pays LENCC provenant de la mise en place d'une

norme uniforme plus “exigeante” que ce qu’elle aurait été négociée pour ce pays dans les accords de normes différenciées sans transfert. Outre les transferts, les bénéfices marginaux retirés de la dépollution globale, dans le cas où la norme uniforme est mise en place, doivent être élevés. Comme le niveau de la norme uniforme est supérieur à ce qui aurait été négocié pour le pays LENCC dans les accords de normes différenciées sans transfert, les bénéfices provenant de cet effort de dépollution plus important doivent compenser le différentiel de coûts de dépollution de ce pays.

Nous pouvons interpréter ces résultats de la façon suivante. En présence d’un pays peu soucieux de la protection de l’environnement global qui, avec un accord de normes différenciées négocierait un faible niveau de norme de dépollution, il est préférable, au sens de Pareto, pour les pays d’annoncer à l’avance qu’ils vont négocier dans le futur un accord de norme uniforme avec transferts pour inciter l’entreprise du pays peu soucieux de l’environnement à investir dans une technologie coûteuse de dépollution. En effet, l’entreprise de ce pays s’attend à ce que la norme uniforme négociée soit plus élevée que ce qu’elle aurait été en négociant des normes différenciées. De plus, elle anticipe que ce niveau de la norme uniforme va maintenir ses incitations à investir en termes de coûts de dépollution totaux. Elle investit donc. Cependant, il est important de noter que ce résultat repose sur un faible coût irrécupérable d’installation de la technologie de dépollution.

b) Norme uniforme décourageante

Le concept d’équilibre parfait en sous-jeux requiert que l’annonce et la mise en œuvre de l’accord de normes différenciées soient optimales pour les deux pays lorsque seul le pays ENCC investit. Le bien-être individuel d’un des pays dans ce cas de figure doit être supérieur à celui qu’il aurait retiré dans l’accord de norme uniforme quand aucune entreprise n’investit, l’autre retirant au moins le même bien-être.

La condition recherchée est la suivante :

$$\begin{aligned}
(\text{ENCC}) \quad & \left[B(A + A^*) - \frac{A^2}{2} - F - \hat{N}B_1 \right] \geq \left[B(\bar{A} + \bar{A}) - \bar{A} - t - \hat{N}B_3 \right] \\
(\text{LENCC}) \quad & \left[\alpha B(A + A^*) - A^* - \hat{N}B_1^* \right] \geq \left[\alpha B(\bar{A} + \bar{A}) - \bar{A} + t - \hat{N}B_3^* \right]
\end{aligned} \tag{3.27}$$

et pour l'un des deux pays,

l'inégalité est stricte.

où $\hat{N}B_1$ (resp. $\hat{N}B_1^*$) et $\hat{N}B_3$ (resp. $\hat{N}B_3^*$) désignent respectivement les niveaux de bien-être du pays ENCC (resp. LENCC) au point de menace des négociations lorsque les décisions d'investissement sont $x = 1$, $x^* = 0$ et $x = x^* = 0$.

Notre point de départ dans l'analyse de bien-être est toujours la situation dans laquelle le pays LENCC ne retire aucun bénéfice de la dépollution globale, i.e. $\alpha = 0$.

Proposition 1b *Dans le cas où $\alpha = 0$, l'accord de normes différenciées sans transfert lorsque seule l'entreprise du pays ENCC investit domine au sens de Pareto l'accord de norme uniforme avec transferts lorsqu'aucune entreprise n'investit.*

Preuve. Nous allons montrer que le bien-être individuel d'un des pays dans l'accord de normes différenciées, lorsque seul le pays LENCC investit, est supérieur à celui qu'il aurait retiré dans l'accord de norme uniforme avec transferts, lorsqu'aucune entreprise n'investit, l'autre retirant au moins le même bien-être. Cela revient à montrer :

$$\begin{aligned}
& \left[B(A + A^*) - \frac{A^2}{2} - F - \hat{N}B_1 \right] \geq \left[B(\bar{A} + \bar{A}) - \bar{A} - t - \hat{N}B_3 \right] \\
& \left[\alpha B(A + A^*) - A^* - \hat{N}B_1^* \right] \geq \left[\alpha B(\bar{A} + \bar{A}) - \bar{A} + t - \hat{N}B_3^* \right]
\end{aligned}$$

et pour l'un des deux pays, l'inégalité est stricte.

Dans le cas où seule l'entreprise du pays ENCC investit et $\alpha = 0$, nous savons de la preuve de la proposition 1a que les normes de dépollution à l'équilibre de Nash et dans l'accord de normes différenciées sans transfert sont définies de la même façon. Cette propriété nous donne l'égalité des niveaux de paiements lorsque les pays coopèrent via l'accord de normes différenciées sans transfert, quand seul le pays ENCC investit, et

lorsqu'ils ne coopèrent pas (point de menace).

Dans le cas où aucune entreprise n'investit et $\alpha = 0$, nous pouvons vérifier que l'équilibre de Nash est défini par $\hat{A}^* = 0$ et $B'(\hat{A}) = 1$. Les paiements des pays à l'équilibre de Nash sont donc égaux à $\hat{NB}_3 = B(B'^{-1}(1)) - B'^{-1}(1)$ et $\hat{NB}_3^* = 0$.

Nous savons de l'équation 3.18 que le maximum du programme de norme uniforme avec transferts, donné par la solution de Nash, implique l'égalité des gains tirés de la coopération des pays, i.e. $U = U^*$ ou $(NB - \hat{NB}) = (NB^* - \hat{NB}^*)$. Cette donnée modifie la condition du premier ordre par rapport à $\bar{A}$, et donne la condition suivante :

$$\begin{aligned} U \left[B'(2\bar{A})(2\alpha + 2) - 2 \right] = 0 &\iff B'(2\bar{A}) = \frac{1}{\alpha + 1} \\ &\iff 2\bar{A} = B'^{-1}\left(\frac{1}{\alpha + 1}\right) \iff \bar{A} = \frac{1}{2}B'^{-1}\left(\frac{1}{\alpha + 1}\right) \end{aligned} \quad (3.28)$$

Quand le paramètre α est nul, la norme uniforme est égale à :

$$\bar{A} = \frac{1}{2}B'^{-1}(1) \quad (3.29)$$

Afin de trouver l'expression des transferts t , nous utilisons l'égalité des gains tirés de la coopération des pays, et nous obtenons :

$$\begin{aligned} U = U^* &\iff B(2\bar{A}) - \bar{A} - t - \hat{NB}_3 = \alpha B(2\bar{A}) - \bar{A} + t - \hat{NB}_3^* \\ &\iff t = \frac{1 - \alpha}{2}B(2\bar{A}) - \frac{1}{2}\hat{NB}_3 + \frac{1}{2}\hat{NB}_3^* \end{aligned} \quad (3.30)$$

Quand le paramètre α est nul, le niveau des transferts t est égal à :

$$t = \frac{1}{2}B(2\bar{A}) - \frac{1}{2}\hat{NB}_3 + \frac{1}{2}\hat{NB}_3^* \iff t = \frac{1}{2}B(2\bar{A}) - \frac{1}{2}\hat{NB}_3 \quad (3.31)$$

Comme nous avons les expressions de la norme uniforme et du transfert à l'optimum, nous pouvons évaluer les gains tirés de la coopération de chacun des pays :

$$U = U^* = \left[B(2\bar{A}) - \bar{A} - t - \hat{NB}_3 \right] = \left[\begin{array}{c} B(2\frac{1}{2}B'^{-1}(1)) - (\frac{1}{2}B'^{-1}(1)) - \\ \frac{1}{2}B(2\frac{1}{2}B'^{-1}(1)) \\ + \frac{1}{2}\hat{NB}_3 - \hat{NB}_3 \end{array} \right] = 0 \quad (3.32)$$

Nous montrons que les gains tirés de la coopération sont nuls dans les deux accords de norme uniforme avec transferts, lorsqu'aucune entreprise n'investit, et de normes différenciées sans transfert, lorsque seul le pays LENCC investit. ■

Nous venons donc d'établir la preuve de la proposition 1b.

Nous montrons, dans ce dernier cas, que les pays gagnent autant de la coopération, via les accords de norme uniforme et de normes différenciées, que d'adopter un comportement non coopératif. Nous pouvons mettre en lumière un résultat similaire pour une valeur petite de α , au voisinage de $\alpha = 0$, en utilisant l'argument de continuité des fonctions de la solution de Nash à l'optimum pour les cas de normes différenciées sans transfert lorsque seule l'entreprise du pays ENCC investit, et de norme uniforme avec transferts lorsque aucune entreprise n'investit.

Comme les pays gagnent les mêmes paiements que ceux de leurs points de menace, il peut être intéressant d'évaluer ces derniers pour une valeur de $\alpha = 0$. Nous pouvons montrer que le paiement du pays LENCC à l'équilibre de Nash est nul dans le cas où seule l'entreprise du pays ENCC investit et dans le cas où aucune entreprise n'investit. Nous avons évalué le paiement du pays ENCC à l'équilibre de Nash dans ces deux cas de figure en utilisant une fonction de bénéfice quadratique. Nous pouvons montrer que ce pays préfère investir au point de menace lorsque le niveau du coût irrécupérable est inférieur à $(1/2)$, qui est le maximum étant donnée la définition du niveau de seuil de la norme de dépollution. Par conséquent, il est individuellement rationnel pour le pays ENCC d'investir à l'équilibre de Nash, quand le pays LENCC n'investit pas, si le niveau du coût irrécupérable est faible.

Nos résultats montrent qu'en présence de pays très hétérogènes, l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de norme uniforme avec transferts ne sont pas optimales pour les pays, si le niveau des coûts irrécupérables d'installation de la nouvelle technologie est suffisamment élevé. En présence de coût irrécupérable élevé, l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de norme uniforme avec transferts enlèvent l'incitation

de toutes les entreprises à investir dans une nouvelle technologie de dépollution. En outre, la mise en place de cet accord, dans le cas où aucun pays n'investit, n'arrive pas à générer des gains tirés de la coopération positifs pour les pays.

Nous pouvons interpréter ces résultats de la façon suivante. En présence d'un fort coût irrécupérable d'installation de la nouvelle technologie de dépollution, l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de norme uniforme avec transferts découragent à la fois l'entreprise du pays soucieux de l'environnement, et l'entreprise du pays le moins soucieux, d'investir dans la nouvelle technologie. Il existe deux raisons à l'émergence de cette situation. D'une part, la norme uniforme ne dépasse pas le seuil de dépollution car le coût irrécupérable est très élevé. D'autre part, sachant que les entreprises ont investi, la norme uniforme négociée par les pays va être plus élevée, ce qui est d'autant plus coûteux pour les entreprises. Donc en anticipant cela, l'entreprise préfère ne pas investir.

Afin de simplifier la lecture des conditions mettant en évidence l'apparition des situations de "norme uniforme incitative" et "norme uniforme décourageante", nous allons d'abord fournir un exemple avec une fonction de bénéfice quadratique dans le cas où les pays sont très hétérogènes (α petit). Ensuite, nous allons illustrer les résultats du modèle à partir d'une application numérique.

3.4 Une Illustration Numérique : Cas Quadratique

La fonction de bénéfice quadratique que nous utilisons s'écrit comme suit :

$$B(A + A^*) = b(A + A^*) - \frac{d}{2}(A + A^*)^2 \quad (3.33)$$

où b et d sont des constants strictement positifs, $B'(\cdot) > 0$ et $B''(\cdot) < 0$. Les paramètres b et d caractérisent les préférences environnementales des pays. Plus

précisément, ils décrivent comment la pollution globale affecte les dommages subis par les pays.

Dans le cas où le paramètre α est nul, cette spécification de la fonction de bénéfice conduit aux normes de dépollution négociées suivantes :

$$\begin{aligned} A_1 &= \frac{b}{1+d}; \quad A_1^* = 0; \quad \bar{A}_1 = \frac{2b-1}{1+4d}; \\ A_2 &= \frac{b}{1+d}; \quad A_2^* = 0; \quad \bar{A}_2 = \frac{b}{1+2d}; \\ A_3 &= \frac{b-1}{d}; \quad A_3^* = 0; \quad \bar{A}_3 = \frac{b-1}{2d} \end{aligned}$$

Ces expressions des normes vont nous aider à écrire de façon explicite les conditions d'existence des situations de “norme uniforme incitative” et “norme uniforme décourageante” (voir l'annexe G pour plus de détails).

a) Norme uniforme incitative

Les conditions d'existence de la situation de “norme uniforme incitative” se réduisent à une condition sur la valeur du coût irrécupérable F . Rappelons que cette condition implique que seul le pays ENCC investit suite à l'annonce et la mise en œuvre des normes différenciées (vérification de la condition de seuil et de coût pour le pays ENCC et le non-respect de la condition de seuil ou de coût pour le pays LENCC) et que tous les pays investissent suite à l'annonce et la mise en œuvre de la norme uniforme (vérification de la condition de seuil et de coût pour les deux pays). La “norme uniforme incitative” est donc une situation dans laquelle la condition suivante est vérifiée :

$$\begin{aligned} F < \min \left\{ \left[\frac{1}{2} - \frac{1}{2} \left(1 - \frac{2b-1}{1+4d} \right)^2 \right], \left[\frac{2b-1}{1+4d} - \frac{1}{2} \left(\frac{b}{1+2d} \right)^2 \right], \right. \\ \left. \left[\frac{1}{2} - \frac{1}{2} \left(1 - \frac{b}{1+d} \right)^2 \right], \left[\frac{b-1}{d} - \frac{1}{2} \left(\frac{b}{1+d} \right)^2 \right], \right. \\ \left. \left[\frac{b-1}{2d} - \frac{1}{2} \left(\frac{b}{1+2d} \right)^2 \right], \left[\frac{1}{2} \right] \right\} \end{aligned} \quad (3.34)$$

Pour des valeurs appropriées des paramètres b et d , tous les termes à droite de l'inégalité sont strictement positifs, ainsi la situation de “norme uniforme incitative” du point de vue de la décision d'investissement va se réaliser. En effet, pour cette valeur spécifique du coût irrécupérable, l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de normes différenciées conduisent l'entreprise du pays ENCC, et elle seule, à investir. *A contrario*, en cas d'annonce et de mise en œuvre de l'accord de norme uniforme, les deux entreprises investissent.

b) Norme uniforme décourageante

Les conditions amenant à l'apparition de la situation de “norme uniforme décourageante” se réduisent à deux conditions distinctes sur la valeur du coût irrécupérable F . Il faut rappeler que l'absence d'investissement suite à l'annonce et la mise en œuvre de l'accord de norme uniforme peut provenir soit du non-respect de la condition de seuil soit de la condition de coût. La “norme uniforme décourageante” est donc une situation dans laquelle l'une des conditions suivantes est vérifiée :

$$\begin{aligned} * \text{ condition de seuil } \left[\frac{1}{2} - \frac{1}{2} \left(1 - \frac{2b-1}{1+4d} \right)^2 \right] < F < \min \left\{ \left[\frac{1}{2} - \frac{1}{2} \left(1 - \frac{b}{1+d} \right)^2 \right], \right. \\ \left. \left[\frac{b-1}{d} - \frac{1}{2} \left(\frac{b}{1+d} \right)^2 \right], \left[\frac{1}{2} \right] \right\} \end{aligned} \quad (3.35)$$

$$\begin{aligned} * \text{ condition de coût } \max \left\{ \left[\frac{b-1}{2d} - \frac{1}{2} \left(\frac{b}{1+2d} \right)^2 \right], \left[\frac{b-1}{2d} - \frac{1}{2} \left(\frac{2b-1}{1+4d} \right)^2 \right] \right\} \\ < F < \min \left\{ \left[\frac{1}{2} - \frac{1}{2} \left(1 - \frac{b}{1+d} \right)^2 \right], \left[\frac{b-1}{d} - \frac{1}{2} \left(\frac{b}{1+d} \right)^2 \right], \right. \\ \left. \left[\frac{1}{2} - \frac{1}{2} \left(1 - \frac{2b-1}{1+4d} \right)^2 \right], \left[\frac{1}{2} \right] \right\} \end{aligned} \quad (3.36)$$

D'un côté, étant donné que le niveau du coût irrécupérable vérifiant la condition 3.35 existe, la situation de “norme uniforme décourageante” à cause de l'effet de seuil va émerger. En effet, pour cette valeur spécifique du coût irrécupérable, l'annonce et

la mise en œuvre de l'accord de normes différenciées conduisent l'entreprise du pays ENCC, et elle seule, à investir. *A contrario*, en cas d'annonce et de mise en œuvre de l'accord de norme uniforme, aucune entreprise n'investit et ce, parce que la norme uniforme reste en dessous du seuil.

De l'autre côté, étant donné que le niveau du coût irrécupérable vérifiant la condition 3.36 existe, la situation de "norme uniforme décourageante" à cause de l'effet de coût va se réaliser. Nous avons les mêmes conséquences que dans le cas de l'effet de seuil en termes de résultats des différentes négociations. Cependant, la raison de l'absence d'investissement suite à la négociation de la norme uniforme est différente : les coûts de l'entreprise quand elle investit, associés à un niveau spécifique de la norme uniforme, dépassent ses coûts quand elle n'investit pas, associés à un autre niveau de la norme uniforme.

Nous allons maintenant illustrer les résultats du modèle à l'aide d'un exemple numérique basé sur une fonction de bénéfice quadratique.

c) Illustration numérique

Nous avons réalisé quelques applications numériques en changeant les valeurs des paramètres b et d , et en contrôlant tout d'abord la contrainte que les normes de dépollution sont inférieures ou égales à 1, ensuite les contraintes sur la concavité des fonctions objectifs et des fonctions de bien-être social, et enfin la positivité des paiements à la coopération et des gains tirés de la coopération des pays. Les conditions sur la concavité de la fonction de la solution de Nash (ou la fonction de bien-être social) dans le cas des normes différenciées sans transfert sont vérifiées pour des valeurs élevées des paramètres b et d allant de 750 à 1000, et pour lesquelles la différence $(b - d)$ est égale à 1. Nous considérons les valeurs suivantes des paramètres :

$$\alpha = 0.001 ; b = 750 ; d = 749$$

Les niveaux négociés des normes et des transferts, des paiements de la coopération et des gains tirés de la coopération correspondant à ces valeurs de paramètres sont

	$\hat{a}; \hat{a}^*$	$\hat{NB}; \hat{NB}^*$
$(x = 1, x^* = 0) (F = 0.2)$	1; 0	374.8; 0.3755
$(x = 1, x^* = 0) (F = 0.4)$	1; 0	374.6; 0.3755
$(x = x^* = 1) (F = 0.2)$	0.999; 0.0009	374.8009; 0.1754
$(x = x^* = 0) (F = 0.4)$	1; 0	374.5; 0.3755

TAB. 3.1 – Les niveaux des normes et des paiements à l'équilibre de Nash

	<i>Normes et t</i>	$NB; NB^*$
D $(x = 1, x^* = 0) (F = 0.2)$	$A = 1; A^* = 0$	374.8; 0.3755
D $(x = 1, x^* = 0) (F = 0.4)$	$A = 1; A^* = 0$	374.6; 0.3755
UT $(x = x^* = 1) (F = 0.2)$	$\bar{A} = 0.5003; t = 0.24$	374.9255; 0.30008
UT $(x = x^* = 0) (F = 0.4)$	$\bar{A} = 0.5 = t$	374.5; 0.3755000173

TAB. 3.2 – Les niveaux des normes et des paiements de la coopération dans les accords donnés dans les tableaux 3.1, 3.2 et 3.3 respectivement.

Nous obtenons des résultats sur les décisions d'investissement des entreprises et du *design* optimal des AEI dans le cas où le pays LENCC est peu soucieux de l'environnement ($\alpha = 0.001$). Nous avons déjà fourni, dans la section précédente, les résultats numériques concernant les décisions d'investissement des entreprises contenus dans le tableau 3.7. Ici, nous allons décrire les niveaux de bien-être des pays selon le type d'AEI négocié, face aux configurations de décisions d'investissement des entreprises.

Nos résultats numériques illustrent nos résultats théoriques selon lesquels l'accord de norme uniforme avec transferts, quand les deux pays investissent, est le seul accord qui génère des gains positifs de la coopération pour chacun des pays. Les autres ac-

	$NB - \hat{NB}$	$NB^* - \hat{NB}^*$
D $(x = 1, x^* = 0) (F = 0.2)$	0	0
D $(x = 1, x^* = 0) (F = 0.4)$	0	0
UT $(x = x^* = 1) (F = 0.2)$	0.1245846	0.12458459
UT $(x = x^* = 0) (F = 0.4)$	0	0.173×10^{-7}

TAB. 3.3 – Les niveaux des gains retirés de la coopération dans les accords

cords que sont l'accord de norme uniforme avec transferts, quand aucune entreprise n'investit, et l'accord de normes différenciées sans transfert, quand seul le pays ENCC investit, amènent à des niveaux de paiements pour chaque pays identiques à leur paiement au point de menace. Ceci conduit à mentionner l'évolution des paiements des pays au point de menace pour différentes configurations d'investissement. Nous notons que la position de négociation du pays LENCC se réduit considérablement quand son entreprise commence à investir dans une nouvelle technologie de dépollution, plus précisément lors du passage de la situation $(x = 1, x^* = 0)$ à la situation $(x = x^* = 1)$. Cela se manifeste par la diminution de son gain au point de menace mais aussi de celui à la coopération. Ce résultat s'inscrit dans la lignée de celui de McLaren (1997) sur la position de négociation d'un petit pays lors de négociations en faveur de la libéralisation du commerce. En effet, l'investissement dans le cas du commerce conduit à la spécialisation complète du pays.

Les résultats de ce chapitre, contrairement à ceux de Muuls (2004), montrent que certains accords coopératifs négociés à la Nash ne peuvent pas résoudre les problèmes d'absence d'investissement de la part des entreprises. Nous montrons que le type d'AEI négocié ainsi que le niveau des coûts irrécupérables d'installation d'une nouvelle technologie de dépollution vont être déterminants dans la décision d'investissement des entreprises.

3.5 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons étudié le lien entre le *design* des accords environnementaux internationaux et les décisions d'investissement des entreprises dans de nouvelles technologies de traitement de la pollution. Dans cette perspective, nous avons essentiellement comparé la performance au sens de Pareto de deux AEI de second rang, un accord de norme uniforme avec transferts et un accord de normes différenciées sans transfert, en utilisant un jeu à plusieurs étapes.

Le chapitre met en exergue un résultat qui peut paraître contre-intuitif : il est optimal, en présence de pays très hétérogènes, d'annoncer et de mettre en œuvre un accord de norme uniforme avec transferts lorsque le coût irrécupérable de l'installation de la technologie est faible et que les bénéfices marginaux de la dépollution globale sont élevés. Dans ce cas, l'annonce et la mise en œuvre de cet accord incitent tous les pays à investir dans la nouvelle technologie de dépollution. En outre, cet accord est le seul à générer des gains positifs tirés de la coopération pour chacun des pays. Autrement dit, l'accord uniforme où tous les pays investissent domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées où seul le pays soucieux de l'environnement investit. Cela signifie qu'en présence de faible coût irrécupérable, le niveau suffisamment élevé de la norme uniforme, qui joue le rôle de signal aux entreprises pour investir, et la présence de transferts compensatoires, qui permettent de satisfaire la contrainte de participation du pays moins soucieux de la protection de l'environnement, conduisent à ce qu'un accord contraignant de norme uniforme soit préféré par des pays très hétérogènes à l'accord de normes différenciées.

Nos résultats mettent également en lumière la sous-optimalité de l'annonce et de la mise en œuvre de l'accord de norme uniforme avec transferts en présence de pays très hétérogènes, lorsque les coûts irrécupérables d'installation de la nouvelle technologie de dépollution sont suffisamment élevés. Dans ce cas, l'annonce et la mise en œuvre de cet accord découragent tous les pays d'investir dans une nouvelle technologie. De plus, cet accord n'arrive pas, dans ce cas, à générer des gains tirés de la coopération positifs pour des pays individuels. En effet, les deux accords, que sont l'accord de norme uniforme avec transferts quand aucun pays n'investit, et l'accord de normes différenciées sans transfert, quand seul le pays soucieux de l'environnement investit, aboutissent aux paiements de l'équilibre non coopératif.

Du point de vue *normatif*, les pays pourraient utiliser le mécanisme suivant pour inciter leurs entreprises à investir dans une nouvelle technologie de dépollution et ce, afin

d'obtenir pour eux-mêmes des gains plus élevés de la coopération. Les pays annonceraient collectivement qu'ils vont négocier un accord de norme uniforme avec transferts dans le futur. Etant donné cette annonce et conditionnellement au niveau faible du coût irrécupérable d'installation de la nouvelle technologie, les entreprises investiraient. Ce que doivent faire les pays, c'est d'abord de laisser suffisamment de temps au secteur privé pour investir, et ensuite de négocier les niveaux précis de la norme uniforme et des transferts. L'état des technologies de substitution pour atténuer le problème de changement climatique pourrait justifier le besoin de donner du temps au secteur privé pour adopter ou développer des technologies de dépollution "plus propres".

Ce chapitre a pris en considération des aspects importants des AEI que sont le type d'objectif environnemental et l'existence ou non de schéma de transferts compensatoires entre les pays. Comme l'étude réalisée par l'OCDE (2005, p.14) le souligne, le succès du Protocole de Montréal (1987) provient des *efforts de l'industrie pour innover, investir, et transférer des technologies*. L'introduction des transferts technologiques, qui pourrait être modélisée comme le paiement du coût irrécupérable de l'investissement du pays peu soucieux de l'environnement par le pays sensible à la protection de l'environnement, ou de retombées technologiques entre les pays, affecterait directement, dans notre modèle, les incitations du secteur privé à investir. Les résultats de ce chapitre soulignent cependant le rôle du type des AEI dans les incitations à donner au secteur privé à entreprendre des actions protectrices de l'environnement.

Il est important de souligner qu'il existe bien d'autres mesures, qui sont incluses dans les dispositions du Protocole de Montréal, qui ont encouragé l'investissement de la part du secteur privé. Dans ce chapitre, nous n'avons pas pris en compte, par exemple, les incitations liées au commerce international sous forme de sanctions commerciales entre les signataires et les non-signataires du Protocole ou encore les opportunités de création de marché pour des produits alternatifs à ceux qui dégradent la couche d'ozone, qui ont tous joué un rôle important dans les actions protectrices de l'environnement

du secteur privé.

Dans les chapitres II et III de cette thèse, nous sommes attachés à comparer des optima de second rang. Dans ces problèmes, nous n'avons considéré que le flux d'émissions. Cela répondait à la nécessité de comprendre la rationalité des accords déjà signés mais aussi de justifier des étapes pour laisser du temps aux firmes d'investir dans de nouvelles technologies de dépollution. Cependant, pour certains problèmes de pollutions transfrontalières, c'est le stock de pollution et son évolution qui doivent être pris en compte. Nous pensons en particulier au problème d'eutrophisation. C'est la raison pour laquelle des optima de second rang doivent être comparés dans un cadre d'optimisation dynamique. Pour le problème qui a motivé en partie cette thèse, celui de pollution de la mer Noire (problème d'eutrophisation), nous devons donc utiliser un modèle dynamique pour pouvoir effectuer ces comparaisons de bien-être. Ces comparaisons ne peuvent être réalisées qu'à partir de données réelles, c'est ce que nous sommes attachés de faire dans le dernier chapitre de cette thèse.

Annexe

A- Cas de référence : $x = 1$ et $x^* = 0$

A1- Comparaison des niveaux de normes de dépollution (Preuve du lemme 1)

Nous allons d'abord montrer que A et A^* ne peuvent pas simultanément être inférieurs à $\bar{A}$.

Si A et A^* sont inférieurs à $\bar{A}$, alors nous avons :

$$B'(A + A^*) > B'(\bar{A} + \bar{A})$$

car B est une fonction décroissante, $B'(A + A^*) = \frac{A}{1+\alpha A}$ et $B'(\bar{A} + \bar{A}) = \frac{\bar{A}+1}{2(\alpha+1)}$.

Nous avons besoin de vérifier si $(\frac{A}{1+\alpha A})$ est supérieur à $(\frac{\bar{A}+1}{2(\alpha+1)})$, étant donné que $A < \bar{A}$. Pour cela, nous allons d'abord comparer les fonctions $f(x) = \frac{x}{1+\alpha x}$ et $g(x) = \frac{x+1}{2(\alpha+1)}$, où x est une variable positive avec $x \leq 1$. Nous trouvons que la fonction $f(x) = \frac{x}{1+\alpha x}$ est inférieure ou égale à la fonction $g(x) = \frac{x+1}{2(\alpha+1)}$ ²⁵. Comme la fonction $g(x)$ est croissante, nous avons $g(\bar{A}) > g(A) \geq f(A)$. Nous trouvons alors :

$$g(\bar{A}) > f(A) \iff \frac{\bar{A}+1}{2(\alpha+1)} > \frac{A}{1+\alpha A}$$

ce qui contredit notre hypothèse initiale. Cela montre que A et A^* ne peuvent pas simultanément être inférieurs à $\bar{A}$.

Maintenant, nous allons montrer que A^* est inférieur à $\bar{A}$ pour une petite valeur du paramètre α . Considérons d'abord le cas extrême $\alpha = 0$ pour lequel les normes de dépollution optimales respectivement dans les cas de normes différenciées et de norme

²⁵ $f(x) = \frac{x}{1+\alpha x} \leq g(x) = \frac{x+1}{2(\alpha+1)}$
 $\iff 2(\alpha+1)x \leq (1+\alpha x)(x+1)$
 $\iff 0 \leq (1-x)(1-\alpha x)$

ce qui est vrai, étant donné que $x \leq 1$ et $(1-\alpha x) > 0$ avec α étant inférieur à 1.

uniforme sont définies par :

$$A^* = 0 \text{ et } B'(A) = A$$

$$B'(2\bar{A}) = \frac{\bar{A} + 1}{2}$$

Nous notons que $\bar{A}$ est positif quand $B'(0) > \frac{1}{2}$. Sous cette condition, nous montrons que $A^* < \bar{A}$ pour $\alpha = 0$. Sous la même condition, nous avons donc $A > \bar{A}$. Il est possible de trouver un résultat similaire pour une petite valeur de α , au voisinage de 0, en utilisant l'argument de continuité des fonctions $A^*(\alpha)$ et $\bar{A}(\alpha)$ à l'optimum. Le théorème de Berge du maximum suppose que la fonction valeur et l'ensemble des variables de contrôle changent de façon continue avec les paramètres sous l'hypothèse de la continuité de la fonction objectif. Comme nous avons une fonction objectif continue, nous pouvons en déduire que $A^* < \bar{A} < A$ pour une petite valeur de α , au voisinage de 0.

B- Cas 2 : $x = x^* = 1$

B1- Équilibre de Nash

Les conditions du premier ordre pour les pays ENCC et LENCC sont respectivement :

$$B'(A + A^*) = A$$

$$B'(A + A^*) = \frac{A^*}{\alpha}$$

ce qui implique $A = A^* \frac{1}{\alpha}$ où $A > A^*$

Ces conditions nous donnent les normes de dépollution à l'équilibre de Nash :

$$\hat{A} = \frac{1}{\alpha + 1} B'^{-1}(\hat{A})$$

$$\hat{A}^* = \frac{\alpha}{1 + \alpha} B'^{-1}(\hat{A})$$

qui, à leur tour, nous donnent les niveaux de paiement à l'équilibre de Nash, lorsque les deux pays investissent, $\hat{NB}$ et $\hat{NB}^*$, respectivement pour les pays ENCC et LENCC :

$$\begin{aligned}\hat{NB} &= B(B'^{-1}(\hat{A})) - \frac{1}{2(1+\alpha)^2}(B'^{-1}(\hat{A}))^2 - F \\ \hat{NB}^* &= \alpha B(B'^{-1}(\hat{A})) - \frac{\alpha^2}{2(1+\alpha)^2}(B'^{-1}(\hat{A}))^2 - F\end{aligned}$$

B2- Normes différenciées sans transfert

Les conditions du premier ordre nous donnent :

$$\begin{aligned}\frac{\alpha B'(A + A^*)}{[\alpha B'(A + A^*) - A^*]} &= \frac{[B'(A + A^*) - A]}{B'(A + A^*)} \\ \iff B'(A + A^*) &= \frac{AA^*}{A^* + \alpha A}\end{aligned}\tag{3.37}$$

Si nous organisons les conditions du premier ordre d'une autre manière, nous obtenons :

$$\begin{cases} B'(A + A^*)(\alpha U + U^*) = AU^* \\ B'(A + A^*)(\alpha U + U^*) = A^*U \end{cases}$$

ce qui implique :

$$AU^* = A^*U$$

Si $A > A^*$, les gains tirés de la coopération du pays ENCC sont supérieurs à ceux du pays LENCC, i.e. $U > U^*$, et vice versa.

B3- Norme uniforme avec transferts

Comme nous l'avons déjà montré (équation 3.18), les gains tirés de la coopération des deux pays sont identiques en présence de norme uniforme avec transferts, i.e. $U =$

U^* . Cette propriété modifie la condition du premier ordre par rapport à $\bar{A}$ et nous donne :

$$\begin{aligned} \Longleftrightarrow U \left[2\alpha B'(\bar{A} + \bar{A}) - \bar{A} + 2B'(\bar{A} + \bar{A}) - \bar{A} \right] &= 0 \\ \Longleftrightarrow B'(\bar{A} + \bar{A}) &= \frac{\bar{A}}{(\alpha + 1)} \end{aligned} \quad (3.38)$$

B4- Comparaison des niveaux de normes

Notre objectif est de comparer les niveaux de normes découlant des deux accords. Pour cela, nous allons nous servir des équations 3.37 et 3.38.

Proposition 2 $\bar{A}$ est situé nécessairement entre A et A^* .

Preuve. Nous allons d'abord montrer que A et A^* ne peuvent pas simultanément être inférieurs à $\bar{A}$.

Si $A < \bar{A}$ et $A^* < \bar{A}$, nous avons alors :

$$B'(A + A^*) > B'(\bar{A} + \bar{A}) \Longleftrightarrow \frac{AA^*}{A^* + \alpha A} > \frac{\bar{A}}{(\alpha + 1)} \quad (3.39)$$

Il existe deux sous-cas à étudier, $A^* > A$ ou $A^* < A$.

a) Si $A^* > A$, comme $\frac{1}{\frac{A^*}{A} + \alpha} < \frac{1}{(\alpha + 1)}$ et $A^* < \bar{A}$, alors $\frac{A^*}{\frac{A^*}{A} + \alpha} < \frac{\bar{A}}{(\alpha + 1)}$, ce qui est contradictoire à la condition 3.39.

b) Si $A^* < A$, comme $\frac{1}{1 + \alpha \frac{A}{A^*}} < \frac{1}{(\alpha + 1)}$ et $A < \bar{A}$, alors $\frac{A}{1 + \alpha \frac{A}{A^*}} < \frac{\bar{A}}{(\alpha + 1)}$, ce qui est contradictoire à la condition 3.39.

Ces résultats nous montrent l'impossibilité d'avoir $A < \bar{A}$ et $A^* < \bar{A}$. Il nous reste deux autres possibilités : l'une des normes différenciées ou les deux dépassent la norme uniforme. Nous montrons, par un raisonnement similaire, que A et A^* ne peuvent pas simultanément être supérieurs à $\bar{A}$.

Si $A > \bar{A}$ et $A^* > \bar{A}$, nous avons alors :

$$B'(A + A^*) < B'(\bar{A} + \bar{A}) \Longleftrightarrow \frac{AA^*}{A^* + \alpha A} < \frac{\bar{A}}{(\alpha + 1)} \quad (3.40)$$

Il existe deux sous-cas à étudier, $A^* > A$ ou $A^* < A$.

a) Si $A^* > A$, comme $\frac{1}{1+\alpha\frac{A}{A^*}} > \frac{1}{(\alpha+1)}$ et $A > \bar{A}$, alors $\frac{A}{1+\alpha\frac{A}{A^*}} > \frac{\bar{A}}{(\alpha+1)}$, ce qui est contradictoire à la condition 3.40.

b) Si $A^* < A$, comme $\frac{1}{\frac{A^*}{A}+\alpha} > \frac{1}{(\alpha+1)}$ et $A^* > \bar{A}$, alors $\frac{A^*}{\frac{A^*}{A}+\alpha} > \frac{\bar{A}}{(\alpha+1)}$, ce qui contredit la condition 3.40.

Ces résultats nous montrent l'impossibilité d'avoir $A > \bar{A}$ et $A^* > \bar{A}$. Par conséquent, $\bar{A}$ est nécessairement situé entre A et A^* . ■

Maintenant, nous procédons à la comparaison des niveaux de normes de dépollution des pays pour les normes différenciées sans transfert.

Proposition 3 $A > A^*$ pour une petite valeur de α , au voisinage de 0.

Preuve. Nous avons $AU^* = A^*U$.

Supposons que $A \leq A^*$, nous avons alors $U^* \geq U$

$$\begin{aligned} &\iff \left[\alpha B(A + A^*) - \frac{A^{*2}}{2} - \alpha B(\hat{A} + \hat{A}^*) + \frac{\hat{A}^{*2}}{2} \right] \geq \\ &\quad \left[B(A + A^*) - \frac{A^2}{2} - B(\hat{A} + \hat{A}^*) + \frac{\hat{A}^2}{2} \right] \\ &\iff (A^* - A)(A^* + A) \leq 2 \left[(\alpha - 1)B(A + A^*) + (1 - \alpha)B(\hat{A} + \hat{A}^*) - \frac{\hat{A}^2}{2} + \frac{\hat{A}^{*2}}{2} \right] \text{ où} \\ &\quad \hat{A} = \frac{\hat{A}^*}{\alpha}. \end{aligned}$$

$$\iff (A^* - A)(A^* + A) \leq \tag{3.41}$$

$$2 \left[(\alpha - 1) \left[B(A + A^*) - B(\hat{A} + \hat{A}^*) \right] + \frac{\hat{A}^{*2}(\alpha - 1)(\alpha + 1)}{2\alpha^2} \right]$$

Le membre de gauche de la condition 3.41 est positif ou nul. Cette condition peut être rejetée si le membre de droite est négatif. Le terme $\frac{\hat{A}^{*2}(\alpha-1)(\alpha+1)}{2\alpha^2}$ est négatif car $\alpha < 1$. Regardons maintenant si le terme $\left[B(A + A^*) - B(\hat{A} + \hat{A}^*) \right]$ est positif ou nul.

Il peut être utile de rappeler les conditions du premier ordre respectivement au point de menace et dans le cas de normes différenciées pour les pays ENCC et LENCC :

$$B'(\hat{A} + \hat{A}^*) = \hat{A} \text{ et } B'(\hat{A} + \hat{A}^*) = \frac{\hat{A}^*}{\alpha}$$

$$B'(A + A^*) = \frac{AU^*}{\alpha U + U^*} \text{ et } B'(A + A^*) = \frac{A^*U}{\alpha U + U^*}$$

Lorsque le paramètre α est nul, ces conditions sont données par :

$$\hat{A}^* = 0 \text{ et } B'(\hat{A}) = \hat{A}$$

$$A^* = 0 \text{ et } B'(A) = A$$

Comme les normes à l'équilibre de Nash et à l'accord de normes différenciées sans transfert sont définies de la même façon, nous pouvons déduire que la dépollution globale au point de menace $(\hat{A} + \hat{A}^*)$ et à l'accord de normes différenciées $(A + A^*)$ est identique. Ce résultat s'applique au cas d'une petite valeur de α , au voisinage de 0, par l'argument de continuité des fonctions $A(\alpha)$ et $A^*(\alpha)$ à l'optimum.

Sous cette propriété, nous pouvons déduire que la différence $\left[B(A + A^*) - B(\hat{A} + \hat{A}^*) \right]$ est nulle, ce qui nous donne la négativité du membre de droite de la condition 3.41. Cela nous amène à rejeter cette condition. Par conséquent, il est impossible d'avoir $A \leq A^*$, nous avons alors $A > A^*$ pour une petite valeur de α , au voisinage de 0. ■

C- Cas 3 : $x = x^* = 0$

C1- Équilibre de Nash

Les conditions du premier ordre respectivement pour les pays ENCC et LENCC s'écrivent :

$$B'(A + A^*) = 1$$

$$\alpha B'(A + A^*) - 1 < 0$$

Ces conditions impliquent les niveaux de normes à l'équilibre de Nash suivants :

$$\hat{A} = B'^{-1}(1)$$

$$\hat{A}^* = 0$$

ce qui, à leur tour, nous donnent les paiements des pays au point de menace quand aucune entreprise n'investit, $\hat{NB}$ et $\hat{NB}^*$:

$$\begin{aligned}\hat{NB} &= B(B'^{-1}(1)) - B'^{-1}(1) \\ \hat{NB}^* &= \alpha B(B'^{-1}(1))\end{aligned}$$

C2- Normes différenciées sans transfert

Les conditions du premier ordre nous donnent :

$$\frac{\alpha B'(A + A^*)}{[\alpha B'(A + A^*) - 1]} = \frac{[B'(A + A^*) - 1]}{B'(A + A^*)}$$

$$\Longleftrightarrow B'(A + A^*) = \frac{1}{1 + \alpha}$$

Si nous organisons les conditions du premier ordre d'une autre manière, nous obtenons :

$$\begin{cases} B'(A + A^*)(\alpha U + U^*) = U^* \\ B'(A + A^*)(\alpha U + U^*) = U \end{cases}$$

ce qui implique :

$$U^* = U$$

Nous obtenons alors l'égalité des gains tirés de la coopération des pays ENCC et LENCC en présence de normes différenciées sans transfert.

C3- Norme uniforme sans transfert

Comme nous l'avons déjà montré (équation 3.18), les gains tirés de la coopération des deux pays sont identiques en présence de norme uniforme avec transferts, i.e. $U =$

U^* . Cette propriété modifie la condition du premier ordre par rapport à $\bar{A}$ et nous donne :

$$\Longleftrightarrow U \left[2\alpha B'(\bar{A} + \bar{A}) - 1 + 2B'(\bar{A} + \bar{A}) - 1 \right] = 0$$

$$\Longleftrightarrow B'(\bar{A} + \bar{A}) = \frac{1}{(\alpha + 1)}$$

C4- Comparaison des niveaux de normes

Proposition 4 *La norme uniforme est la moyenne des niveaux de normes différenciées.*

Preuve. Les conditions d'optimalité dans les cas de normes différenciées sans transfert et de norme uniforme avec transferts sont identiques et égales à :

$$B'(A + A^*) = \frac{1}{(\alpha + 1)} = B'(\bar{A} + \bar{A})$$

Cette identité nous amène à la relation suivante :

$$A + A^* = 2\bar{A} \Longleftrightarrow \bar{A} = \frac{A + A^*}{2}$$

■

Maintenant, nous procédons à la comparaison des niveaux de normes de dépollution des pays pour les normes différenciées sans transfert.

Proposition 5 *Etant donnée l'hypothèse que la fonction de bénéfice $B(\cdot)$ est croissante et concave, A est supérieur à A^* .*

Preuve. Nous avons $U = U^*$

$$\Longleftrightarrow \left[B(A + A^*) - A - \hat{N}B \right] = \left[\alpha B(A + A^*) - A^* - \hat{N}B^* \right] \text{ où } \hat{N}B^* = \alpha B(\hat{A}) \text{ et } \hat{N}B = B(\hat{A}) - \hat{A} \text{ avec } \hat{A}^* = 0 \text{ et } \hat{A} = B'^{-1}(1). \\ \Longleftrightarrow A = A^* + (1 - \alpha)B(A + A^*) + (\hat{N}B^* - \hat{N}B)$$

Le terme $(1 - \alpha)B(A + A^*)$ est positif. Nous avons $A > A^*$ si

$$\left[(1 - \alpha)B(A + A^*) + (\hat{N}B^* - \hat{N}B) \right] > 0 \quad (3.42)$$

Nous avons $\hat{N}B^* - \hat{N}B = (\alpha - 1)B(\hat{A}) + \hat{A} = (\alpha - 1)B(B'^{-1}(1)) + B'^{-1}(1)$.

La condition 3.42 devient alors : $(1 - \alpha) [B(A + A^*) - B(B'^{-1}(1))] + B'^{-1}(1) > 0$

$$\iff (1 - \alpha) [B(B'^{-1}(\frac{1}{1+\alpha})) - B(B'^{-1}(1))] + B'^{-1}(1) > 0 \text{ car } B'(A + A^*) = \frac{1}{1+\alpha}.$$

Cette condition est toujours vérifiée par l'hypothèse de concavité de la fonction de bénéfice $B(\cdot)$. Nous avons alors $A > A^*$. ■

D- Cas 4 : $x = 0$ et $x^* = 1$ ($\alpha = 0$)

D1- Équilibre de Nash

Les conditions du premier ordre pour les pays ENCC et LENCC sont les suivantes :

$$\begin{aligned} B'(A + A^*) &= 1 \\ \hat{A}^* &= 0 \end{aligned}$$

car le paiement du pays LENCC est égal à $(-\frac{A^{*2}}{2} - F)$.

Ces conditions impliquent les niveaux de dépollution au point de menace :

$$\begin{aligned} \hat{A} &= B'^{-1}(1) \\ \hat{A}^* &= 0 \end{aligned}$$

D2- Normes différenciées sans transfert

La condition du premier ordre du pays LENCC est la suivante :

$$B'(A + A^*)U^* = A^*U$$

où $U^* = -\frac{A^{*2}}{2}$. Comme une valeur positive de A^* implique une valeur négative de U , la valeur optimale de A^* est nulle.

La condition du premier ordre du pays ENCC s'écrit :

$$B'(A + A^*) = 1$$

Ces conditions conduisent aux niveaux de normes de dépollution suivants :

$$A_4 = B'^{-1}(1)$$

$$A_4^* = 0$$

Le cas $x = 0$ et $x^* = 1$ est une situation dans laquelle les deux conditions sont vérifiées :

1) L'entreprise du pays ENCC n'investit pas en cas de mise en œuvre de normes différenciées.

condition de seuil : $A_4 < \tilde{a}$ ou

condition de coût : $A_4 > \tilde{a}$ et $A_4 < \frac{A_2^2}{2} + F$

2) L'entreprise du pays LENCC investit en cas de mise en œuvre de normes différenciées.

$$A_4^* > \tilde{a} \quad \text{et} \quad \frac{A_4^{*2}}{2} + F < A_3^*$$

Nous observons que, dans le cas $\alpha = 0$, la condition 2 n'est pas vérifiée, car $A_4^* = 0 < \tilde{A}$, étant donnée la définition de la norme de seuil de dépollution $0 < \tilde{A} \leq 1$. On peut obtenir un résultat similaire pour une petite valeur de α , au voisinage de 0, par l'argument de continuité des fonctions $A^*(\alpha)$ et $A(\alpha)$ à l'optimum. Nous déduisons que le cas $x = 0$ et $x^* = 1$ est impossible pour une petite valeur de α , au voisinage de 0. Un pays très peu soucieux de l'environnement, LENCC, n'a jamais intérêt à investir suite à l'annonce et la mise en œuvre d'un accord de normes différenciées sans transfert.

E- Comparaison des niveaux de norme uniforme

Nous allons comparer les niveaux des différentes normes uniformes associées aux différentes configurations d'investissement.

Proposition 6 $\bar{A}(x = x^* = 1) \geq \bar{A}(x = 1; x^* = 0).$

Preuve. Pour $x = 1$ et $x^* = 0$, nous avons $B'(\bar{A} + \bar{A}) = \frac{\bar{A}+1}{2(\alpha+1)}$. Nous appelons $\bar{A}_1$ cette norme uniforme.

Pour $x = x^* = 1$, nous avons $B'(\bar{A} + \bar{A}) = \frac{\bar{A}}{(\alpha+1)}$. Nous appelons $\bar{A}_2$ cette norme uniforme.

Si $\bar{A}_1 > \bar{A}_2$, nous aurions alors $\bar{A}_1 + 1 > \bar{A}_2 + 1 > 2\bar{A}_2$.

Comme $\bar{A}_1 > \bar{A}_2$, nous avons :

$$\iff B'(\bar{A}_1 + \bar{A}_1) < B'(\bar{A}_2 + \bar{A}_2) \iff \frac{\bar{A}_1+1}{2(\alpha+1)} < \frac{\bar{A}_2}{(\alpha+1)} \iff \bar{A}_1 + 1 < 2\bar{A}_2. \text{ Ce résultat}$$

est contradictoire à l'hypothèse initiale. Nous avons donc, $\bar{A}_1 \leq \bar{A}_2$. ■

Nous passons maintenant à la comparaison de la norme uniforme, lorsque seule l'entreprise du pays LENCC investit, et de la norme uniforme lorsqu'aucune entreprise n'investit. Nous obtenons un résultat similaire à celui du cas précédent.

Proposition 7 $\bar{A}(x = x^* = 0) \leq \bar{A}(x = 1; x^* = 0).$

Preuve. Pour $x = 1$ et $x^* = 0$, nous avons $B'(\bar{A} + \bar{A}) = \frac{\bar{A}+1}{2(\alpha+1)}$. Nous appelons $\bar{A}_1$ cette norme uniforme.

Pour $x = x^* = 0$, nous avons $B'(\bar{A} + \bar{A}) = \frac{1}{(\alpha+1)}$. Nous appelons $\bar{A}_3$ cette norme uniforme.

Si $\bar{A}_3 > \bar{A}_1$, nous aurions alors $B'(\bar{A}_3 + \bar{A}_3) < B'(\bar{A}_1 + \bar{A}_1) \iff \frac{1}{(\alpha+1)} < \frac{\bar{A}_1+1}{2(\alpha+1)} \iff \bar{A}_1 > 1$, ce qui est impossible car la norme maximale est égale à 1. Nous avons donc, $\bar{A}_3 \leq \bar{A}_1$. ■

F- Les niveaux des normes de dépollution négociées dans le cas $\alpha = 0$

Le programme du pays ENCC à l'équilibre de Nash s'écrit :

$$\begin{aligned} & \underset{A}{Max} \left[B(A + A^*) - x\left(\frac{A^2}{2} + F\right) - (1 - x)A \right] \\ & A \leq 1; A^* \leq 1 \end{aligned}$$

Le programme du pays LENCC s'écrit de la même manière :

$$\begin{aligned} & \underset{A^*}{Max} \left[-x^*\left(\frac{A^{*2}}{2} + F\right) - (1 - x^*)A^* \right] \\ & A \leq 1; A^* \leq 1 \end{aligned}$$

Les conditions du premier ordre pour les pays ENCC et LENCC sont respectivement :

$$\begin{aligned} B'(A + A^*) &= Ax + (1 - x) \\ -A^*x^* - (1 - x^*) &= 0 \end{aligned}$$

★ Dans le cas où seul le pays ENCC investit ($x = 1$ et $x^* = 0$), les conditions du premier ordre pour les pays ENCC et LENCC impliquent :

$$\begin{aligned} \hat{A}^* &= 0 \\ \hat{A} &= B'^{-1}(\hat{A}) \end{aligned}$$

★ Dans le cas où les deux pays investissent ($x = x^* = 1$), les conditions du premier ordre pour les pays ENCC et LENCC nous donnent la même relation :

$$\begin{aligned} \hat{A}^* &= 0 \\ \hat{A} &= B'^{-1}(\hat{A}) \end{aligned}$$

★ Dans le cas où aucune entreprise n'investit ($x = x^* = 0$), les conditions du premier ordre deviennent :

$$\begin{aligned}\hat{A}^* &= 0 \\ \hat{A} &= B'^{-1}(1)\end{aligned}$$

A la coopération avec l'*accord de normes différenciées sans transfert*, la solution de Nash s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned}Max_{A, A^*} & \left[\begin{array}{l} B(A + A^*) - x(\frac{A^2}{2} + F) - (1 - x)A \\ -\{B(\hat{A} + \hat{A}^*) - x(\frac{\hat{A}^2}{2} + F) - (1 - x)\hat{A}\} \end{array} \right] \times \\ & \left[\begin{array}{l} -x^*(\frac{A^{*2}}{2} + F) - (1 - x^*)A^* \\ -\{-x^*(\frac{\hat{A}^{*2}}{2} + F) - (1 - x^*)\hat{A}^*\} \end{array} \right] \\ A \leq 1; A^* \leq 1\end{aligned}$$

Si l'on note $V = U \times U^*$, pour une solution intérieure, les conditions du premier ordre s'écrivent :

$$\begin{aligned}\frac{\partial V}{\partial A} = 0 & \iff \frac{\partial U^*}{\partial A} U + \frac{\partial U}{\partial A} U^* = 0 \\ & \iff [B'(A + A^*) - xA - (1 - x)] U^* = 0\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\frac{\partial V}{\partial A^*} = 0 & \iff \frac{\partial U^*}{\partial A^*} U + \frac{\partial U}{\partial A^*} U^* = 0 \\ & \iff [-x^*A^* - (1 - x^*)] U + [B'(A + A^*)] U^* = 0\end{aligned}$$

★ Dans le cas où seul le pays ENCC investit ($x = 1$ et $x^* = 0$), les conditions du premier ordre pour les pays ENCC et LENCC impliquent :

$$A_1^* = 0 \text{ et } A_1 = B'^{-1}(A_1)$$

qui sont les mêmes conditions que celles à l'équilibre de Nash. Cette propriété peut induire des mêmes niveaux de normes au point de menace et à la coopération avec des normes différenciées.

★ Dans le cas où les deux pays investissent ($x = x^* = 1$), les conditions du premier ordre pour les pays ENCC et LENCC nous donnent :

$$A_2^* = 0 \text{ et } A_2 = B'^{-1}(A_2)$$

$$\text{car } U^* = -\frac{A^{*2}}{2}.$$

★ Dans le cas où aucune entreprise n'investit ($x = x^* = 0$), les conditions du premier ordre deviennent :

$$A_3^* = 0 \text{ et } A_3 = B'^{-1}(1)$$

$$\text{car } U^* = -A^*.$$

A la coopération avec l'accord de norme uniforme avec transferts, la solution de Nash s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned} & \underset{\bar{A}, t}{Max} \left[\begin{array}{l} B(\bar{A} + \bar{A}) - x(\frac{\bar{A}^2}{2} + F) - (1-x)\bar{A} - t \\ -\{B(\hat{A} + \hat{A}^*) - x(\frac{\hat{A}^2}{2} + F) - (1-x)\hat{A}\} \end{array} \right] \times \\ & \left[\begin{array}{l} -x^*(\frac{\bar{A}^2}{2} + F) - (1-x^*)\bar{A} + t \\ -\{-x^*(\frac{\hat{A}^{*2}}{2} + F) - (1-x^*)\hat{A}^*\} \end{array} \right] \\ & \bar{A} \leq 1 \end{aligned}$$

Si l'on note $V = U \times U^*$, pour une solution intérieure, les conditions du premier ordre s'écrivent :

$$\begin{aligned}
\frac{\partial V}{\partial t} = 0 &\iff \frac{\partial U^*}{\partial t}U + \frac{\partial U}{\partial t}U^* = 0 \iff U - U^* = 0 \iff U = U^* \\
\frac{\partial V}{\partial \bar{A}} = 0 &\iff \frac{\partial U^*}{\partial \bar{A}}U + \frac{\partial U}{\partial \bar{A}}U^* = 0 \\
&\iff B'(\bar{A} + \bar{A}) = \frac{\bar{A}(x + x^*) + 2 - x - x^*}{2}
\end{aligned}$$

★ Dans le cas où seul le pays ENCC investit ($x = 1$ et $x^* = 0$), les conditions du premier ordre impliquent :

$$\iff B'(2\bar{A}) = \frac{\bar{A} + 1}{2} \iff \bar{A}_1 = 2B'(2\bar{A}_1) - 1$$

★ Dans le cas où les deux pays investissent ($x = x^* = 1$), les conditions du premier ordre nous donnent :

$$\iff B'(2\bar{A}) = \bar{A} \iff \bar{A}_2 = B'(2\bar{A}_2)$$

★ Dans le cas où aucune entreprise n'investit ($x = x^* = 0$), les conditions du premier ordre deviennent :

$$\iff B'(2\bar{A}) = 1 \iff \bar{A}_3 = \frac{1}{2}B'^{-1}(1)$$

G- Conditions d'existence des situations de “norme uniforme incitative” et “norme uniforme décourageante” dans le cas $\alpha = 0$

Etant donnés les niveaux des normes de dépollution dans le cas $\alpha = 0$, les conditions amenant à l'apparition de la situation de “norme uniforme incitative” prennent la forme suivante :

$$1) A_1^* < \tilde{A} \iff 0 < 1 - \sqrt{1 - 2F}$$

ce qui est vérifié, car $0 < \tilde{A} \leq 1$.

$$\begin{aligned}
2i) \quad A_1 > \tilde{A} &\iff \frac{b}{1+d} > 1 - \sqrt{1-2F} \iff F < \frac{1}{2} - \frac{1}{2}\left(1 - \frac{b}{1+d}\right)^2 \\
2ii) \quad \frac{A_1^2}{2} + F < A_3 &\iff \frac{1}{2}\left(\frac{b}{1+d}\right)^2 + F < \frac{b-1}{d} \iff \\
&F < \frac{b-1}{d} - \frac{1}{2}\left(\frac{b}{1+d}\right)^2
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
3i) \quad \bar{A}_1 > \tilde{A} &\iff \frac{2b-1}{1+4d} > 1 - \sqrt{1-2F} \iff F < \frac{1}{2} - \frac{1}{2}\left(1 - \frac{2b-1}{1+4d}\right)^2 \\
3ii) \quad \frac{\bar{A}_2^2}{2} + F < \bar{A}_1 &\iff \frac{1}{2}\left(\frac{b}{1+2d}\right)^2 + F < \frac{2b-1}{1+4d} \iff \\
&F < \frac{2b-1}{1+4d} - \frac{1}{2}\left(\frac{b}{1+2d}\right)^2 \text{ et} \\
\frac{\bar{A}_2^2}{2} + F < \bar{A}_3 &\iff \frac{1}{2}\left(\frac{b}{1+2d}\right)^2 + F < \frac{b-1}{2d} \iff \\
&F < \frac{b-1}{2d} - \frac{1}{2}\left(\frac{b}{1+2d}\right)^2
\end{aligned}$$

Nous disposons d'une condition supplémentaire sur le niveau du coût irrécupérable, $F \leq 1/2$, qui provient de la contrainte $\tilde{A} \leq 1$.

Les conditions amenant à l'apparition de la situation de "norme uniforme décourageante" prennent la forme suivante :

$$1) \quad A_1^* < \tilde{A} \iff 0 < 1 - \sqrt{1-2F}$$

ce qui est vérifié, car $0 < \tilde{A} \leq 1$.

$$\begin{aligned}
2i) \quad A_1 > \tilde{A} &\iff \frac{b}{1+d} > 1 - \sqrt{1-2F} \iff F < \frac{1}{2} - \frac{1}{2}\left(1 - \frac{b}{1+d}\right)^2 \\
2ii) \quad \frac{A_1^2}{2} + F < A_3 &\iff \frac{1}{2}\left(\frac{b}{1+d}\right)^2 + F < \frac{b-1}{d} \iff F < \frac{b-1}{d} - \frac{1}{2}\left(\frac{b}{1+d}\right)^2
\end{aligned}$$

$$3.1) \text{ (condition de seuil)} \bar{A}_1 < \tilde{A} \iff \frac{2b-1}{1+4d} < 1 - \sqrt{1-2F} \iff \\ F > \frac{1}{2} - \frac{1}{2} \left(1 - \frac{2b-1}{1+4d}\right)^2$$

$$3.2.i) \text{ (condition de coût)} \bar{A}_1 > \tilde{A} \iff \frac{2b-1}{1+4d} > 1 - \sqrt{1-2F} \iff \\ F < \frac{1}{2} - \frac{1}{2} \left(1 - \frac{2b-1}{1+4d}\right)^2$$

$$3.2.ii) \frac{\bar{A}_1^2}{2} + F > \bar{A}_3 \iff \frac{1}{2} \left(\frac{2b-1}{1+4d}\right)^2 + F > \frac{b-1}{2d} \iff \\ F > \frac{b-1}{2d} - \frac{1}{2} \left(\frac{2b-1}{1+4d}\right)^2 \text{ et}$$

$$\frac{\bar{A}_2^2}{2} + F > \bar{A}_3 \iff \frac{1}{2} \left(\frac{b}{1+2d}\right)^2 + F > \frac{b-1}{2d} \iff \\ F > \frac{b-1}{2d} - \frac{1}{2} \left(\frac{b}{1+2d}\right)^2$$

Nous introduisons aussi la condition supplémentaire sur le niveau du coût irréversible, $F \leq 1/2$.

H- Exemple quadratique dans le cas $\alpha = 0$: illustration de la proposition 1a

La fonction de bénéfice s'écrit :

$$B(A + A^*) = b(A + A^*) - \frac{d}{2}(A + A^*)^2$$

où $b > 0$ et $d > 0$.

Dans le cas où seule l'entreprise du pays ENCC investit et $\alpha = 0$, l'équilibre de Nash est défini par $\hat{A}^* = 0$ et $B'(\hat{A}) = \hat{A}$. Avec la spécification retenue pour la fonction de bénéfice, nous obtenons :

$$B(A) = b(A) - \frac{d}{2}(A)^2$$

$$B'(A) = A \iff b - dA = A \iff \hat{A} = \frac{b}{d+1}$$

En introduisant l'expression de la norme de dépollution à l'équilibre de Nash dans le membre de droite de la condition 3.26, nous obtenons :

$$B(\hat{A}) - \frac{\hat{A}^2}{2} = b(\hat{A}) - \hat{A}^2 \frac{(d+1)}{2} = \frac{b^2}{2(d+1)}$$

Le maximum de l'expression par rapport à $\bar{A}$, dans le membre de gauche de la condition 3.26, $\left[B(2\bar{A}) - \bar{A}^2 - \varepsilon \right]$, est obtenu par $B'(2\bar{A}) = \bar{A}$. La spécification de la fonction de bénéfice nous donne ce niveau spécifique de la norme uniforme :

$$B'(2\bar{A}) = \bar{A} \iff b - 2d\bar{A} = \bar{A} \iff \bar{A} = \frac{b}{1+2d}$$

Lorsque nous introduisons cette expression de la norme uniforme dans le membre de gauche de la condition 3.26, nous obtenons :

$$\begin{aligned} \left[B(2\bar{A}) - \bar{A}^2 - \varepsilon \right] &= \left[b(2\bar{A}) - \frac{d}{2}(2\bar{A})^2 - \bar{A}^2 - \varepsilon \right] \\ &= \frac{2b^2}{1+2d} - (2d+1) \frac{b^2}{(1+2d)^2} - \varepsilon \end{aligned}$$

Si nous divisons les deux membres de la condition 3.26 par b^2 , nous avons :

$$\frac{2}{1+2d} - \frac{(2d+1)}{(1+2d)^2} - \frac{\varepsilon}{b^2} > \frac{1}{2(d+1)}$$

La limite de cette condition quand $b \rightarrow \infty$, est la suivante :

$$\frac{2}{1+2d} - \frac{(2d+1)}{(1+2d)^2} > \frac{1}{2(d+1)} \iff 3 > 2.$$

Dans le cas où le paramètre α est nul, étant donnée une fonction de bénéfice quadratique, un contrat spécifique de norme uniforme avec des transferts, lorsque toutes les entreprises investissent, fournit un niveau de bien-être individuel plus élevé pour chacun des pays que celui dans l'accord de normes différenciées sans transfert, lorsque seule l'entreprise du pays ENCC investit, quand le paramètre b est suffisamment grand. Sous cette condition, le maximum du programme de norme uniforme avec transferts, donné par l'accord de norme uniforme avec transferts, domine au sens de Pareto l'accord de normes différenciées sans transfert.

Chapitre 4

La Pollution de la Mer Noire : Comparaison des Arrangements Institutionnels

4.1 Introduction

Ce chapitre traite d'un problème de pollution transfrontalière propre à la mer Noire en comparant, à l'aide de données empiriques, les implications de différents arrangements institutionnels¹ censés coordonner les politiques environnementales nationales de deux pays côtiers de la mer Noire. La mer Noire est le plus grand bassin semi-clos anoxique² au niveau mondial. Le problème de pollution transfrontalière le plus sévère dans la mer Noire est identifié comme étant le phénomène d'eutrophisation³, dans la partie nord-ouest de la mer. Ce problème affecte davantage la Roumanie et l'Ukraine que les autres pays voisins (la Bulgarie, la Russie, la Géorgie et la Turquie), à cause des facteurs géographiques et naturels. L'eutrophisation de la mer Noire, provoquée par les rejets excessifs de matières nutritives provenant des fleuves et directement des pays côtiers, a conduit aux changements radicaux de l'écosystème depuis les années 60. La déficience en oxygène de l'eau et la mortalité en masse des espèces animales et végétales, causées par le phénomène d'eutrophisation, sont devenues des phénomènes permanents dans la partie nord-ouest de la mer où les zones anoxiques se sont étendues de 3500 km² en 1973 à 40 000 km² en 1990 (Zaitsev et al. (2002)). L'expansion des zones anoxiques du début des années 70 jusqu'aux années 90, dans la partie nord-ouest de la mer Noire (la Roumanie et l'Ukraine), est illustrée sur le graphique 4.1⁴. Ceci a eu des effets transfrontaliers majeurs sur la biodiversité, la pêche, le tourisme et autres usages de la mer.

Les matières nutritives qui provoquent le phénomène d'eutrophisation, les plus

¹Un arrangement institutionnel signifie, dans ce cadre, la mise en place de différentes normes d'émissions soit par une autorité internationale soit par les pays.

²L'anoxie désigne l'état de milieux marins ou lacustres totalement dépourvu d'oxygène.

³L'eutrophisation provient de l'excès d'algues dans l'eau qui se multiplient à cause de la pollution nutritive liée aux émissions de phosphore et d'azote. La consommation de l'oxygène dans l'eau par les algues provoque la disparition des espèces animales et végétales. Dans la mer Noire, cela est déjà survenu au début des années 70 et la chaîne alimentaire a été touchée sérieusement.

⁴Source : UNEP/GRID-Arendal Maps and Graphics Library, extrait de http://maps.grida.no/go/graphic/expansion_of_hypoxia_and_anoxia_zones_in_the_northwest_of_the_black_sea_giwa.

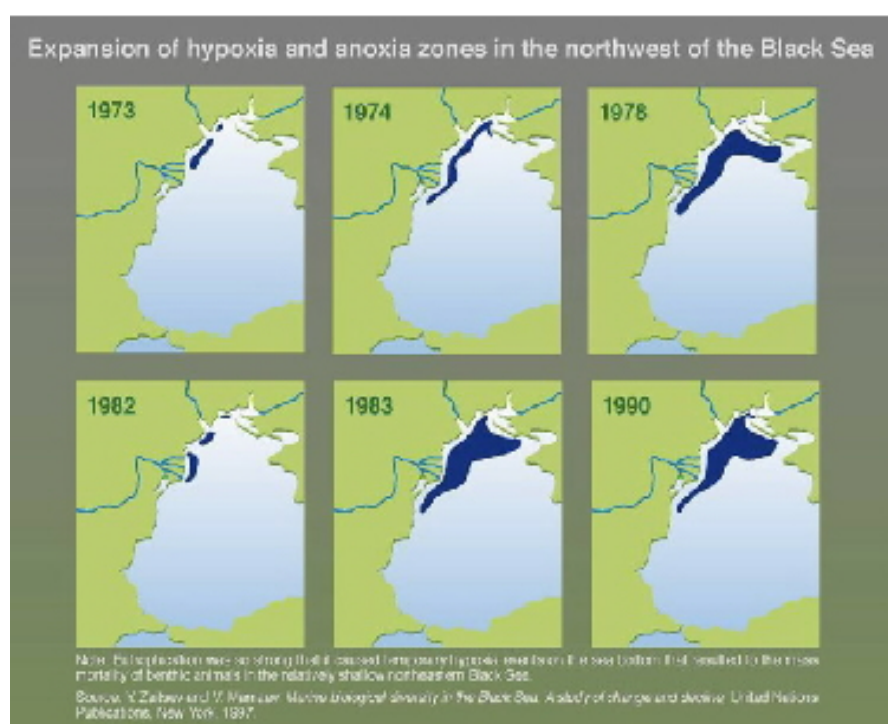


FIG. 4.1 – Expansion des zones anoxiques dans la partie nord-ouest de la mer Noire

importantes étant les émissions d'azote et de phosphore, proviennent de la totalité du bassin de la mer Noire. Une étude réalisée par le Programme Environnemental de la Mer Noire⁵ montre que 70 % des émissions nutritives sont causées par les six pays côtiers en 1992. Tout au long de ce travail, nous allons nous focaliser sur deux pays côtiers à la mer Noire, la Roumanie et l'Ukraine, qui contribuent aux émissions d'azote respectivement à hauteur de 27 % et 12 % (Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis (1996)). Ces deux pays constituent également les pays les plus affectés par le problème d'eutrophisation. Les raisons de ce phénomène sont multiples. Tout d'abord, la profondeur de la partie nord-ouest de la mer est faible, inférieure à cent mètres. Enfin, cette partie de la mer reçoit constamment une quantité importante de matières nutritives provenant des fleuves Danube et Dnieper, les deuxième et troisième fleuves les plus grands de l'Europe (Mee (2002)). La Roumanie et l'Ukraine sont donc sources et victimes de ce problème de pollution. Par conséquent, il est logique de se focaliser sur ces deux pays pour étudier le problème de pollution dans la partie nord-ouest de la mer Noire.

La pollution nutritive, l'introduction d'espèces étrangères (comme le *Mnemiopsis leidyi* introduit en 1982) et enfin les modifications des régimes de courant de rivière ont conduit à la chute de la diversité des ressources halieutiques, de 26 espèces à 6 seulement, depuis la fin des années 70 (Zaitsev et al. (2002)). Nous prenons en compte, dans ce travail, un des facteurs à l'origine de la dégradation des ressources halieutiques : la pollution nutritive. En général, il n'existe pas de preuves suffisantes qui relieraient la plupart des polluants à la perte de ressources halieutiques. Cependant, dans le cas du phénomène d'eutrophisation, il s'agit clairement d'une perte d'habitat et de nourriture pour certaines espèces de poissons (Mee (2002)). La pollution nutritive peut provenir des activités agricoles et industrielles ou des émissions domestiques. Une étude réalisée sur les pays autour du Danube montre que le secteur agricole est responsable de la

⁵Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis [1996] : www.grid.unep.ch/bsein/tda.main.htm

moitié des émissions nutritives, tandis que les secteurs industriel et urbain contribuent chacun pour 25 % à cette pollution (Saving the Black Sea (2002)). C'est la raison pour laquelle nous nous focalisons sur l'interaction négative entre les activités agricoles polluantes et la production de ressources halieutiques dans la mer Noire.

Afin d'étudier cette interaction, nous utilisons un modèle de jeu différentiel qui prend en compte des interactions stratégiques entre les pays et une dimension dynamique. La dégradation des ressources halieutiques depuis le début des années 70 jusqu'aux années 90 met en lumière le fait que l'eutrophisation est un problème de long terme, ce qui nous incite à utiliser un modèle dynamique pour l'expliquer. L'utilisation de stratégies par les pays pourrait être justifiée par le fait que chacun des pays pense que l'autre va réduire ses émissions quand le stock de pollution est élevé. Chaque pays faisant le même raisonnement, le résultat final de la pollution n'est pas optimal⁶. Le niveau élevé de stock de pollution dans la mer Noire pourrait être la preuve de l'existence de telles stratégies.

Une partie de la littérature traite de la pollution transfrontalière par des jeux différentiels⁷. Ces jeux sont capables de prendre en compte l'évolution du stock de pollution (variable d'état) dans le temps, ce qui est en réalité un aspect primordial des problèmes environnementaux. Bien que la littérature théorique sur la pollution transfrontalière soit riche, la littérature empirique dans ce domaine reste limitée⁸. A notre connaissance, il existe deux articles qui étudient les problèmes environnementaux de la mer Noire à l'aide de concepts économiques. L'article de Knowler, Barbier et Strand (2002) étudie l'efficacité à long terme de différentes politiques de régulation de la pollution nutritive pour conserver les stocks d'anchois dans un modèle bio-économique dynamique. Knowler (2005) utilise le même type de modèle pour, cette fois-ci, mesurer les coûts

⁶Le niveau sous-optimal de la pollution provient de l'existence d'externalités entre les deux pays qui résultent de la nature même des pollutions transfrontalières.

⁷Voir les références dans la sous-section 1.3.1 du chapitre introductif.

⁸*Idem*.

économiques associés à l'introduction de l'espèce étrangère *Mnemiopsis Leidyi* dans la mer Noire. En effet, les coûts économiques proviennent du changement structurel de la dynamique des populations d'anchois, qui ont une valeur commerciale importante pour la pêche dans la mer Noire, causé par l'invasion de *Mnemiopsis Leidyi*.

Notre travail s'intéresse à la comparaison de l'efficacité en termes de bien-être total de différents arrangements institutionnels pour réguler le problème de pollution entre la Roumanie et l'Ukraine. Alors que notre chapitre s'inspire beaucoup de l'article de List et Mason (2001)⁹, il en présente de nombreuses extensions. List et Mason (2001) étudient l'efficacité de différents arrangements institutionnels en présence d'un problème de pollution transfrontalière entre deux pays. Ils montrent que la solution du jeu non coopératif peut être efficace lorsque les pays sont suffisamment hétérogènes. Les extensions de notre modèle sont diverses. Tout d'abord, la structure est plus riche. Nous utilisons une fonction d'utilité qui montre explicitement l'arbitrage entre les activités agricoles et la production de ressources halieutiques. Ensuite, notre modèle spécifie la perte de revenus de pêche à cause du stock de pollution, ce qui est pertinent pour étudier le problème de pollution spécifique dans la partie nord-ouest de la mer Noire. Puis, nous étudions les conséquences en termes de bien-être de la solution de premier rang pour une comparaison des transferts compensatoires entre les solutions de second rang. Enfin, nous évaluons une politique, spécialement proposée par la Commission de la mer Noire¹⁰, pour le problème de pollution de cette mer qui consiste à maintenir le niveau des émissions individuelles de 1997. Afin d'effectuer ces évaluations de bien-être, nous avons recours à des applications numériques avec des données réelles pour la Roumanie et l'Ukraine.

Dans ce chapitre, nous considérons une solution de premier rang et trois solutions alternatives de second rang¹¹. Dans la solution de premier rang, une autorité centrale

⁹La description détaillée de cet article est fournie dans la sous-section 1.3.1 du chapitre introductif.

¹⁰Nous expliquons dans la section suivante le rôle de cette institution.

¹¹L'analyse de deux solutions de second rang est dans la même lignée que celle de List et Mason (2001).

(par exemple une institution internationale), qui connaît parfaitement les caractéristiques des pays, choisit un niveau d'émissions spécifique à chacun des pays afin de maximiser le bien-être total des pays. Dans une des solutions de second rang, la même autorité, qui possède maintenant une information limitée sur les caractéristiques individuelles des pays, met en place une politique d'émissions uniforme pour les deux pays. Cette situation ne représente pas la solution de premier rang si les préférences, les fonctions d'émissions et de dommage sont différentes entre les pays. Dans l'autre solution de second rang, les pays ont la possibilité de choisir des niveaux d'émissions différents qui maximisent leur propre bien-être. Cette situation ne représente pas non plus la solution de premier rang à cause du défaut de coordination qui lui est associé. Enfin, nous proposons une évaluation de la politique proposée par la Commission de la mer Noire, qui consiste à maintenir les niveaux d'émissions de 1997 pour chacun des pays. Cette politique n'aboutit pas à une solution de premier rang car elle ne découle pas d'un calcul d'optimisation. Par ailleurs, la différence de taille des populations de la Roumanie et de l'Ukraine nous amène à évaluer l'efficacité des normes d'émissions par habitant et en particulier de la politique d'émissions uniforme par habitant.

Ce chapitre cherche essentiellement une réponse à la question suivante : quel est le meilleur arrangement institutionnel en termes de bien-être total (pour les deux pays) pour réguler le problème de pollution entre la Roumanie et l'Ukraine ? Afin de répondre à cette question, nous procédons de la manière suivante. Dans la section 4.2, nous fournissons une analyse descriptive et institutionnelle du problème de pollution dans la partie nord-ouest de la mer Noire. La présentation du jeu linéaire quadratique est effectuée dans la section 4.3. Dans la section 4.4, nous caractérisons les équilibres relatifs aux différents arrangements institutionnels. La description des données empiriques et la calibration du modèle sont réalisées dans la section 4.5. Dans la section 4.6, nous illustrons le modèle par des applications numériques et effectuons des analyses de sensibilité concernant les valeurs de certains paramètres. La section 4.7 résume les

principaux résultats de ce chapitre.

4.2 Analyse Descriptive et Institutionnelle du Problème de Pollution de la Mer Noire¹²

La coopération environnementale dans la région de la mer Noire présente un bon exemple de coordination des politiques de pays voisins dans cette région. La Mer Noire est entourée de six pays¹³ que sont la Bulgarie, la Roumanie, l'Ukraine, la Russie, la Géorgie et la Turquie. La mer Noire est reconnue comme l'une des mers régionales les plus endommagées par l'activité humaine. Elle est affectée par les territoires de 17 pays, 13 capitales et par une population de 160 millions de personnes. Les deuxième, troisième et quatrième plus grandes rivières de l'Europe (le Danube, le Dniepr et le Don) se jettent dans la mer Noire. La mer Noire présente l'inconvénient majeur de n'avoir qu'un seul accès aux autres mers régionales (par le détroit de Bosphore), ce qui renforce le problème des activités humaines polluantes. En outre, la mer Noire, contrairement aux autres mers, possède deux couches d'eau entre lesquelles très peu d'échanges se réalisent. Le niveau inférieur, qui compte pour 90 % de la masse d'eau est lourd et salé. Cette zone est "morte" en ce sens qu'elle ne peut pas fournir d'oxygène. C'est un phénomène naturel qui n'est pas provoqué par l'activité humaine. La vie marine est confinée à 10 % restante de la masse d'eau. Ce niveau supérieur est lumineux et faiblement salé, ce qui a permis historiquement une forte productivité pour la pêche. Cependant, cette productivité de la pêche a commencé à se dégrader à cause de multiples problèmes environnementaux : l'eutrophisation, la pollution par des substances dangereuses accidentelles, la pollution pétrolière et le déversement des eaux résiduaires.

L'intégration des politiques environnementales entre six pays côtiers s'est concrétisée par l'adoption d'une Convention (*Convention de Bucarest (1992)*) et de ses *trois*

¹²Le contenu de cette section est inspiré en partie de OCDE (1999).

¹³Voir le graphique 4.2.

Source : UNEP/GRID-Arendal Maps and Graphics Library, extrait de http://maps.grida.no/go/graphic/map_of_the_black_sea_basin.



FIG. 4.2 – La mer Noire

Protocoles relatifs à la protection de la mer Noire contre la pollution et d'une Déclaration (*Déclaration d'Odessa (1993)*). La Convention de Bucarest a été signée à Bucarest en avril 1992 et ratifiée par les six assemblées législatives en 1994. Elle contient un plan d'accord et trois protocoles spécifiques qui sont les suivants : le contrôle de la pollution d'origine terrestre, l'interdiction de décharge et l'action conjointe lors des accidents maritimes. La mise en œuvre de la convention est assurée par une commission avec un secrétariat permanent à Istanbul (Commission d'Istanbul). La Déclaration d'Odessa est une déclaration ministérielle publiée par les six ministres de l'environnement à Odessa en avril 1993. Elle contient les objectifs, les priorités et un calendrier afin de mettre en place les actions environnementales. Le Plan d'Action Stratégique, signé en 1996, a pour objectif d'améliorer la protection de l'environnement grâce à des mesures harmonisées. Dans le cadre du Programme Environnemental pour la Mer Noire, chaque pays côtier s'est vu attribuer une fonction spécifique : l'Ukraine (la surveillance), la Roumanie (la pêche), la Bulgarie (le trafic maritime), la Russie (la gestion intégrée des zones côtières), la Géorgie (la biodiversité) et la Turquie (le contrôle de la pollution d'origine terrestre). En outre, il a été demandé à chaque pays de préparer un Plan d'Action Stratégique National.

La Commission de la mer Noire, suivant la mise en place du Programme Environnemental pour la mer Noire, a proposé une politique de dépollution afin de lutter contre le phénomène d'eutrophisation, qui est reconnu comme le problème de pollution le plus sévère dans la mer Noire. L'objectif de cette politique est de réduire les émissions d'azote, de phosphore et de substances dangereuses à l'origine de ce phénomène. Cette politique recommande aux pays, à court terme, de respecter leur niveau d'émissions de 1997 pour les années à venir, et ce dans l'objectif de long terme de faire revenir l'écosystème aux conditions des années 1960 avant le phénomène d'eutrophisation. C'est une politique d'émissions constantes, mais différenciée pour tous les pays.

Le Programme Environnemental pour la mer Noire propose deux approches

économiques afin de réguler le problème d'eutrophisation. La première repose sur l'utilisation des instruments de marché pour la réduction des émissions nutritives (par exemple, un système d'échange de permis de matières nutritives). La deuxième consiste en un partenariat des secteurs public et privé pour les projets de dépollution. L'analyse proposée repose sur une étude détaillée des secteurs de l'ensemble des pays côtiers avec une approche coordonnée des politiques nationales au niveau régional. Il faut souligner ici le rôle positif que vont jouer les intermédiaires financiers locaux, régionaux (comme la Banque de Développement Régional de la Mer Noire) ou internationaux (*Global Environmental Facility* (GEF) du Programme des Nations Unies pour l'Environnement) dans le financement des projets relatifs à la réduction des émissions nutritives.

4.3 Cadre du Modèle

Nous construisons un modèle qui explicite les liens entre l'activité la plus polluante (l'agriculture) et celle qui pâtit le plus de la pollution (la pêche) afin d'évaluer en termes de bien-être différents programmes de réduction de la pollution. Ce modèle est un modèle dynamique à deux secteurs et deux pays qui ont des interactions stratégiques en termes d'émissions polluantes.

Dans ce modèle, seule la dynamique du stock de pollution dans le temps est prise en compte. Comme nous allons le voir, nous excluons de notre analyse la dynamique du stock de ressource halieutique dans le temps et dans l'espace. Nous supposons que l'écosystème se situe immédiatement au stock stationnaire de ressource halieutique. Etant consciente de l'évolution des populations de ressource halieutique dans le temps et dans l'espace, nous posons cette hypothèse pour deux raisons. Premièrement, il est difficile d'évaluer la dynamique des ressources halieutiques dans la mer Noire car elle est affectée par plusieurs facteurs. Le stock de ces ressources se dégrade à cause du niveau élevé du stock de pollution et également à cause de l'invasion d'espèces étrangères comme le *Mnemiopsis Leidyi*. Cette hypothèse nous permet donc de nous

focaliser uniquement sur l'impact du stock de pollution sur la prise effective de ressource halieutique dans la mer Noire. La seconde raison est que l'introduction de la dynamique du stock de ressource halieutique augmenterait le degré de complexité d'évaluation des valeurs de paramètres concernant les populations de poissons de la mer Noire. Par ailleurs, pour des raisons de simplification du modèle, nous supposons d'abord que la productivité dans le secteur de la pêche est constante et donc ne dépend pas du stock existant de ressource halieutique dans la mer. Enfin, nous choisissons une spécification simple de la fonction de production dans le secteur de la pêche qui nous permet de nous situer dans le cadre de jeux différentiels linéaire quadratiques.

Nous allons décrire ce modèle en présentant successivement les préférences des agents, la technologie agricole, la technologie de pêche, l'évolution de la perte de ressource halieutique liée à la pollution ainsi que l'évolution du stock de pollution dans le temps.

Les préférences de l'agent représentatif d'un pays sont représentées par la fonction d'utilité suivante :

$$U(A, F) = \alpha_1 A - \frac{\alpha_2}{2} A^2 + \beta_1 F - \frac{\beta_2}{2} F^2 \quad (4.1)$$

où A et F désignent respectivement les consommations du bien agricole et de la ressource halieutique. Cette fonction d'utilité a une forme quadratique et elle est additivement séparable. Les paramètres α_1 , α_2 , β_1 et β_2 sont strictement positifs. La condition de concavité de la fonction d'utilité impose les contraintes, $A < \frac{\alpha_1}{\alpha_2}$ et $F < \frac{\beta_1}{\beta_2}$, que l'on vérifie dans les simulations numériques.

La fonction de production agricole s'écrit de la façon suivante :

$$A = aN_A \quad (4.2)$$

où N_A représente la main d'œuvre dans le secteur agricole et a représente le paramètre de productivité dans ce secteur.

De façon similaire, la fonction de production dans le secteur de la pêche, au sens d'une fonction de Schaefer¹⁴, s'écrit de la façon suivante :

$$F = \bar{S}fN_F - \bar{S}\gamma P \quad (4.3)$$

où N_F représente la force de travail dans le secteur de la pêche, f est le paramètre de productivité, constant dans ce secteur. $\bar{S}f$ est la productivité de la pêche, étant donné que $\bar{S}$ est le niveau stationnaire du stock de ressource halieutique dans une "zone" ("patch")¹⁵ donnée à la date t . Nous supposons que $\bar{S}$ est constant dans le temps¹⁶. En général, la littérature sur les ressources halieutiques considère que le taux de croissance de ces ressources dépend du stock de ressources existant. Cependant, dans ce modèle, nous supposons la constance de $\bar{S}f$. Ceci suppose que l'écosystème se situe toujours au niveau du stock de ressource halieutique stationnaire $\bar{S}$. Sinon, nous serions obligés d'inclure une variable d'état supplémentaire décrivant l'évolution du stock de poissons¹⁷.

Dans ce chapitre, nous sommes inspirés par l'approche de population par "zone" ("patchy population") concernant les ressources halieutiques (Sanchirico et Wilen (1999)). Ces auteurs soulignent l'importance de la prise en compte des conséquences de l'es-

¹⁴Dans la littérature sur les ressources halieutiques, une fonction de Schaefer s'écrit $F = eES$ où F désigne la prise de ressource halieutique, E le niveau d'effort dans la pêche, S le stock de ressource halieutique et e le paramètre de productivité (Perman et al. (2003), p.563). Dans notre fonction, nous intégrons en outre l'effet négatif du stock de pollution sur la prise effective de ressource halieutique, ce qui représente la spécificité du phénomène d'eutrophisation.

¹⁵Nous adoptons la définition de "zone" ("patch") utilisée dans Sanchirico et Wilen (1999) : "Une zone est un lieu dans l'espace contenant ou ayant le potentiel de contenir l'ensemble de la biomasse" (p.131).

¹⁶La spécification idéale de la fonction de production dans le secteur de la pêche serait la suivante :

$$F = fN_F(\bar{S} - \gamma P) = \bar{S}fN_F - \gamma PfN_F = \bar{F} - \gamma PfN_F$$

où il existe une perte d'un certain montant du stock de ressource halieutique due au stock de pollution existant P . Cependant, cette expression de F dans notre fonction d'utilité originale donne lieu à des termes polynomiaux supplémentaires en les émissions E et le stock de pollution P . Ce problème ne serait pas soluble dans un cadre linéaire quadratique. Afin d'éviter ce problème, nous utilisons une formulation alternative de la fonction de prise effective de ressource halieutique F .

¹⁷Ceci compliquerait tellement le modèle que nous ne pourrions pas évaluer empiriquement les paramètres.

pace, car en réalité, les populations de ressource halieutique sont distribuées de façon hétérogène dans l'espace. Leur modèle dynamique incorpore le taux de croissance dépendant de la densité (*"density-dependent growth rate"*) des ressources halieutiques et la dispersion dépendant de la densité (*"density-dependent dispersal"*) de ces ressources halieutiques entre les différentes zones de la mer. L'idée est que lorsque la biomasse de la ressource halieutique est en dessous du stock maximal de ressource¹⁸ (*"carrying capacity"*), deux effets se mettent en œuvre : le taux de croissance propre à la population de ressource halieutique ainsi que la dispersion vers d'autres zones de la mer conduisent, à long terme, la biomasse de la ressource halieutique à son niveau du stock maximal dans chaque "zone" de la mer.

Nous supposons, dans ce chapitre, que la superficie de la mer de chaque pays représente une "zone" spécifique. Normalement, nous devrions considérer les mouvements des ressources halieutiques entre ces deux "zones". Cependant, nous nous plaçons à l'état stationnaire du stock de ressource halieutique $\bar{S}$, pour lequel le système est supposé être dans un état stationnaire en temps et en espace (*"space-time steady state"*). En ce point, les ressources halieutiques sont constantes dans le temps et il n'existe pas de mouvement entre les ressources halieutiques de différentes "zones", de sorte que la population de ressource halieutique dans chaque "zone" est stabilisée. En outre, nous supposons que le stock de ressource halieutique stationnaire dans chaque "zone" dépend seulement du stock de pollution total de la Roumanie et de l'Ukraine et non du stock de pollution des autres pays côtiers à la mer Noire. Cette hypothèse n'est pas irréaliste car le phénomène d'eutrophisation est un phénomène de pollution locale affectant tout particulièrement la partie nord-ouest de la mer Noire.

Nous pouvons exprimer l'équation 4.3 d'une autre manière :

$$F = \bar{F} - L \quad (4.4)$$

¹⁸C'est la taille maximale de la population des ressources halieutiques compte tenu de leurs possibilités de croissance (Perman et al. (2003), p. 557).

où F désigne la prise effective de ressource halieutique, $\bar{F} = \bar{S}fN_F$ est la récolte potentielle de ressource halieutique et $L = \bar{S}\gamma P$ est la perte de ressource halieutique. Les deux variables, L et $\bar{F}$, dépendent positivement du niveau stationnaire du stock de ressource halieutique $\bar{S}$. Le stock de pollution total P affecte négativement le stock de ressource halieutique dans une “zone” donnée. Le paramètre γ définit dans quelle mesure le stock de pollution affecte négativement la quantité de poissons consommés. Comme nous disposons de données sur la perte de ressource halieutique pour chacun des pays, L , ainsi que sur le stock de pollution total, P , nous pouvons obtenir une évaluation du paramètre de perte dans la pêche $\bar{S}\gamma$:

$$\bar{S}\gamma = \frac{L}{P} \quad (4.5)$$

Nous postulons que la force de travail totale dans un pays est formée des travailleurs dans les secteurs agricoles et de pêche, c’est-à-dire que $N_A + N_F = \bar{N}$ où $\bar{N}$ est supposé exogène.

Nous supposons que la production agricole provoque des émissions polluantes. Cette situation peut être expliquée par la fonction suivante :

$$E = c + \frac{1}{\mu}A \quad (4.6)$$

où E désigne les émissions causées par la production agricole A (strictement positive) et μ est l’inverse du paramètre d’émissions. Nous supposons que les pays ont le même paramètre d’émissions ($\frac{1}{\mu}$) mais des composantes fixes d’émissions c différentes. L’égalité pour les deux pays du paramètre d’émissions $\frac{1}{\mu}$ est nécessaire car la Roumanie et l’Ukraine pourraient avoir des technologies agricoles similaires. La différence portant sur les composantes fixes d’émissions c pourrait s’expliquer par la différence de distance entre la production agricole et le point sur la côte où la mesure de la pollution est effectuée. Alors, les niveaux d’émissions entre les deux pays peuvent varier à cause de ce dernier facteur.

La contrainte sur la force de travail totale ($N_A + N_F = \bar{N}$) nous permet d'écrire la relation suivante :

$$F = \bar{S}f(\bar{N} + \frac{\mu}{a}c) - \bar{S}f\frac{\mu}{a}E - \bar{S}\gamma P \quad (4.7)$$

Cette expression de la prise effective de ressource halieutique dans notre fonction d'utilité originale donne lieu maintenant à des termes linéaires quadratiques en E et P . Elle nous permet donc d'utiliser la solution linéaire quadratique pour le jeu différentiel.

Si nous remplaçons les expressions de la production agricole (équation 4.2) et de la production de ressource halieutique (équation 4.7) dans la fonction d'utilité, nous obtenons :

$$\begin{aligned} U(A, F) = & \alpha_1(\mu(E - c)) - \frac{\alpha_2}{2}(\mu(E - c))^2 \\ & + \beta_1(\bar{S}f(\bar{N} + \frac{\mu}{a}c) - \bar{S}f\frac{\mu}{a}E - \bar{S}\gamma P) \\ & - \frac{\beta_2}{2}(\bar{S}f(\bar{N} + \frac{\mu}{a}c) - \bar{S}f\frac{\mu}{a}E - \bar{S}\gamma P)^2 \end{aligned} \quad (4.8)$$

En développant et réarrangeant les expressions entre parenthèses dans l'équation 4.8, nous obtenons la forme suivante de la fonction d'utilité du pays i (idem pays j) :

$$U_i = e_i + a_i E_i - \frac{f_i}{2} E_i^2 - c_i P - \frac{b_i}{2} P^2 + d_i E_i P \quad (4.9)$$

où

$$\begin{aligned} e_i = & \beta_1 \bar{S}f(\bar{N} + \frac{\mu}{a}c) - \frac{\beta_2}{2} \bar{S}^2 f^2(\bar{N} + \frac{\mu}{a}c)^2 - \alpha_1 \mu c - \frac{\alpha_2}{2} \mu^2 c^2 \\ a_i = & \alpha_1 \mu + \alpha_2 \mu^2 c - \beta_1 \bar{S}f\frac{\mu}{a} + \beta_2 \bar{S}^2 f^2 \frac{\mu}{a}(\bar{N} + \frac{\mu}{a}c) \\ f_i = & \alpha_2 \mu^2 + \beta_2 \bar{S}^2 \frac{\mu^2}{a^2} f^2 \\ c_i = & \beta_1 \bar{S}\gamma - \beta_2 \bar{S}^2 f\gamma(\bar{N} + \frac{\mu}{a}c) \\ b_i = & \beta_2 \bar{S}^2 \gamma^2 \\ d_i = & \beta_2 \bar{S}^2 \frac{\mu}{a} f\gamma \end{aligned}$$

Enfin, nous utilisons l'équation suivante pour décrire l'évolution du stock de pollution dans le temps :

$$\dot{P} = E_i + E_j - kP \quad (4.10)$$

où E_i et E_j représentent respectivement les niveaux d'émissions des pays i et j , et k est le taux d'assimilation naturelle de la pollution.

Dans la section suivante, nous allons définir les équilibres relatifs aux différents arrangements institutionnels.

4.4 La Caractérisation des Equilibres

Nous considérons d'abord le jeu non coopératif des pays où chacun a la possibilité de choisir un niveau de dépollution différent qui maximiserait sa propre fonction d'utilité, le niveau de dépollution de l'autre pays étant considéré comme donné. Dans un second temps, nous étudions la politique de norme d'émissions uniforme. Cette politique consiste en la présence d'un régulateur (une agence internationale) mettant en place une norme commune d'émissions pour les deux pays. Dans un troisième temps, nous présentons le résultat de premier rang qui va nous fournir le point de référence théorique. Ce cas correspond à un niveau d'émissions spécifique pour chacun des pays qui maximise le bien-être total. Ensuite, nous étudions la politique proposée pour la mer Noire qui consiste pour les pays à maintenir leur niveau d'émissions à celui de 1997. Enfin, nous présentons les politiques de normes d'émissions par habitant, qui respecteraient *a priori* l'hétérogénéité des pays en termes de la taille de leur population. Nous fournissons dans l'annexe A la résolution détaillée du jeu non coopératif dans lequel il existe des interactions stratégiques entre les pays, les autres résolutions ne feront pas l'objet d'une présentation complète.

Nous commençons tout d'abord par la description du jeu non coopératif des pays.

4.4.1 Le jeu non coopératif

Le problème du pays i est de maximiser le flux de ses gains actualisés par rapport à son niveau d'émissions E_i :

$$\begin{aligned} \underset{E_i}{Max} \int_0^{\infty} e^{-rt} U_i dt \\ \dot{P} = E_i + E_j - kP \end{aligned} \quad (4.11)$$

où U_i est la fonction d'utilité instantanée du pays i et r est le taux d'escompte.

Ici, nous supposons que les pays utilisent des stratégies de Nash “*feedback*”. Comme nous l'avons déjà mentionné dans le chapitre introductif, dans ce cas, les pays conditionnent leurs variables de contrôle (ici les niveaux d'émissions) à l'état actuel du système (i.e. le niveau actuel du stock de pollution). Cela signifie qu'ils prennent en compte de façon implicite la fonction de réaction de l'autre pays, qui est elle-même conditionnée par l'évolution du stock de pollution. Ce type d'équilibre de Nash implique que les variables de contrôle sont fonctions du temps et du niveau actuel du système. L'équilibre qui en résulte est un équilibre parfait en sous-jeux au sens de “Markov”.

Dans le cas d'équilibre de Nash “*feedback*”, le pays i prend en compte la fonction de réaction du pays j lors de sa prise de décision. La réponse du pays j (ses émissions E_j) dépend alors de l'évolution du stock de pollution modifié par la décision du pays i (E_i), et réciproquement.

L'Hamiltonien associé à ce programme peut s'écrire comme suit¹⁹ :

¹⁹Comme dans tous les problèmes d'optimisation dynamique, la résolution des jeux différentiels peut soit se réaliser par la programmation dynamique, utilisée par List et Mason (2001), soit se réaliser par l'approche de Pontryagin, utilisée par Fudenberg et Tirole (1991). Ces deux méthodes fournissent les mêmes résultats sous certaines conditions. Bien que la première approche soit plus commune, son utilisation étant motivée par l'existence des fonctions valeurs, nous utilisons l'approche proposée par Fudenberg et Tirole car ces derniers n'éliminent pas l'indice temporel dans leur méthode de résolution (Fudenberg et Tirole (1991), p.523).

$$H(E_i, P, \lambda_i) = \left[e_i + a_i E_i - \frac{f_i}{2} E_i^2 - c_i P - \frac{b_i}{2} P^2 + d_i E_i P \right] + \lambda_i (E_i + E_j - kP) \quad (4.12)$$

où λ_i représente la variable de co-état associée à l'évolution du stock de pollution.

Les conditions du premier ordre s'écrivent :

$$\frac{\partial H}{\partial E_i} = 0 \iff \lambda_i = f_i E_i - d_i P - a_i \quad (4.13)$$

$$\dot{\lambda}_i = r\lambda_i - \frac{\partial H}{\partial P} \iff \dot{\lambda}_i = r\lambda_i + b_i P + c_i - d_i E_i + \lambda_i k - \lambda_i \frac{\partial E_j}{\partial P} \quad (4.14)$$

Le terme $\lambda_i \frac{\partial E_j}{\partial P}$ met en évidence le fait que le pays i prend en compte la réaction du pays j au stock de pollution total.

Comme le problème est linéaire quadratique, car la fonction d'utilité est quadratique et la contrainte est linéaire, nous cherchons une solution telle que la variable de co-état et le niveau d'émissions sont des fonctions linéaires de la variable d'état P ^{20 21} :

$$\lambda_i = \delta_i P + \varepsilon_i \quad (4.15)$$

où δ_i et ε_i sont des paramètres et P est le stock de pollution. Pour l'existence et la stabilité de l'équilibre, le paramètre δ_i doit être négatif.

En résolvant le programme pour les deux pays i et j , nous obtenons la fonction valeur totale, V_{NC} , définie comme la somme des valeurs optimales des fonctions objectifs des pays i et j :

²⁰La méthode de résolution proposée par Fudenberg et Tirole (1991) n'inclut pas de terme croisé sur les variables de contrôle et d'état dans la fonction d'utilité, bien que ce terme existe dans notre fonction d'utilité. Cependant, il est possible de montrer, par un changement de variable, que cette méthode de résolution convient également à l'existence de ce terme additionnel. L'introduction d'un terme croisé sur les variables de contrôle et d'état ne modifie pas la nature linéaire quadratique du jeu différentiel (voir l'annexe C).

²¹En posant la variable de co-état comme fonction linéaire de la variable d'état, nous assurons l'existence de l'équilibre de Nash "feedback" linéaire. Cependant Tsutsui et Mino (1990) montrent qu'il existe également des équilibres de Nash "feedback" non linéaires dans le cadre des jeux différentiels linéaire quadratiques avec une seule variable d'état. Nous nous sommes concentrés sur une solution linéaire.

$$V_{NC} = V_i + V_j = \frac{1}{r}(z_1^i + z_1^j) + \frac{1}{r-w}(z_2^i + z_2^j) + \frac{1}{r-2w}(z_3^i + z_3^j) \quad (4.16)$$

où $w = \frac{\delta_i + d_i}{f_i} + \frac{\delta_j + d_j}{f_j} - k$ (k étant le taux d'assimilation naturelle de la pollution)

et z_1, z_2, z_3 sont des paramètres constants dépendant des paramètres fondamentaux du modèle. Nous supposons que $-r + w < 0$ et $-r + 2w < 0$ afin que les intégrales soient bien définies.

Nous pouvons nous demander si une autorité internationale peut mettre en place une norme d'émissions uniforme pour les deux pays à la place de la solution de "laisser-faire". L'utilisation des normes uniformes pourrait être justifiée par l'argument suivant. Le régulateur pourrait posséder une information limitée (et non une information parfaite, contrairement à la solution de premier rang) sur les caractéristiques individuelles des pays. Il pourrait en effet être capable seulement d'évaluer la distribution de ces caractéristiques²².

4.4.2 La politique de norme d'émissions uniforme

Le problème du régulateur est de choisir une norme d'émissions uniforme E afin de maximiser la somme des flux de gains actualisés des deux pays :

$$\begin{aligned} \text{Max}_E \int_0^\infty e^{-rt} U dt \\ \dot{P} = 2E - kP \end{aligned} \quad (4.17)$$

où U est la somme des fonctions d'utilité instantanées des pays i et j , sous l'hypothèse que la contrainte est saturée. Elle s'écrit de la façon suivante :

²²D'autres arguments, comme la présence de problèmes d'agence ou des soucis d'équité, peuvent également expliquer la mise en place d'une norme uniforme par le régulateur (voir la sous-section 1.1.2 du chapitre introductif pour ces explications).

$$\begin{aligned}
U = U_i + U_j &= (e_i + e_j) + (a_i + a_j)E - \left(\frac{f_i + f_j}{2}\right)E^2 \\
&\quad - (c_i + c_j)P - \left(\frac{b_i + b_j}{2}\right)P^2 + (d_i + d_j)EP
\end{aligned} \tag{4.18}$$

La différence entre la politique de norme d'émissions uniforme et le jeu non coopératif peut se voir dans ces formulations. Le régulateur met en œuvre la même norme E pour les pays i et j dans le système centralisé ($E_i = E_j = E$), tandis que dans le système décentralisé (jeu non coopératif), les pays ont la possibilité de choisir des niveaux d'émissions qui maximisent leur propre bien-être.

Dans la partie suivante, nous étudions le cas de premier rang, qui représente le point de référence théorique. Le régulateur est supposé avoir une information parfaite sur les caractéristiques individuelles des pays. Il choisit un niveau d'émissions spécifique à chaque pays pour maximiser le bien-être total.

4.4.3 Le résultat de premier rang

Le problème du régulateur est de maximiser la somme des flux de gains actualisés des deux pays par rapport aux niveaux d'émissions E_i et E_j , il intègre ce faisant les externalités de pollution :

$$\begin{aligned}
&\underset{E_i, E_j}{Max} \int_0^\infty e^{-rt} U dt \\
&\dot{P} = E_i + E_j - kP
\end{aligned} \tag{4.19}$$

où U est la somme des fonctions d'utilité instantanées des pays i et j . Elle s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{aligned}
U = U_i + U_j &= (e_i + e_j) + a_i(E_i) + a_j(E_j) - \frac{f_i}{2}(E_i^2) - \frac{f_j}{2}(E_j^2) \\
&\quad - (c_i + c_j)P - \left(\frac{b_i + b_j}{2}\right)P^2 + d_i(E_i P) + d_j(E_j P)
\end{aligned} \tag{4.20}$$

Nous notons que les niveaux d'émissions sont différents dans ce cas-là pour les pays i et j , E_i et E_j .

4.4.4 La politique commune proposée par la Commission de la Mer Noire et la Commission Internationale sur la Protection de la Rivière Danube

L'intermédiaire financier international, *Global Environmental Facility* (GEF), du Programme des Nations Unies pour l'Environnement a fourni une assistance scientifique à la Commission de la Mer Noire et à la Commission Internationale sur la Protection de la Rivière Danube pour étudier les causes et les conséquences du phénomène d'eutrophisation de la mer Noire et pour faire une recommandation en termes de politique commune. Les scientifiques et les deux commissions se sont mis d'accord sur la stratégie suivante :

“L'objectif de long terme des pays du bassin de la mer Noire est de prendre des mesures afin de réduire les niveaux des matières nutritives et des substances dangereuses aux niveaux permettant aux écosystèmes de la mer Noire de retrouver les conditions similaires observées dans les années 60... A titre d'*objectif intermédiaire*, des mesures d'urgences doivent être entreprises par tous les pays du bassin de la mer Noire afin d'empêcher les émissions d'azote, de phosphore et d'autres substances dangereuses de dépasser les niveaux d'émissions observés en **1997**” (Saving the Black Sea, (2002)).

Cette recommandation est basée dans une large mesure sur les mesures des émissions moyennes, effectuées pendant une année (1996-1997) par *Transboundary Diagnostic Analysis* (1996).

Nous pouvons évaluer la politique de 1997 qui correspond à des émissions constantes des pays, celles de 1997. Pour des raisons de cohérence entre les différents programmes, nous proposons de commencer cette politique dès l'année 1979, c'est-à-dire la date du stock de pollution initial dans nos données.

Cette politique conduit au bien-être total suivant :

$$\int_0^{\infty} e^{-rt}(U_i + U_j)dt \quad (4.21)$$

où

$$U_i = e_i + a_i E_i - \frac{f_i}{2} E_i^2 - c_i P - \frac{b_i}{2} P^2 + d_i(E_i P) \quad (4.22)$$

$$U_j = e_j + a_j E_j - \frac{f_j}{2} E_j^2 - c_j P - \frac{b_j}{2} P^2 + d_j(E_j P) \quad (4.23)$$

Nos données sur les émissions de Roumanie et d'Ukraine en 1997 et le stock de pollution total en 1979 sont les suivantes : E_i (Roumanie, 1997) : 9840, E_j (Ukraine, 1997) : 4373, *Emissions totales* : 14 213 et P (1979) : 49 500.

En résolvant l'intégrale 4.21 avec $P(t) = (P_0 - \frac{E_{1997}}{k}) \times e^{-kt} + \frac{E_{1997}}{k}$ où $P_0 = P(1979)$, nous pouvons obtenir une évaluation de la politique de 1997 en termes de bien-être total et la comparer avec celles des autres arrangements institutionnels.

Nous pouvons prendre en compte l'hétérogénéité entre la Roumanie et l'Ukraine en termes de taille de leur population à l'aide des normes d'émissions par habitant, en particulier de la politique de norme d'émissions uniforme par habitant.

4.4.5 Les normes d'émissions par habitant

Afin de prendre en compte la différence entre les pays, nous introduisons le paramètre T , ratio des populations des deux pays²³. En sachant que la population de l'Ukraine est de 47 425 336 habitants (2005 estimation) et celle de la Roumanie est de 22 329 977 habitants (2005 estimation), nous obtenons $T = \frac{Pop_R}{Pop_U} = 2,12$.

Nous observons que la taille de la population de l'Ukraine est plus du double de celle de la Roumanie. Ceci indique l'importance de la prise en compte de la différence

²³Source : CIA world factbook : www.cia.gov/cia/publications/factbook/

de taille des populations des deux pays lors de l'évaluation de l'efficacité des différents arrangements institutionnels, en particulier de la politique de norme d'émissions uniforme par habitant²⁴.

La politique de norme d'émissions uniforme par habitant implique l'égalité des niveaux d'émissions par habitant entre les deux pays :

$$\frac{E_1}{Pop_1} = \frac{E_2}{Pop_2} \iff E_1 = \frac{Pop_1}{Pop_2} E_2 \iff E_1 = \frac{1}{T} E_2 \quad (4.24)$$

Nous notons $E_2 = E$.

Le programme dans le cas de politique de norme d'émissions uniforme devient :

$$\begin{aligned} \max_E \int_0^\infty \left[U_1\left(\frac{E}{T}, P\right) + T U_2(E, P) \right] e^{-rt} dt \\ \dot{P} = \frac{E}{T} + E - kP = \frac{E(1+T)}{T} - kP \end{aligned} \quad (4.25)$$

Dans la section suivante, nous passons à la description des données écologiques et économiques concernant la Roumanie et l'Ukraine.

4.5 La Calibration du Modèle

Nous avons utilisé différentes sources d'information pour obtenir des valeurs de référence des paramètres du modèle. Les données sont essentiellement construites à partir des sources d'information suivantes : *Datastream Data Base*; *World Bank Development Indicators*; *Black Sea Environmental Programme*; *The State of the Environment of the Black Sea : Pressures and Trends 1996-2000*; *Annual Statistics of Romania (2001)*; *Implementation of the Strategic Action Plan for the Rehabilitation*

²⁴Voir l'annexe B pour les programmes associés aux normes d'émissions par tête dans le jeu non coopératif, la solution de premier rang et la politique de 1997.

*and Protection of the Black Sea (1996-2001)*²⁵. Les détails sur la construction des données sont fournis dans les annexes D, E et F.

Le *taux d'escompte* est évalué par la valeur du taux d'intérêt réel pour l'année 1999. Le taux d'intérêt réel est construit par la différence du taux d'intérêt nominal moyen et le taux d'inflation moyen pondéré par le PIB réel des deux pays.

Afin de calibrer les *paramètres de préférence* de la fonction d'utilité, nous normalisons d'abord à 1 les paramètres α_1 et β_1 pour les deux pays, i.e. $\alpha_1 = 1$ et $\beta_1 = 1$. Ensuite, nous utilisons les conditions du premier ordre de notre programme statique pour obtenir des informations sur la valeur des termes quadratiques dans la fonction d'utilité. En utilisant des données sur la consommation de bien agricole A et de ressource halieutique F , nous obtenons $\alpha_2 = 0.0007\beta_2$ pour la Roumanie et $\alpha_2 = 0.0009\beta_2$ pour l'Ukraine. Nous notons que la population d'Ukraine est plus rapidement saturée par la consommation de bien agricole relativement à celle de ressource halieutique que la population de Roumanie.

La valeur de la *productivité dans le secteur agricole*, $a = \frac{A}{N_A}$, est évaluée en utilisant des données sur la valeur ajoutée dans l'agriculture, A , et l'emploi dans ce secteur, N_A , pour chacun des pays. De façon similaire, l'évaluation de la valeur de la *productivité dans le secteur de la pêche*, $\bar{S}f = \frac{\bar{F}}{N_F} = \frac{F+L}{N_F}$, est obtenue à partir de la valeur ajoutée dans le secteur de la pêche, F , de la perte des revenus de pêche, L , et enfin de l'emploi dans ce secteur, N_F . L'absence de données sur la valeur ajoutée de la pêche en Ukraine nous conduit à supposer un rapport des productivités des deux secteurs identique pour les deux pays.

L'évaluation du paramètre de perte dans la pêche, exprimé comme $\bar{S}.\gamma = \frac{L}{P}$, est obtenue à partir des données des pertes de revenus de pêche pour chacun des pays, L , ainsi que celles du stock de pollution total, P . On suppose que les deux pays ont le même paramètre γ mais des niveaux des pertes de pêche différents, les niveaux

²⁵Les autres sources d'information sont les suivantes : *IMF External Publications*; *OECD Statistics (2003)*; *Food and Agriculture Organization*.

de stock de ressource halieutique stationnaire $\bar{S}$ étant eux-mêmes différents dans leur “zone” respective.

Dans ce chapitre, nous étudions en particulier la relation entre le stock de pollution existant et la perte de revenus de pêche dans la partie nord-ouest de la mer Noire. Cependant, il existe une relation implicite, qui n’est pas étudiée dans ce chapitre, entre la production d’algues et le stock de pollution²⁶. Comme il est difficile de construire la fonction de production des algues dans la partie nord-ouest de la mer Noire, nous avons choisi de prendre en compte seulement le stock de pollution due à l’azote et ce, pour deux raisons. D’une part, des calculs que nous avons réalisés nous-mêmes sur les données de stock de pollution indiquent que le ratio azote/phosphore était faible dans les années 70, 80 et au début des années 90, ce qui signifie que l’azote était la matière nutritive limitante. D’autre part, comme Elofsson (2003) le souligne, le taux d’assimilation naturelle de la pollution par l’azote est supérieur à celui relatif au phosphore. Les bénéfices de réduction des émissions d’azote peuvent donc être obtenus plus rapidement que ceux de réduction des émissions de phosphore qui se situent à plus long terme.

En ce qui concerne l’évaluation des valeurs des *niveaux d’émissions*, nous utilisons des données des “points noirs” dans chaque pays²⁷. Le *stock de pollution* inclut, pour l’Ukraine les concentrations annuelles de matière nutritive dans la couche de surface de

²⁶En effet, le phénomène d’eutrophisation est provoqué d’une part par les émissions de phosphore et d’autre part par les émissions d’azote. Il est bien connu qu’il est difficile généralement de déterminer la matière nutritive limitante (celle qui limite la production d’algues lorsqu’elle se trouve en quantité moindre) de la production d’algues dans les grands aquifères et les eaux côtières (Elofsson, (2003)). En ce qui concerne la mer Noire, une étude réalisée par Cociasu, Petranu et Mihnea (1997) montre que des ratios importants azote/phosphore ont été enregistrés pendant les années 90, ce qui indique que le phosphore était la matière nutritive limitante dans la production d’algues dans les eaux côtières de Roumanie. Cependant, un rapport publié par *International Study Group from the Black Sea Ecosystem Recovery Project* (www.blacksea-environment.org/text/default.htm) souligne l’incertitude de connaître la matière nutritive limitante entre la partie nord-ouest de la mer Noire et le détroit de Bosphore.

²⁷Nous prenons en compte trois sources de pollution prioritaires en Roumanie (South Constanta, South Eforie, Mangalia) et dix sources de pollution prioritaires en Ukraine (Odessa «Pivnichni», Odessa «Pivdenni», Illichevsk, Krasnoperekopsk, Kerch. «Kamish Burunsky», Yalta, Sevastopol, Balaklava, Yevpatoriya, Gurzuf).

la partie nord-ouest de la mer Noire, pour la Roumanie, les concentrations annuelles de matière nutritive dans les eaux territoriales à la station côtière Constanta. Nous considérons le stock de pollution de 1979 comme le stock de pollution initial. Ce stock a la particularité d'être faible comparativement aux niveaux de stock de pollution des autres années passées. Ainsi, nous avons $P_0 = 99000 \div 2 = 49\,500 \mu\text{g/l}$. Nous divisons par 2, parce que seulement la moitié du stock de pollution provient des émissions agricoles (dans les pays du bassin de Danube, le secteur agricole est responsable de 50 % des émissions nutritives).

La valeur de l'inverse du *paramètre d'émissions*, $\mu = \frac{A}{E-c}$ et la valeur de la *composante fixe d'émissions* c , sont évaluées par une régression statistique élémentaire à partir des niveaux d'émissions E et de valeur ajoutée agricole A , de 1996 à 1999. Nous estimons ces paramètres en introduisant la contrainte que les paramètres d'émissions des deux pays sont identiques.

Le *taux d'assimilation naturelle de la pollution* k , calculé à partir de la formule $P_{2000} = (1-k)^3 P_{1997} + (1-k)^2 E_{1997} + (1-k) E_{1998} + E_{1999}$, est évalué en utilisant les données d'émissions totales (la somme des émissions des deux pays) et de stocks de pollution. Nous trouvons comme valeur $k = 30 \%$. Il est souvent difficile d'obtenir de l'information sur l'évaluation empirique du taux d'assimilation naturelle de la pollution des mers et rivières. La difficulté provient du degré de variation de ce taux par rapport aux saisons, au degré de salinité de l'eau, aux régimes des courants d'eau etc. Ce problème est souvent général; par exemple, Alaouze (1999) reconnaît également la difficulté d'obtenir une estimation du taux d'assimilation naturelle du phosphore dans les rivières Barwon et Darling à New South Wales (p.54).

Il est important de noter que notre méthode de résolution suppose la constance du taux d'assimilation naturelle de la pollution entre 1997 et 2000. La valeur importante du taux d'assimilation naturelle de la pollution (30 %) doit être interprétée avec précaution. En effet, le stock d'azote décroît pour trois raisons : l'évaporation, la diffusion

Paramètres	a	$\bar{S}f$	μ	c	$\bar{S}\gamma$
Roumanie (indiqué par 1)	1747	24	3 773 584	8564	18
Ukraine (indiqué par 2)	1050	14	3 773 584	2991	341

TAB. 4.1 – Les valeurs des paramètres du modèle (I)

Paramètres	$\alpha_1 = \beta_1$	$\bar{N}$	P_0 (pour 1979)	k	r
Roumanie	1	3 419 000	49 500	0.3	0.24
Ukraine	1	4 927 000	49 500	0.3	0.24

TAB. 4.2 – Les valeurs des paramètres du modèle (II)

dans la mer et l'absorption par les algues. Dans ce chapitre, nous nous focalisons sur le dernier mécanisme car il est à l'origine du manque d'oxygène pour les ressources halieutiques (eutrophisation). Nous supposons que ces trois facteurs diminuent le stock de pollution dans des proportions fixes, de telle sorte que le taux d'assimilation est de 30 %. Nous supposons également que le stock d'algues est proportionnel au stock d'azote.

Nous résumons dans les tableaux 4.1 et 4.2 la calibration des paramètres du modèle.

Nous présentons maintenant les résultats des simulations numériques²⁸.

4.6 Les Résultats Numériques et Analyses de Sensibilité

Nous effectuons essentiellement des simulations en modifiant la valeur du paramètre β_2 , le seul paramètre sans valeur fixée, afin d'évaluer la différence entre les fonctions valeur dans les différents arrangements institutionnels. Le paramètre β_2 va être modifié dans le même intervalle pour les deux pays. Il est clair que la modification du paramètre β_2 signifie également la modification du paramètre α_2 par les relations ci-dessus. Nous observons que les conditions sur la convergence des fonctions valeur

²⁸Voir l'annexe C pour la description des conditions, que les simulations doivent vérifier, pour assurer la convergence des fonctions valeur.

imposées au modèle sont vérifiées pour un nombre important de valeurs de β_2 . Pour la simplicité de présentation des résultats numériques, nous considérons uniquement²⁹ l'intervalle $[10^{-19}, 10^3]$. Par ailleurs, nous effectuons des analyses de sensibilité sur les valeurs du taux d'escompte, r , du taux d'assimilation naturelle de la pollution, k , et du paramètre de perte dans la pêche $\bar{S}\gamma$. Enfin, nous réalisons également des simulations numériques en prenant en compte la différence de taille des populations des deux pays.

4.6.1 Analyses de sensibilité

Lorsque le paramètre β_2 varie, par exemple, de 10^n à 9×10^n par 10^n , nous comptons 81 cas. En appliquant le même type d'opération pour $n = -19$ à $n = 3$, nous pouvons compter $81 \times 23 = 1863$ cas différents. Sans surprise, toutes ces simulations réalisées confirment le résultat attendu, c'est-à-dire la supériorité en termes de bien-être total de la solution de premier rang sur les autres cas de second rang. Lorsque nous comparons les solutions de second rang, nous observons que la solution du jeu non coopératif domine toujours la politique de norme d'émissions uniforme et la politique de 1997. Nous notons également que la politique de norme d'émissions uniforme est meilleure que la politique de 1997 dans 945 cas, avec pour intervalle du paramètre β_2 $[10^{-19}, 10^{-8}]$. Nous avons le résultat opposé dans 918 cas, avec pour intervalle de β_2 $[10^{-8}, 10^3]$.

Afin d'examiner l'ampleur des différences dans les niveaux de bien-être total entre les différents arrangements institutionnels, nous considérons le cas illustratif où $\beta_2(\text{Roumanie}) = 10^{-8}$ et $\beta_2(\text{Ukraine}) = 10^{-8}$. Dans ce cas, les niveaux des fonctions valeur totale et individuelle dans les quatre arrangements institutionnels sont résumés dans les tableaux 4.3 et 4.4, où VNC, VC, VF et V1997 désignent, respectivement, les niveaux des fonctions valeur dans les cas non coopératif, de politique de norme d'émissions uniforme, de la solution de premier rang et de la politique de 1997.

²⁹Cet intervalle inclut la valeur 1 pour β_2 . Ceci signifie en particulier qu'il était possible de normaliser β_2 à 1. Nos résultats plus généraux ne dépendent donc pas de cette normalisation.

	VNC	VC
Roumanie	$0.2332968105 \times 10^{12}$	$0.2235102471 \times 10^{12}$
Ukraine	$0.1892704053 \times 10^{12}$	$0.4399805078 \times 10^{20}$
Somme	$0.4225673058 \times 10^{12}$	$0.4051887357 \times 10^{12}$

TAB. 4.3 – Les fonctions valeur dans le cas non coopératif et la politique de norme d'émissions uniforme

	VF	V1997
Roumanie	$0.2332956937 \times 10^{12}$	$0.1978271637 \times 10^{11}$
Ukraine	$0.1892727398 \times 10^{12}$	$0.2114258707 \times 10^{11}$
Somme	$0.4225684336 \times 10^{12}$	$0.4092530345 \times 10^{11}$

TAB. 4.4 – Les fonctions valeur dans la solution de premier rang et la politique de 1997

Nous observons que la Roumanie a un niveau de bien-être supérieur à l'Ukraine dans la solution de premier rang et dans le jeu non coopératif. Nous avons le résultat opposé dans la politique de norme d'émissions uniforme et la politique de 1997. Si nous analysons les fonctions valeur individuelles des pays, nous notons que, pour la Roumanie, les différentes politiques se rangent, en termes de bien-être, dans l'ordre décroissant suivant : le jeu non coopératif, la solution de premier rang, la politique de norme d'émissions uniforme puis la politique de 1997. Cela signifie que la Roumanie perdrait, en termes de bien-être individuel, d'un changement du jeu non coopératif pour la solution de premier rang. Le classement des fonctions valeur de l'Ukraine nous donne : la politique de norme d'émissions uniforme, la solution de premier rang, le jeu non coopératif puis la politique de 1997. Ainsi, l'Ukraine profiterait d'un changement du jeu non coopératif pour la solution de premier rang. Dans ce cas particulier, L'Ukraine pourrait verser des transferts compensatoires à la Roumanie afin de se déplacer du jeu non coopératif à la solution de premier rang.

Nous résumons, dans le tableau 4.5, la déviation en pourcentage des stocks de pollution stationnaires par rapport au stock de pollution le plus élevé dans nos données. Ce niveau le plus élevé du stock de pollution correspond à celui de 1998 et est égal à 224 925. Les valeurs de la déviation en pourcentage des stocks de pollution station-

pd (Pnc)	pd (Pc)	pd (Pf)	pd (P1997)
-2.98%	-4.7%	-3.08%	-4.26%

TAB. 4.5 – La déviation en pourcentage des stocks de pollution stationnaires

naires, lorsque le paramètre β_2 est égal à 10^{-8} pour les deux pays, sont fournies dans le tableau 4.5, où Pnc, Pc, Pf et P1997 désignent, respectivement, les niveaux des stocks de pollution stationnaires dans les cas non coopératif, de politique de norme d'émissions uniforme, de la solution de premier rang et de la politique de 1997.

Tout d'abord, nous observons que les niveaux des stocks de pollution stationnaires dans ces cas sont réduits de 3 à 5 %, par rapport au stock de pollution le plus élevé. Cependant, nous remarquons que les stocks de pollution doivent être réduits d'un pourcentage moindre avec la politique de norme d'émissions uniforme et avec la politique de 1997 qu'avec la solution de premier rang. Le fait que le stock de pollution de premier rang soit inférieur à celui le plus élevé dans les données confirme la nécessité de réduire la pollution. Cette réduction du stock de pollution doit être environ de 3 %, selon les prédictions de notre modèle. Enfin, nous notons que le modèle théorique reproduit dans une large mesure les données car les stocks de pollution stationnaires dans le jeu non coopératif (Pnc=218220) sont très proches du stock de pollution de 1997 (P(1997)=215350).

Nous effectuons quelques observations dans les simulations numériques réalisées lorsque le paramètre β_2 varie de 1×10^{-8} à 9×10^{-8} par incrément de 1×10^{-8} , i.e. dans 81 cas. Nous remarquons d'abord que le niveau total des émissions est le plus élevé dans le jeu non coopératif des pays. A l'équilibre non coopératif, les efforts de dépollution indépendants et donc non coordonnés des pays conduisent à des niveaux supérieurs d'émissions. Ensuite, nous notons que le niveau des émissions totales est le moins élevé pour la politique de 1997. En outre, les émissions de Roumanie sont supérieures à celles d'Ukraine dans le jeu non coopératif et la solution de premier rang en ce qui concerne la majorité des cas. Ceci s'explique en partie par la composante

fixe d'émissions plus élevée de la Roumanie par rapport à celle de l'Ukraine. Cela peut signifier que la distance entre la production agricole polluante et le point sur la côte où la mesure de pollution est effectuée est plus petite pour la Roumanie par rapport à celle de l'Ukraine. Enfin, le niveau de bien-être dans le jeu non coopératif dépasse celui à la solution de premier rang pour la Roumanie. Le résultat opposé s'observe pour l'Ukraine. Ceci signifie que les pertes en termes de bien-être de la Roumanie sont dues au changement du cas non coopératif pour la solution de premier rang, tandis que l'Ukraine profite d'un tel changement. Le fait que l'Ukraine souffre davantage de dommages liés à la pollution globale conduit à ce qu'il soit dans une meilleure situation en termes de bien-être dans la solution de premier rang que lors du jeu non coopératif.

Les résultats des simulations numériques montrent d'une part qu'un changement de 10 % de la valeur du **taux d'escompte** ne modifie pas le classement des arrangements institutionnels en termes de bien-être. Il importe uniquement pour les niveaux de bien-être et d'émissions. Plus le taux d'escompte est élevé, plus le niveau de bien-être est évidemment faible. Une augmentation de la valeur du taux d'escompte signifie que les agents valorisent davantage le présent à l'encontre du futur. Nous notons également que le niveau des émissions totales augmente lorsque le taux d'escompte s'élève. Lorsque le taux d'escompte est élevé, les agents sont moins patients et préfèrent consommer plus aujourd'hui, et donc polluer plus, en sacrifiant la consommation de ressource halieutique dans le futur.

Les résultats des simulations numériques montrent d'autre part qu'une modification de 10 % de la valeur du **taux d'assimilation naturelle de la pollution** ne joue pas pour le classement des arrangements institutionnels en termes de bien-être. Elle importe uniquement pour les niveaux de bien-être et d'émissions. Plus le taux d'assimilation est élevé, plus le bien-être est élevé. Une augmentation de la valeur du taux d'assimilation naturelle de la pollution signifie que la capacité de la nature d'absorber la pollution est accrue. Lorsque le taux d'assimilation naturelle de la pollution est élevé,

les agents peuvent consommer davantage de bien agricole, sans se soucier des effets négatifs de cette consommation, et aussi consommer davantage de ressource halieutique. Nous notons également que le niveau des émissions totales augmente lorsque le taux d'assimilation naturelle de la pollution s'élève. Ceci s'explique par le fait que les agents profitent de la capacité accrue de la nature à absorber la pollution pour émettre plus.

Les résultats des simulations numériques montrent enfin qu'un changement de 10 % de la valeur du **paramètre de perte dans la pêche**, $\bar{S}_\gamma$, ne modifie pas le classement des arrangements institutionnels en termes de bien-être. Il importe uniquement pour les niveaux de bien-être et d'émissions. Plus le paramètre de perte dans la pêche est élevé, plus le niveau de bien-être est faible³⁰. Une augmentation de la valeur du paramètre de perte dans la pêche provoque l'augmentation de la perte de ressources halieutiques due au stock de pollution. Par conséquent, l'augmentation de la valeur de ce paramètre diminue la prise effective de ressources halieutiques, ce qui baisse l'utilité des agents. Nous notons également que le niveau des émissions totales diminue lorsque le paramètre de perte dans la pêche s'élève. Lorsque le paramètre de perte dans la pêche est élevé, les agents sont moins incités à émettre de la pollution, car ils savent que le stock de pollution provoque de pertes importantes en termes de revenus de pêche.

En utilisant les mêmes valeurs de paramètres, nous effectuons des simulations numériques en prenant en compte la différence de *taille des populations* des deux pays. Nous utilisons le même intervalle de valeurs du paramètre β_2 [10^{-19} , 10^3], qui compte 1863 cas. Les résultats des simulations numériques confirment les prédictions de notre modèle. Nos résultats montrent d'une part que la solution du jeu non coopératif domine en termes de bien-être total les autres cas de second rang et que la politique de norme d'émissions uniforme domine la politique de 1997 dans 49 % des cas, avec pour

³⁰Sauf pour l'Ukraine dont le bien-être augmente par cette modification pour la politique de norme d'émissions uniforme. En effet, lorsque la perte de ressources halieutiques due au stock de pollution augmente, la Roumanie a moins intérêt à émettre de la pollution, ce qui diminue le niveau de la norme d'émissions uniforme. Ceci profite dans une large mesure à l'Ukraine qui subit davantage de pertes de revenus de pêche que la Roumanie.

intervalle de valeur du paramètre β_2 $[10^{-19}, 10^{-8}]$. D'autre part, nous notons que la solution du jeu non coopératif domine les autres cas de second rang et la politique de 1997 domine la politique de norme d'émissions uniforme dans 51 % des cas, avec pour intervalle de valeur du paramètre β_2 $[10^{-8}, 10^3]$. Les résultats des simulations numériques indiquent que la différence dans la taille des populations entre les deux pays ne modifie pas les prédictions du modèle. En particulier, le résultat de supériorité de la solution du jeu non coopératif sur les autres politiques de second rang reste inchangé. Il convient de noter ici que ces résultats ne sont pas complètement comparables avec les autres résultats car les fonctions objectifs ne sont pas les mêmes. En effet, l'introduction de la différence de taille des populations des deux pays modifie les fonctions de bien-être total.

Dans la suite, nous décrivons l'évolution du stock de pollution et des émissions dans le temps.

4.6.2 Evolution du stock de pollution et des émissions

Dans cette partie, nous décrivons l'évolution du stock de pollution et des émissions totales (pour les deux pays) pour les différents arrangements institutionnels. Le paramètre β_2 est choisi comme étant égal à 10^{-8} pour les deux pays. C'est une valeur représentative pour nos résultats car la solution du jeu non coopératif domine en termes de bien-être total les autres cas de second rang et la politique de norme d'émissions uniforme domine la politique de 1997. L'évolution du stock de pollution associée à la politique de norme d'émissions uniforme est illustrée sur le graphique 4.3. Nous notons que le stock de pollution augmente dans le temps pour converger à sa valeur d'état stationnaire, tandis qu'en même temps les émissions décroissent pour atteindre leur niveau d'état stationnaire (voir le graphique 4.4 pour l'évolution des émissions associée à la politique de norme d'émissions uniforme).

L'évolution du stock de pollution et des émissions dans les cas non coopératif et

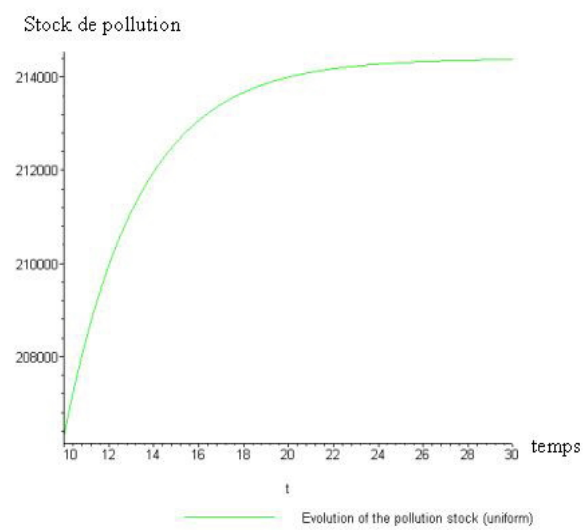


FIG. 4.3 – L'évolution du stock de pollution (politique de norme d'émissions uniforme)

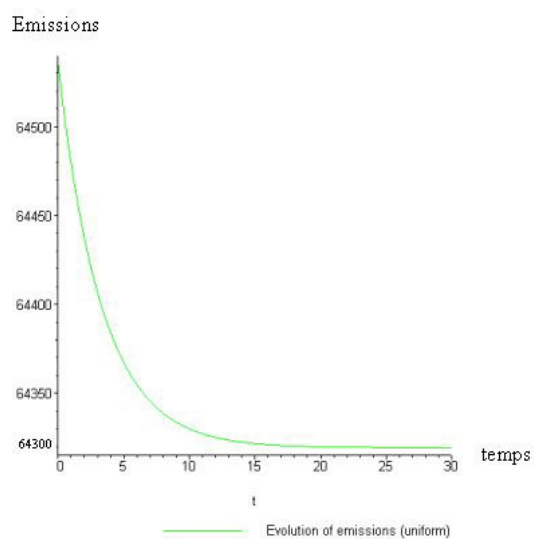


FIG. 4.4 – L'évolution des émissions (politique de norme d'émissions uniforme)

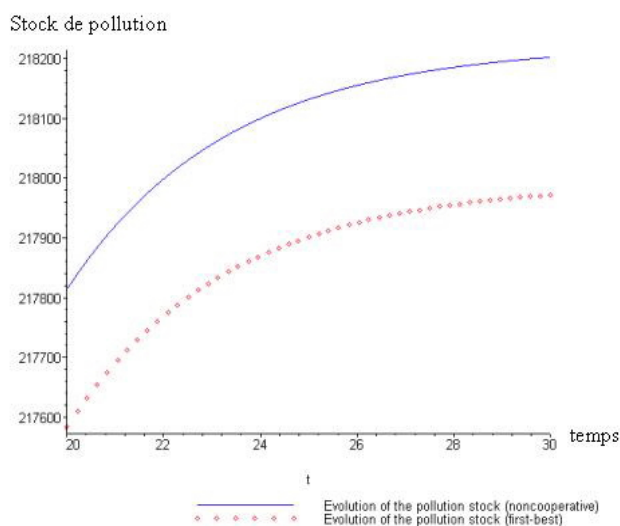


FIG. 4.5 – L'évolution du stock de pollution (cas non coopératif et solution de premier rang)

de la solution de premier rang est illustrée sur les graphiques 4.5 et 4.6. Comme cela est prévisible, le niveau de stock de pollution stationnaire dans le jeu non coopératif est supérieur à celui dans la solution de premier rang. Il est à noter que l'échelle des graphiques 4.3 et 4.4 est inférieure à celle des graphiques 4.5 et 4.6.

4.6.3 Commentaires

Toutes les simulations réalisées sur la valeur de β_2 montrent que la solution du jeu non coopératif domine largement, en termes de bien être total, la politique de norme d'émissions uniforme³¹. L'intuition de ce résultat est la même que pour celui présenté par List et Mason (2001). Dans la politique de norme d'émissions uniforme,

³¹Le résultat de supériorité de la solution du jeu non coopératif sur la politique de norme d'émissions uniforme serait renforcé si nous considérions, en outre, les coûts de surveillance et de mise en conformité mis en place par une autorité supranationale qui mettrait en œuvre des normes d'émissions uniformes.

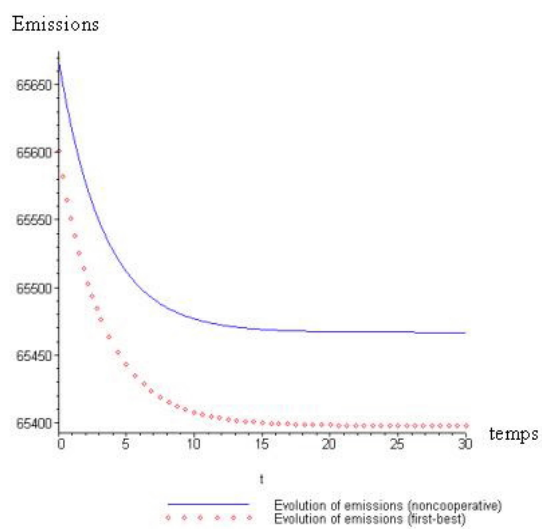


FIG. 4.6 – L'évolution des émissions (cas non coopératif et solution de premier rang)

le régulateur maximise le bien-être total des deux pays en mettant en œuvre une règle d'émissions commune pour les deux pays. Ainsi, le régulateur applique un prix implicite, λ , unique pour la pollution. Lorsque les pays sont hétérogènes, ces prix implicites sont très différents entre les pays. Comme les fonctions d'utilité des pays sont différentes, les coûts associés à une politique de norme d'émissions uniforme (existence d'un seul prix implicite) dépassent les bénéfices retirés de l'existence d'une autorité supranationale (élimination du comportement de passager clandestin). Nous pourrions penser que la décentralisation du contrôle de la pollution provoque la réduction de bien-être à cause du défaut de coordination des efforts de dépollution entre les pays. Cependant, nous observons que la politique de norme d'émissions uniforme est très contraignante car elle ne prend pas en compte les caractéristiques différentes des pays (préférences, fonctions d'émissions et de dommage). Ce résultat pourrait s'expliquer par le degré élevé d'hétérogénéité entre la Roumanie et l'Ukraine, malgré deux hypothèses qui introduisent, *a priori*, de la symétrie entre ces pays : le ratio de la productivité agricole sur la productivité de la pêche et les paramètres de préférence, α_1 et β_1 , sont supposés identiques entre les deux pays.

Le résultat de supériorité de la solution du jeu non coopératif sur la politique de norme d'émissions uniforme est inchangé lorsque nous considérons les normes d'émissions par habitant. La prise en compte de l'hétérogénéité entre les pays via la taille des populations n'augmente pas l'efficacité de la politique de norme d'émissions uniforme par habitant par rapport à la solution du jeu non coopératif par habitant. Il est important de noter que l'introduction de la différence de taille des populations des deux pays modifie les fonctions de bien-être total, ce qui nuance la comparabilité de ces résultats avec les autres.

Par ailleurs, toutes les simulations réalisées sur la valeur du paramètre β_2 indiquent que la solution du jeu non coopératif domine toujours, en termes de bien-être total, la politique proposée pour la mer Noire. Ce résultat reste valable lorsque nous intégrons

la taille hétérogène des populations des deux pays. La politique proposée par la Commission de la Mer Noire est basée sur la maintenance des émissions pour chaque pays à son niveau de 1997. Cette contrainte conduit à la supériorité de la solution du jeu non coopératif par rapport à cette politique de 1997³².

En outre, nous observons que la politique de norme d'émissions uniforme est meilleure que la politique de 1997 pour des valeurs faibles du paramètre β_2 , situées dans l'intervalle $[10^{-19}, 10^{-8}]$. Ce résultat est robuste à l'introduction de la différence de taille des populations des deux pays. Dans la politique de norme d'émissions uniforme, le niveau du stock de pollution stationnaire est inférieur à celui obtenu par la politique de 1997. Ces résultats peuvent s'expliquer par le fait que les agents valorisent davantage un niveau faible de stock de pollution dans la politique de norme d'émissions uniforme. Ainsi, les agents bénéficieraient davantage de la consommation de ressource halieutique lorsque le paramètre β_2 est faible car β_2 représente la désutilité de la consommation de ressource halieutique.

Nous notons donc que la politique proposée pour la mer Noire est dominée en partie par les autres cas de second rang en termes de bien-être total. Elle apparaît assez restrictive en termes de réduction du stock d'azote comparativement au stock de pollution stationnaire dans la solution de premier rang. Il est important de souligner que la politique de 1997 intègre des réductions des émissions de multiples polluants. Elle a pour objectif de réduire les émissions d'azote, de phosphore et d'autres substances dangereuses excédant les niveaux observés en 1997. Cependant, nos résultats sont basés uniquement sur les implications des émissions d'azote dans la mer Noire.

³²Le résultat d'inefficacité des politiques de stabilisation des émissions étudiées dans ce chapitre (la politique de norme d'émissions uniforme et la politique de 1997) peut être mis en relief avec celui d'inefficacité des politiques évaluées à l'aide du modèle d'évaluation intégrée du changement climatique RICE (Nordhaus et Boyer (2000)). Les auteurs montrent d'abord l'inefficacité des politiques proposées dans le Protocole de Kyoto correspondant à la réduction de 5 %, en moyenne, des émissions de 1990 des pays de l'Annexe I. Une autre politique évaluée consiste en la stabilisation des émissions de 1990 pour tous les pays au niveau mondial. Les auteurs mettent en évidence la performance en termes d'efficacité de la politique de stabilisation de la concentration de CO₂. Il s'agit, pour cette politique, de stabiliser les concentrations de CO₂ au niveau double de celui prévalant dans la période pré-industrielle.

Il convient de noter que ces résultats sont obtenus en utilisant des données disponibles sur la situation environnementale de la mer Noire. Toutefois, ces données représentent des inconvénients. Tout d'abord, l'absence de données temporelles sur la valeur ajoutée dans la pêche et dans l'agriculture ne nous permet pas d'estimer avec précision les paramètres de préférence dans la fonction d'utilité. Dans le cas de l'Ukraine, l'absence de données sur la valeur ajoutée dans la pêche nous a conduit à supposer pour ce pays le même ratio de productivités (agriculture / pêche) que pour la Roumanie. Le même type de problème se pose en ce qui concerne l'absence de données temporelles sur la valeur ajoutée agricole et les niveaux d'émissions, ce qui limite la qualité de l'ajustement du modèle de régression des paramètres de la fonction d'émissions.

4.7 Conclusion

Dans le cas de la mer Noire, le problème de pollution le plus sévère a été identifié comme étant l'eutrophisation, causée par les émissions d'azote et de phosphore dans la mer. Ce chapitre utilise un modèle de jeu dynamique entre la Roumanie et l'Ukraine, deux pays côtiers à la mer Noire, afin d'étudier les conséquences en termes de bien-être total des arrangements institutionnels pour le contrôle du problème de pollution transfrontalière. Nous nous focalisons sur l'un des aspects les plus importants du problème de pollution de la mer Noire, les émissions d'azote associées aux activités agricoles polluantes.

Nos résultats montrent que le pic du stock de pollution observé dans la partie nord-ouest de la mer Noire, correspondant au stock de pollution de l'année 1998, est économiquement inefficace. En effet, le stock de pollution stationnaire optimal est presque à 95 % de ce niveau. Par ailleurs, nos résultats montrent que la politique proposée pour la mer Noire apparaît très restrictive en matière de réduction des émissions d'azote car elle limite la production agricole. Une autre politique est également évaluée : la politique de norme d'émissions uniforme. Nos résultats montrent que cette politique

apparaît être très restrictive comparativement au stock de pollution stationnaire dans la solution de premier rang.

En ce qui concerne l'évaluation de la politique proposée pour la mer Noire, il est important de rappeler que notre évaluation est partielle car nous nous focalisons uniquement sur les émissions d'azote du secteur agricole. Une évaluation complète de cette politique devrait être appliquée à tous les secteurs à l'origine du phénomène d'eutrophisation et aux multiples polluants comme l'azote, le phosphore et d'autres substances dangereuses. Enfin, nous montrons que la contribution des activités agricoles au niveau de la pollution existante, bien qu'élevée, n'est pas significative pour expliquer à elle seule la dégradation environnementale de la mer Noire. En effet, le niveau du stock de pollution stationnaire optimal représente presque 95 % du pic du stock de pollution dans nos données. Ceci signifie que, si l'on considère que la pollution totale est trop importante dans la partie nord-ouest de la mer Noire, il faudrait également étudier les effets d'autres sources de pollution que le secteur agricole, comme les secteurs industriel et urbain. Un modèle incluant les autres secteurs polluants et leurs interactions serait alors utile.

En outre, notre analyse de bien-être indique que la politique proposée pour la mer Noire et la politique de norme d'émissions uniforme sont dominées, en termes de bien-être total, par la solution de "laisser-faire", ce qui indique l'importance du secteur agricole pour la Roumanie et l'Ukraine. Cependant, il est possible de considérer d'autres politiques qui seraient meilleures en termes de bien-être par rapport à la solution de "laisser-faire". En effet, une meilleure coopération entre les pays côtiers pourraient les rapprocher de la solution de premier rang.

Annexe

A- Résolution du jeu non coopératif

L'égalité des deux valeurs de λ_i , obtenues à partir des équations 4.13 et 4.15, nous donne :

$$f_i E_i - d_i P - a_i = \delta_i P + \varepsilon_i$$

$$\Longleftrightarrow E_i = \frac{a_i + \varepsilon_i + (\delta_i + d_i)P}{f_i} \quad (4.26)$$

avec E_i les émissions du pays i .

Nous obtenons de façon similaire, les émissions du pays j :

$$E_j = \frac{a_j + \varepsilon_j + (\delta_j + d_j)P}{f_j} \quad (4.27)$$

La dérivée partielle des émissions du pays j , E_j , par rapport au stock de pollution P est la suivante :

$$\frac{dE_j}{dP} = \frac{\delta_j + d_j}{f_j}$$

Cette expression va être utilisée dans l'équation 4.31 qui suit.

La dérivée de l'expression $\lambda_i = \delta_i P + \varepsilon_i$ (solution que l'on présume dans le cas linéaire quadratique) par rapport au temps nous donne :

$$\dot{\lambda}_i = \delta_i \dot{P}$$

$$\Longleftrightarrow \dot{\lambda}_i = \delta_i (E_i + E_j - kP) \quad (4.28)$$

En remplaçant les valeurs obtenues des émissions des deux pays E_i et E_j (équations 4.26 et 4.27) dans l'équation 4.28, nous obtenons :

$$\dot{\lambda}_i = \delta_i \left(\frac{a_i + \varepsilon_i + (\delta_i + d_i)P}{f_i} + \frac{a_j + \varepsilon_j + (\delta_j + d_j)P}{f_j} - kP \right) \quad (4.29)$$

$$\Longleftrightarrow \dot{\lambda}_i = \delta_i \left(\frac{a_i + \varepsilon_i}{f_i} \right) + \delta_i \left(\frac{a_j + \varepsilon_j}{f_j} \right) + P \left[\frac{\delta_i(\delta_i + d_i)}{f_i} + \frac{\delta_i(\delta_j + d_j)}{f_j} - \delta_i k \right] \quad (4.30)$$

Une des conditions du premier ordre de l'Hamiltonien peut s'écrire :

$$\begin{aligned} \dot{\lambda}_i = & r(\delta_i P + \varepsilon_i) + b_i P + c_i - d_i \left(\frac{a_i + \varepsilon_i + (\delta_i + d_i)P}{f_i} \right) + \\ & (\delta_i P + \varepsilon_i)k - (\delta_i P + \varepsilon_i) \left(\frac{\delta_j + d_j}{f_j} \right) \end{aligned} \quad (4.31)$$

$$\begin{aligned} \Longleftrightarrow \dot{\lambda}_i = & r\varepsilon_i + c_i - d_i \left(\frac{a_i + \varepsilon_i}{f_i} \right) + \varepsilon_i k - \varepsilon_i \left(\frac{\delta_j + d_j}{f_j} \right) + \\ & P \left[r\delta_i + b_i - \frac{d_i(\delta_i + d_i)}{f_i} + \delta_i k - \delta_i \left(\frac{\delta_j + d_j}{f_j} \right) \right] \end{aligned} \quad (4.32)$$

Les équations 4.30 et 4.32 sont fonction du stock de pollution P et définissent un système de quatre équations avec quatre paramètres inconnus $(\varepsilon_i, \varepsilon_j, \delta_i, \delta_j)$:

$$\begin{cases} \delta_i \left(\frac{a_i + \varepsilon_i}{f_i} \right) + \delta_i \left(\frac{a_j + \varepsilon_j}{f_j} \right) = r\varepsilon_i + c_i - d_i \left(\frac{a_i + \varepsilon_i}{f_i} \right) + \varepsilon_i k - \varepsilon_i \left(\frac{\delta_j + d_j}{f_j} \right) \\ \delta_j \left(\frac{a_j + \varepsilon_j}{f_j} \right) + \delta_j \left(\frac{a_i + \varepsilon_i}{f_i} \right) = r\varepsilon_j + c_j - d_j \left(\frac{a_j + \varepsilon_j}{f_j} \right) + \varepsilon_j k - \varepsilon_j \left(\frac{\delta_i + d_i}{f_i} \right) \\ \frac{\delta_i(\delta_i + d_i)}{f_i} + \frac{\delta_i(\delta_j + d_j)}{f_j} - \delta_i k = r\delta_i + b_i - \frac{d_i(\delta_i + d_i)}{f_i} + \delta_i k - \frac{\delta_i(\delta_j + d_j)}{f_j} \\ \frac{\delta_j(\delta_j + d_j)}{f_j} + \frac{\delta_j(\delta_i + d_i)}{f_i} - \delta_j k = r\delta_j + b_j - \frac{d_j(\delta_j + d_j)}{f_j} + \delta_j k - \frac{\delta_j(\delta_i + d_i)}{f_i} \end{cases}$$

En résolvant ce système, il est possible de calculer la fonction valeur comme une fonction des paramètres fondamentaux du modèle. En effet, la fonction valeur du pays i dans le jeu non coopératif, en utilisant les équations 4.26 et 4.27, s'écrit :

$$\begin{aligned} V_i = & \int_0^\infty e^{-rt} U_i dt \\ \Longleftrightarrow V_i = & \int_0^\infty e^{-rt} \left[e_i + a_i \left(\frac{a_i + \varepsilon_i + (\delta_i + d_i)P}{f_i} \right) - \frac{f_i}{2} \left(\frac{a_i + \varepsilon_i + (\delta_i + d_i)P}{f_i} \right)^2 - \right. \\ & \left. \frac{b_i}{2} P^2 - c_i P + d_i P \left(\frac{a_i + \varepsilon_i + (\delta_i + d_i)P}{f_i} \right) \right] dt \end{aligned} \quad (4.33)$$

L'équation représentant l'évolution du stock de pollution s'écrit :

$$\begin{aligned}\dot{P} &= \left(\frac{a_i + \varepsilon_i + (\delta_i + d_i)P}{f_i} \right) + \left(\frac{a_j + \varepsilon_j + (\delta_j + d_j)P}{f_j} \right) - kP \\ \iff \dot{P} &= \left(\frac{a_i + \varepsilon_i}{f_i} \right) + \left(\frac{a_j + \varepsilon_j}{f_j} \right) + P \left(\left(\frac{\delta_i + d_i}{f_i} \right) + \left(\frac{\delta_j + d_j}{f_j} \right) - k \right)\end{aligned}$$

L'intégrale de cette équation différentielle nous donne l'expression du stock de pollution P_t :

$$P_t = \frac{-\left(\frac{a_i + \varepsilon_i}{f_i} + \frac{a_j + \varepsilon_j}{f_j}\right)}{\left(\frac{\delta_i + d_i}{f_i} + \frac{\delta_j + d_j}{f_j} - k\right)} + e^{\left[\frac{\delta_i + d_i}{f_i} + \frac{\delta_j + d_j}{f_j} - k\right]t} \left(P_0 + \frac{\left(\frac{a_i + \varepsilon_i}{f_i} + \frac{a_j + \varepsilon_j}{f_j}\right)}{\left(\frac{\delta_i + d_i}{f_i} + \frac{\delta_j + d_j}{f_j} - k\right)} \right) \quad (4.34)$$

où P_0 est le stock de pollution initial à la date 0. Nous avons vérifié sur les simulations que le terme $\left[\frac{\delta_i + d_i}{f_i} + \frac{\delta_j + d_j}{f_j} - k\right]$ est strictement négatif.

Afin d'obtenir la fonction valeur du pays i , nous remplaçons l'expression du stock de pollution P_t de l'équation 4.34 dans la fonction valeur 4.33. Nous obtenons la relation suivante :

$$V_i = \int_0^\infty e^{-rt} \left[z_1 + z_2 e^{wt} + z_3 e^{2wt} \right] dt \quad (4.35)$$

où $w = \frac{\delta_i + d_i}{f_i} + \frac{\delta_j + d_j}{f_j} - k$ (k étant le taux d'assimilation naturelle de la pollution) et z_1, z_2, z_3 sont des paramètres constants dépendant des paramètres fondamentaux du modèle.

L'intégrale de la fonction valeur 4.35 nous donne :

$$V_i = -\frac{1}{r} \left[z_1 e^{-rt} \right]_0^\infty + \frac{1}{-r + w} \left[z_2 e^{(-r+w)t} \right]_0^\infty + \frac{1}{-r + 2w} \left[z_3 e^{(-r+2w)t} \right]_0^\infty \quad (4.36)$$

En supposant que $-r + w < 0$ et $-r + 2w < 0$, nous obtenons l'expression de la fonction valeur du pays i :

$$V_i = \frac{1}{r}z_1^i + \frac{1}{r-w}z_2^i + \frac{1}{r-2w}z_3^i$$

et l'expression de la fonction valeur du pays j :

$$V_j = \frac{1}{r}z_1^j + \frac{1}{r-w}z_2^j + \frac{1}{r-2w}z_3^j$$

La somme des fonctions valeurs des deux pays dans le cas non coopératif est donc égale à :

$$V_{NC} = V_i + V_j = \frac{1}{r}(z_1^i + z_1^j) + \frac{1}{r-w}(z_2^i + z_2^j) + \frac{1}{r-2w}(z_3^i + z_3^j)$$

B- Les normes d'émissions par habitant

Jeu non coopératif

Le seul changement dans ce cas concerne la fonction de bien-être total, qui devient :

$$V_{NC} = V_i + TV_j = \frac{1}{r}(z_1^i + Tz_1^j) + \frac{1}{r-w}(z_2^i + Tz_2^j) + \frac{1}{r-2w}(z_3^i + Tz_3^j)$$

Solution de premier rang

Le programme du régulateur s'écrit maintenant :

$$\begin{aligned} \max_{E_1, E_2} \int_0^\infty [U_1(E_1, P) + TU_2(E_2, P)] e^{-rt} dt \\ \dot{P} = E_1 + E_2 - kP \end{aligned}$$

Politique de 1997

Cette politique aboutit maintenant au niveau de bien-être total suivant :

$$\int_0^\infty [U_1(E_1, P) + TU_2(E_2, P)] e^{-rt} dt$$

où $E_1 = E_1^{1997}$ et $E_2 = E_2^{1997}$.

C- Vérification des conditions

Nous allons d'abord énumérer les conditions d'optimalité et ensuite celles portant sur la convergence des fonctions valeur.

Conditions d'optimalité

La fonction d'utilité originale intégrant le terme croisé sur les variables de contrôle et d'état, $E \times P$, est la suivante :

$$U_i = e_i + a_i E_i - \frac{f_i}{2} E_i^2 - c_i P - \frac{b_i}{2} P^2 + d_i E_i P$$

Nous proposons une autre fonction d'utilité qui n'incorpore pas de terme croisé sur les variables de contrôle et d'état, via un changement de variable de contrôle :

$$U = g_1 + g_2 B + g_3 P + g_4 B^2 + g_5 P^2$$

où B est la nouvelle variable de contrôle et P représente comme avant la variable d'état.

Les valeurs correspondant à la nouvelle variable B et aux paramètres g_1, g_2, g_3, g_4 et g_5 sont les suivantes :

$$B = \mu(E - c) + P \frac{\bar{S}^2 f \gamma}{a(\frac{\bar{S}^2 f^2}{a^2} + \frac{\alpha_2}{\beta_2})}$$

$$g_1 = \beta_1 \bar{N} \bar{S} f - \frac{1}{2} \beta_2 \bar{N} \bar{S}^2 f^2$$

$$g_2 = \alpha_1 - \frac{\beta_1 \bar{S} f + \beta_2 \bar{S}^2 f^2 \bar{N}}{a}$$

$$\begin{aligned}
g_3 &= \frac{\alpha_1 \bar{S}^2 f \gamma}{a(\frac{\bar{S}^2 f^2}{a^2} + \frac{\alpha_2}{\beta_2})} + \frac{\beta_1 \bar{S}^3 f^2 \gamma}{a^2(\frac{\bar{S}^2 f^2}{a^2} + \frac{\alpha_2}{\beta_2})} - \beta_1 \bar{S} \gamma \\
&\quad - \frac{\beta_2 \bar{S}^4 f^3 \bar{N} \gamma}{a^2(\frac{\bar{S}^2 f^2}{a^2} + \frac{\alpha_2}{\beta_2})} + \beta_2 \bar{S}^2 \gamma \bar{N} f \\
g_4 &= -\frac{1}{2} \beta_2 \left(\frac{\bar{S}^2 f^2}{a^2} + \frac{\alpha_2}{\beta_2} \right) \\
g_5 &= \frac{1}{2} \frac{\beta_2 \bar{S}^4 f^2 \gamma^2}{a^2(\frac{\bar{S}^2 f^2}{a^2} + \frac{\alpha_2}{\beta_2})} - \frac{1}{2} \beta_2 \bar{S}^2 \gamma^2
\end{aligned}$$

En résolvant ce programme avec un changement de variable, nous aboutissons à des équations identiques à celles obtenues si nous avons traité le terme croisé comme un terme habituel. Ceci indique que l'introduction d'un terme croisé sur les variables de contrôle et d'état ne modifie pas la nature linéaire quadratique du jeu différentiel. Le seul changement survient aux conditions d'optimalité. Les nouvelles conditions d'optimalité avec les nouveaux paramètres sont les suivantes : $g_4 < 0$ et $g_5 < 0$, ce qui requiert que les paramètres α_2 et β_2 soient positifs (Basar et Oldser (1982)).

Conditions de convergence

Nous avons :

$$V_{NC} = \frac{1}{r}(z_1^i + z_1^j) + \frac{1}{r-w}(z_2^i + z_2^j) + \frac{1}{r-2w}(z_3^i + z_3^j)$$

Les conditions qui doivent être respectées afin que les intégrales soient bien définies sont les suivantes :

$$\begin{aligned}
(-r + w) &< 0 \iff w < r \\
(-r + 2w) &< 0 \iff w < \frac{r}{2}
\end{aligned}$$

L'équation du stock de pollution est définie par :

$$P = -h + \exp(w \times t) \times (P_0 + h)$$

Les conditions qui doivent être respectées, pour que le stock de pollution converge à sa valeur stationnaire non négative ($-h$) à l'infini, sont les suivantes :

$$\begin{cases} w < 0 \\ -h > 0 \end{cases}$$

Lorsque $w < 0$, alors nous avons nécessairement $w < \frac{r}{2}$.

D- Evaluation des paramètres de préférence

Termes quadratiques de la fonction d'utilité

Tout d'abord, nous évaluons une relation entre les *termes quadratiques dans la fonction d'utilité* en utilisant les conditions du premier ordre de notre modèle statique :

$$\begin{aligned} & \max_{A,F} \int_0^\infty \left[\alpha_1 A - \frac{\alpha_2}{2} A^2 + \beta_1 F - \frac{\beta_2}{2} F^2 \right] e^{-rt} dt \\ \text{s.c.} & \begin{cases} A = \mu(E - c) \\ \bar{F} = \bar{S}fN_F \\ F = \bar{F} - \bar{S}\gamma P \\ A = aN_A \end{cases} \end{aligned}$$

où les trois dernières contraintes se réduisent à la relation suivante :

$$\bar{N} = N_A + N_F = \frac{A}{a} + \frac{F + \bar{S}\gamma P}{\bar{S}f}$$

Le Lagrangien associé à ce problème s'écrit :

$$L = U(A, F) + \lambda_1 \left(\bar{N} - \frac{A}{a} - \frac{(F + \bar{S}\gamma P)}{\bar{S}f} \right) + \lambda_2 (A - \mu(E - c))$$

Les conditions du premier ordre du programme statique sont les suivantes :

Ukraine	A (kg, par habitant)	F (kg, habitant)
1994	134.8	3.5
1995	128.4	3.6
1996	124	4.3
1997	134	5
1998	126	5.9
1999	122	7.2

TAB. 4.6 – Les consommations de bien agricole et de ressource halieutique en Ukraine
Source : Datastream Data Base (A et F).

$$\begin{cases} \frac{\partial U}{\partial A} - \frac{\lambda_1}{a} + \lambda_2 = 0 \\ \frac{\partial U}{\partial F} - \frac{\lambda_1}{\bar{S}f} = 0 \end{cases}$$

En remplaçant l'expression de la variable de co-état $\frac{\partial U}{\partial F} \bar{S}f$ dans la première condition du premier ordre, nous obtenons : $\frac{\partial U}{\partial A} - \frac{\frac{\partial U}{\partial F} \bar{S}f}{a} + \lambda_2 = 0$. Nous supposons que la variable de co-état λ_2 associée à l'évolution des émissions ($E = \frac{1}{\mu}A + c$) est presque constante dans les années 90, car le stock de pollution était relativement constant durant cette période (Cociasu et al. (1997)). En supposant que $\alpha_1 = 1$ et $\beta_1 = 1$ pour les deux pays, nous obtenons une condition statique d'arbitrage, pour un pays donné, entre les consommations de bien agricole et de ressource halieutique, considérée entre deux dates t et $t - 1$:

$$\alpha_2(A_t - A_{t-1}) - \frac{\bar{S}f}{a}\beta_2(F_t - F_{t-1}) = 0$$

Les données concernant les valeurs de la consommation agricole (produits céréaliers) A et de la consommation de poissons F en termes de kilos par habitant pour la Roumanie et l'Ukraine sont données dans les tableaux 4.6 et 4.7.

En utilisant cette information, la condition d'arbitrage pour chacun des pays devient :

Roumanie	A (kg, par habitant)	F (kg, habitant)
1994	158.6	2.6
1995	162.4	2.8
1996	160.6	2.9
1997	169.8	2
1998	166.7	3
1999	166.3	2.2

TAB. 4.7 – Les consommations de bien agricole et de ressource halieutique en Roumanie
Source : Datastream Data Base (A et F).

	Romania	Ukraine
Taux de prêt (pour 1999)	61.2	55
Taux d'inflation (pour 1999)	54.8	19.2
PIB (1999, milliards \$)	28.5	41.8

TAB. 4.8 – Le taux d'intérêt, le taux d'inflation, le PIB
Source : Datastream Database (taux de prêt), IMF External Publications Statistical Appendix (Ukraine 2001, Romania 2003)(Taux d'inflation, indice des prix des consommateurs), World Bank Development Indicators (PIB, en prix constants de 1995).

$$\begin{aligned} \text{Roumanie : } \alpha_2(3.8) - \frac{24}{1747}\beta_2(0.2) &= 0 \iff \alpha_2 = 0.0007\beta_2 \\ \text{Ukraine : } \alpha_2(10) - \frac{14}{1050}\beta_2(0.7) &= 0 \iff \alpha_2 = 0.0009\beta_2 \end{aligned}$$

Taux d'escompte

Nous évaluons le *taux d'escompte* commun pour les deux pays. La valeur du taux d'intérêt réel joue le rôle du taux d'escompte. La différence entre le taux d'intérêt nominal moyen (58.1 %) et le taux d'inflation moyen pondéré par le PIB réel (33.6 %) nous donne une approximation du taux d'intérêt réel moyen, qui est égal à 24 % en 1999.

Les valeurs du taux d'intérêt, du taux d'inflation et du PIB pour les deux pays sont données dans le tableau 4.8.

Nous calculons d'abord le taux d'intérêt nominal moyen :

$$r_n = \frac{61.2 + 55}{2} = 58.1$$

Ensuite, nous calculons le taux d'inflation moyen pondéré par le PIB réel :

$$\pi = \frac{19.2 \times 41\,800\,000\,000 + 54.8 \times 28\,500\,000\,000}{41\,800\,000\,000 + 28\,500\,000\,000} = \frac{8025.6 + 15618}{703} = 33.6$$

E- Evaluation des paramètres de production

Nous évaluons dans cette partie la productivité agricole, la productivité dans le secteur de la pêche et les pertes de revenus dans la pêche.

Productivité agricole

La valeur du paramètre de la productivité agricole a est obtenue par la relation suivante :

$$a = \frac{A}{N_A}$$

où A et N_A représentent respectivement la valeur ajoutée agricole et l'emploi dans ce secteur.

Les données sur la valeur ajoutée agricole sont extraites de “*World Bank Development Indicators*”. Les valeurs pour l'année 1999 sont exprimées en US \$ en termes des prix de 1995 : A (Roumanie)=5 770 000 000 et A (Ukraine)=5 130 000 000. En utilisant les données sur l'emploi dans l'agriculture en 1999, nous obtenons les valeurs de la productivité agricole pour les deux pays :

$$\text{Roumanie : } a = \frac{A}{N_A} = \frac{5770000000}{3302000} = 1747$$

$$\text{Ukraine : } a = \frac{A}{N_A} = \frac{5130000000}{4851000} = 1050$$

Ces valeurs estimées des paramètres signifient que l'on aurait besoin de davantage d'employés en Ukraine qu'en Roumanie afin d'obtenir la même valeur ajoutée dans l'agriculture.

Productivité dans la pêche

La valeur de la productivité dans la pêche $\bar{S}f$ est obtenue à partir de la relation suivante :

$$\bar{S}f = \frac{\bar{F}}{N_F} = \frac{F + L}{N_F}$$

où F , L et N_F représentent respectivement la valeur ajoutée dans la pêche, la perte de revenus dans la pêche et l'emploi dans ce secteur. Nous utilisons des données de la valeur ajoutée dans la pêche pour la Roumanie. Des données sur la perte de revenus de pêche sont disponibles pour chacun des pays.

Nous avons des données sur la valeur ajoutée dans la pêche F pour la Roumanie en milliards de lei en termes de prix courants, qui est égale à 19 milliards de lei pour 1998 (la date la plus récente disponible pour les données est l'année 1998, *Source* : Annual Statistics for Romania, 2001). Afin de convertir cette valeur en US \$, nous utilisons le taux de change, lei par US \$, qui est égal à 1 US \$ = 10951 lei, pour 1998 (*Source* : IMF Selected Issues and Statistical Appendix, Country Report No. 03/12, January 2003). Nous obtenons donc F (Roumanie, 1998, US \$)=1 734 985. Afin de convertir cette valeur aux prix de 1995 US \$, nous divisons le nombre par (1+le taux d'inflation total aux États-Unis entre 1995 et 1998), i.e. 1.067. Les taux d'inflation en considération sont les suivants : 1995 – 1996 : 2.9; 1996 – 1997 : 2.3; 1997 – 1998 : 1.5 (*Source* : OECD consumer price indices, percentage change from previous years, 2003, data on wages, costs, unemployment and inflation).

Nous utilisons les résultats d'une étude³³ concernant la perte de revenus de pêche de

³³Implementation of the Strategic Action Plan for the Rehabilitation and Protection of the Black Sea, 1996-2001.

1970 à 1990 en Roumanie et Ukraine. Cette étude indique une estimation de ces pertes à hauteur de 4 *US* \$ millions par année pour la Roumanie et 75 *US* \$ millions par année pour l'Ukraine. “*The Black Sea Environmental Priorities Study* (1998)” pour l'Ukraine rapporte que «par des estimations d'experts, la pollution marine pourrait être à l'origine de, environ 50-60 % de la chute de productivité dans la pêche» (p.38). Par conséquent, nous considérons d'abord les 50 % de pertes totales dans la pêche, causées par la pollution marine. Comme nous nous focalisons sur l'interaction entre les émissions agricoles et les pertes de revenus de pêche, nous comptabilisons ensuite les 50 % de pertes induites par la pollution maritime (rappelons que le secteur agricole est responsable de 50 % des émissions nutritives dans le bassin de la rivière Danube).

Les données de perte dans la pêche (L) sont exprimées en termes de dollar pour 1990. Comme nous l'avons déjà mentionné, les estimations de ces pertes sont à hauteur de 4 *US* \$ millions par année pour la Roumanie et 75 *US* \$ millions par année pour l'Ukraine. Afin de convertir ces valeurs aux prix de 1995 *US* \$, nous multiplions les nombres par (1+le taux d'inflation total aux États-Unis entre 1990 et 1995), i.e. 1.156. Les taux d'inflation en considération sont les suivants : 1990 – 1991 : 4.2; 1991 – 1992 : 3.0; 1992 – 1993 : 3.0; 1993 – 1994 : 2.6; 1994 – 1995 : 2.8 (*Source* : OECD consumer price indices, percentage change from previous years, 2003). Nous appliquons également des transformations aux pertes dans la pêche, comme nous l'avons déjà expliqué dans le texte. En utilisant les données décrites ci-dessus et les données sur l'emploi dans la pêche, nous obtenons l'évaluation de la productivité dans la pêche $\bar{S}f$ pour la Roumanie :

$$\bar{S}f(\text{Roumanie}) = \frac{F + L}{N_F} = \frac{1626040 + 1156000}{117000} = 24$$

L'information sur la valeur ajoutée dans la pêche en Ukraine est manquante. Afin de contourner cette absence de données, nous supposons que le rapport de la productivité agricole sur la productivité dans la pêche est le même pour les deux pays ($a/\bar{S}f$)

et nous obtenons $\bar{S}f(\text{Ukraine}) = 14$. Nous notons que les valeurs de la productivité agricole dans chaque pays dépassent dans une large mesure celles de la productivité dans la pêche. Ceci pourrait expliquer la distribution de la force de travail entre les deux secteurs dans chaque pays.

Pertes de revenus dans la pêche

Comme nous avons des données sur la perte de revenus de pêche dans chaque pays L en 1990 et sur le stock de pollution total P en 1990, qui est égal à $P_{1990} = 63450$, nous pouvons évaluer le paramètre de perte dans la pêche :

$$\begin{aligned}\bar{S}\gamma(\text{Roumanie}) &= \frac{L}{P} = \frac{1156000}{63450} = 18 \\ \bar{S}\gamma(\text{Ukraine}) &= \frac{L}{P} = \frac{21675000}{63450} = 341\end{aligned}$$

L'emploi dans l'agriculture pour chaque pays est calculé en soustrayant le nombre de pêcheurs des données agrégées sur l'emploi agricole (incluant l'agriculture, la pêche et la chasse) $N_A = N_a - N_F$. Les données en considération sont les suivantes :

$$N_a(\text{Roumanie, 1999}) = 3\,419\,000$$

$$N_a(\text{Ukraine, 1999}) = 4\,927\,000$$

Source : IMF External Publications.

$$N_F(\text{Roumanie, 1999}) = 117\,000$$

Source : Black Sea Environmental Programme.

$$N_F(\text{Ukraine, estimé pour 2001}) = 45\,000$$

Source : Food and Agriculture Organization, Fishery country profile, 2003.

$$N_A(\text{Roumanie, 1999}) = 3\,419\,000 - 117\,000 = 3\,302\,000$$

$$N_A(\text{Ukraine, 1999}) = 4\,927\,000 - 45\,000 = 4\,882\,000$$

F- Evaluation des paramètres de pollution

Nous évaluons dans cette partie le stock de pollution total, les niveaux d'émissions individuels des pays, les paramètres d'émissions et le taux d'assimilation naturelle de la pollution.

Stock de pollution

Il est impossible d'évaluer précisément le stock de pollution régionale de la mer Noire car la pollution d'une mer varie beaucoup dans le temps et dans l'espace. C'est pour cela que l'analyse dynamique du problème de pollution doit être effectuée au niveau des sources de pollution spécifiques ou des "points noirs". Afin de construire les données sur le stock de pollution, nous considérons un point spécifique dans la mer entre la Roumanie et l'Ukraine. Il est clair que ce point est représentatif de la contribution des deux pays à la pollution de la partie nord-ouest de la mer. C'est la raison pour laquelle nous rajoutons le stock de pollution de chaque pays pour calculer le stock de pollution total en ce point dans la mer. Le volume de l'eau dans les eaux côtières de la mer Noire représente 967 km^3 . La longueur totale des côtes de la mer est égale à 4340 km, la ligne côtière appartenant à la Roumanie étant longue de 225 km (5,2%) et celle appartenant à l'Ukraine de 1628 km (37,5%). Nous pouvons calculer donc le volume d'eau dans les eaux côtières de Roumanie ($0.052 \times 967 = 50 \text{ km}^3$) et d'Ukraine ($0.375 \times 967 = 367 \text{ km}^3$).

Un des facteurs les plus importants à l'origine de la pollution nutritive est l'azote inorganique total, composé de nitrate (NO_3), nitrite (NO_2) et ammonium (NH_4). Certaines des données disponibles sur le stock de l'azote inorganique total sont exprimées en termes de micro-mole. Afin de convertir ces données en "micro-grammes par litre", nous multiplions par 62 g/l pour le nitrate, 18 g/l pour le nitrite et 46 g/l pour l'ammonium. Ensuite, nous multiplions ces concentrations par litre par le volume d'eau dans chaque eau côtière exprimé en litres. Enfin, nous divisons le stock de pollution total par deux afin d'évaluer le stock de pollution causé par l'agriculture. Les valeurs du stock

$\mu\text{g/l}$	$P \div 2$
1979	49500
1985	58125
1990	63450
1994	55060
1995	40850
1996	71950
1997	215350
1998	224925
1999	199775
2000	105825

TAB. 4.9 – Le stock de pollution total (P)

Source : The State of the Environment of the Black Sea : Pressures and Trends 1996-2000.

de pollution total P (en comptabilisant uniquement la responsabilité des émissions agricoles dans le stock de pollution) sont résumées dans le tableau 4.9.

Emissions Individuelles

Il existe plusieurs “points noirs” en Roumanie et en Ukraine. Le rapport de “*The Report on the State of the Environment of the Black Sea*” enquête sur les émissions provenant de trois sources de pollution prioritaires en Roumanie (South Constanta, South Eforie, Mangalia), tandis qu’il considère dix sources de pollution prioritaires en Ukraine (Odessa «Pivnichni», Odessa «Pivdenni», Illichevsk, Krasnoperekopsk, Kerch. «Kamish Burunsky», Yalta, Sevastopol, Balaklava, Yevpatoriya, Gurzuf). Les évaluations réalisées par “*Transboundary Diagnostic Analysis*” (1996) montrent que les émissions provenant de Roumanie sont supérieures à celles provenant d’Ukraine. La Roumanie et l’Ukraine contribuent respectivement pour 27 % et 12 % aux émissions d’azote dans la mer Noire. Comme les données disponibles sur les sources de pollution prioritaires dans les deux pays ne reflètent pas cette situation, nous effectuons une transformation. Nous maintenons constantes les émissions d’Ukraine et les multiplions par ($\frac{27}{12} = 2,25$) (le rapport suggéré par “*Transboundary Diagnostic Analysis*” (1996)) afin de calculer les émissions de Roumanie. Les émissions des pays avant (E_B) et après

tonnes/an	E_B	$E_A = E(\text{Ukraine}) \times 2,25 \div 2$
1996	458	11201
1997	1456	9840
1998	1356	10042
1999	1208	9337
2000	844	8712

TAB. 4.10 – Les émissions de Roumanie avant (EB) et après (EA) la transformation

Source : The State of the Environment of the Black Sea : Pressures and Trends 1996-2000. (E : total inputs from three priority sources of pollution in Romania, total inorganic nitrogen)

tonnes/an	E	$E \div 2$
1996	9957	4978
1997	8747	4373
1998	8927	4463
1999	8300	4150
2000	7744	3872

TAB. 4.11 – Les émissions d'Ukraine

Source : The State of the Environment of the Black Sea : Pressures and Trends 1996-2000. (E : total inputs from ten priority sources of pollution in Ukraine, total inorganic nitrogen)

(E_A) la transformation sont résumées dans les tableaux 4.10 et 4.11. Le dernier calcul ($\div 2$) reflète la transformation appliquée aux émissions afin d'évaluer la responsabilité de l'agriculture dans la pollution.

Paramètres d'émissions

La valeur de l'inverse du paramètre d'émissions μ lié aux activités agricoles polluantes est obtenue de la relation suivante :

$$E = c + \frac{1}{\mu}A$$

Nous évaluons par des régressions simultanées élémentaires la composante fixe d'émissions, c , et le paramètre d'émissions pour les deux pays, $\frac{1}{\mu}$. Pour ce faire, nous utilisons les données temporelles sur les valeurs des émissions E et sur la valeur ajoutée agricole A de 1996 à 1999. Les valeurs de A sont résumées dans le tableau 4.12.

A (US \$, prix constants de 1995)	Romania	Ukraine
1996	5910000000	6090000000
1997	6040000000	6030000000
1998	5510000000	5360000000
1999	5770000000	5130000000

Source : World Bank Development Indicators.

Nous obtenons les valeurs suivantes à partir des régressions :

$$E^1 = 8564 + \frac{1}{3773584}A^1$$

$$E^2 = 2991 + \frac{1}{3773584}A^2$$

où les indices 1 et 2 désignent respectivement la Roumanie et l'Ukraine.

Taux d'assimilation naturelle de la pollution

Ce taux est calculé à partir de la formule :

$$\Longleftrightarrow P_{t+1} = (1-k)^3 P_{t-2} + (1-k)^2 E_{t-2} + (1-k)E_{t-1} + E_t$$

Nous pouvons écrire l'évolution du stock de pollution entre 1997 et 2000 (les dates pour lesquelles nous disposons de données) comme suit :

$$P_{2000} = (1-k)^3 P_{1997} + (1-k)^2 E_{1997} + (1-k)E_{1998} + E_{1999}$$

En utilisant les valeurs des émissions totales (pour les deux pays) et des stocks de pollution, nous obtenons :

$$105825 = (1-k)^3(215350) + (1-k)^2 14213 + (1-k)14505 + 13487$$

La résolution de cette équation nous donne une seule solution réelle, qui est $k = 0.3$.

Conclusion Générale

Au terme de ces quatre chapitres, il convient d'en tirer une conclusion en reprenant point par point les résultats obtenus, les limites des approches retenues et les extensions possibles pour des pistes de recherche futures.

Les AEI existant au niveau international présentent différentes caractéristiques. La différence entre ces accords peut reposer sur la nature - unilatérale, réciproque ou globale - du problème de pollution. Une autre différence, qui nous a intéressée tout au long de ce travail, porte sur les propriétés des dispositions contenues dans ces accords. Ces dispositions peuvent concerner les obligations de base de l'AEI. Ceci renvoie au caractère uniforme ou différencié des objectifs de réduction de la pollution. Les normes uniformes, par définition, signifient un même taux de réduction des émissions d'une année de référence pour tous les pays concernés par le problème environnemental. *A contrario*, les normes différenciées impliquent des taux différenciés propres à chaque pays. De manière surprenante, nous avons vu que les normes uniformes, *a priori* contraignantes, étaient utilisées fréquemment dans les AEI. En outre, les dispositions des AEI sont liées à l'existence d'instruments incitatifs et/ou coercitifs utilisés pour permettre la participation de certains pays et la mise en conformité à l'accord signé. Ces instruments peuvent être soit des transferts monétaires ou technologiques, soit des négociations liées sur plusieurs domaines soit encore des sanctions commerciales.

Ce travail de thèse partait également du constat que la Turquie renonçait à signer des AEI au prétexte qu'ils provoquaient des entraves à son développement économique. Ceci renvoie naturellement à la relation entre la protection environnementale et le niveau de développement économique. La Turquie déclarait vouloir adopter le *principe des responsabilités communes mais différenciées*. La question qui se posait alors était de savoir si des accords de réduction uniforme de la pollution étaient envisageables uniquement pour les pays similaires en termes de développement économique. Sinon, fallait-il, en plus, introduire des instruments incitatifs, sous forme de transferts compensatoires, afin d'assurer la participation aux AEI des pays ayant des niveaux de

développement économique différents ?

L'objectif général de cette thèse était de procéder à une comparaison de l'efficacité, en termes de bien-être collectif et individuel, de normes environnementales dans le cadre d'accords traitant des problèmes de pollutions transfrontalières entre deux pays.

En premier lieu, le chapitre I de la thèse a présenté une description institutionnelle des AEI avant de procéder à la revue de littérature théorique sur la comparaison d'efficacité des différents types d'AEI. En second lieu, il a permis de décrire les différentes approches théoriques qui permettent d'évaluer empiriquement les problèmes spécifiques de pollutions transfrontalières comme les pluies acides, le changement climatique ou les pollutions des eaux internationales.

Le chapitre II a étudié, d'un point de vue positif, la comparaison d'efficacité, en termes de bien-être collectif et individuel, des différents AEI. Le cadre du modèle est celui d'un modèle de négociation coopératif entre deux pays. L'analyse repose sur l'hypothèse de coûts (administratif ou politique) associés aux transferts entre pays : le pays donateur supporte un coût pour le transfert des fonds au pays récipiendaire. Dans la première partie de l'analyse, deux types d'AEI sont principalement pris en compte : un accord de norme uniforme avec transferts et un accord de normes différenciées sans transfert. Dans le cadre de pays hétérogènes, étant données les hypothèses sur les formes des fonctions de bénéfice et de coût de dépollution, nous montrons que l'accord de norme uniforme avec transferts peut être préféré à l'accord de normes différenciées sans transfert. La condition requise consiste en la faiblesse des coûts associés au versement des transferts par le pays donateur par rapport à son coût marginal de dépollution supplémentaire dans l'accord de normes différenciées sans transfert, comparativement au coût marginal de dépollution de l'autre pays dans le même accord. La prise en compte d'une fonction de coût linéaire simplifie la lecture de cette condition. Il s'agit simplement de comparer les coûts des transferts avec les coûts unitaires constants de

dépollution relatifs des deux pays. Cette modélisation nous permet donc de montrer que les accords de réduction uniforme de la pollution ne sont pas uniquement réservés à des pays similaires.

La seconde partie de l'analyse du même chapitre avait pour objectif de présenter un cas inverse aux résultats de la première partie : des pays identiques pouvaient trouver avantage à signer un accord différencié. Dans ce but, nous introduisons l'hypothèse de l'existence de coûts fixes dans la technologie de dépollution. Ici, deux autres types d'AEI sont pris en compte : un accord de norme uniforme sans transfert et un accord de normes différenciées avec transferts. Etant données les hypothèses sur les formes des fonctions de bénéfice et de coût de dépollution, nous montrons que des pays strictement identiques peuvent préférer un accord de normes différenciées lorsque le coût fixe dans la technologie de dépollution est suffisamment élevé. Ce résultat provient de l'existence de coûts fixes qui introduisent une non-convexité locale de la fonction de coût de dépollution. De la même façon, en présence de pays identiques, l'accord de norme uniforme sans transfert peut être meilleur en termes de bien-être individuel par rapport à l'accord de normes différenciées avec transferts lorsque le coût fixe dans la technologie de dépollution est suffisamment faible. Cette modélisation permet donc de mettre en évidence, dans ce cadre, la supériorité d'un accord très contraignant (l'accord de norme uniforme sans transfert) sur un accord incluant un ensemble de variables de négociation plus riche (l'accord de normes différenciées avec transferts).

Si la modélisation du chapitre II permet de mettre en lumière la primauté des accords de norme uniforme dans certains cas, elle ne permet pas de faire le lien avec d'autres types d'AEI comme les accords de taxe uniforme ou les accords incluant des instruments coercitifs tels que les sanctions commerciales. Par ailleurs, nous avons supposé que le processus de négociation entre pays est efficace. Nous n'avons pas considéré de problèmes d'inefficacité dus à un retard dans les négociations. Ceci pourrait provenir du caractère stochastique de la "taille du gâteau" à partager entre pays ou de l'asymé-

trie d'information entre pays sur leurs valorisations respectives de l'amélioration de la qualité environnementale.

Le chapitre III a étudié, d'un point de vue normatif, le lien entre le type d'AEI et les décisions d'investissement des entreprises dans de nouvelles technologies de dépollution. Le cadre de l'analyse est celui d'un modèle se déroulant en plusieurs étapes, incorporant toujours une procédure de négociation coopérative. Deux pays hétérogènes, en termes de bénéfices retirés de la dépollution globale, négocient pour contrôler un problème de pollution transfrontalière. La négociation porte sur deux types d'AEI : un accord de norme uniforme avec transferts et un accord de normes différenciées sans transfert. Nous introduisons l'hypothèse d'existence de coûts irrécupérables de l'investissement dans de nouvelles technologies de dépollution. Ces coûts sont supportés par des entreprises et non par des pays. L'entreprise et le pays forment alors deux agents distincts dans l'économie. Nous soulignons ici le rôle de l'annonce par les pays d'un certain type d'AEI avant que l'entreprise représentative dans chaque pays décide d'investir dans une nouvelle technologie de dépollution et avant que les négociations effectives entre pays aient lieu. Etant données les hypothèses posées, nous montrons qu'il est optimal (au sens de Pareto) pour les pays d'annoncer et de mettre en œuvre un accord de norme uniforme avec transferts, lorsque le coût irrécupérable de l'investissement est faible et que les bénéfices marginaux retirés de la dépollution globale sont élevés. Dans ce cas, toutes les entreprises investissent dans la nouvelle technologie et les pays retirent des bénéfices supérieurs à ceux de la situation non coopérative grâce à l'existence de transferts compensatoires. D'un point de vue normatif, les pays pourraient utiliser le mécanisme suivant. Ils pourraient annoncer collectivement qu'ils vont négocier dans le futur un accord de norme uniforme avec transferts. A la suite de cette annonce, conditionnellement au niveau faible des coûts irrécupérables, les entreprises investiraient. Les pays devraient donc d'abord donner suffisamment de temps aux entreprises pour investir et ensuite négocier les niveaux précis de la norme uniforme et des transferts.

Nous avons supposé dans cette modélisation que les pays respectent leur annonce collective du type d'AEI une fois prises les décisions d'investissement par les entreprises. Il est possible, cependant, d'imaginer des situations dans lesquelles les pays ont des incitations à renégocier l'accord à une date ultérieure. Nous supposons donc, dans ce chapitre, que les pays sont capables de s'engager à long terme compte tenu de leur réputation au niveau national et international. Un autre aspect qui n'est pas analysé dans cette modélisation est l'existence de problèmes informationnels. En effet, des décisions d'investissement des entreprises dans de nouvelles technologies de dépollution pourraient être limitées par des problèmes de connaissance de coûts de dépollution pour atteindre l'objectif environnemental fixé par la norme environnementale. La réalisation de l'investissement par une des entreprises pourrait conduire à la révélation de son information privée concernant ses coûts de dépollution. Ce problème est renforcé en présence de plusieurs firmes.

Le chapitre IV de cette thèse a présenté une évaluation de l'efficacité, en termes de bien être total, des différentes normes d'émissions pour atténuer le problème de pollution de la mer Noire. Le problème de pollution le plus sévère affecte les ressources halieutiques de la partie nord-ouest de cette mer et il est provoqué principalement par les activités agricoles polluantes. Le cadre du modèle repose sur l'optimisation dynamique à deux secteurs, la pêche et l'agriculture, et à deux pays, la Roumanie et l'Ukraine, deux pays côtiers de la mer Noire. La modélisation de ce chapitre se distingue en trois points de celle des deux premiers : d'abord, par son aspect dynamique, qui prend en compte l'évolution du stock de pollution, ensuite, par la réalisation de simulations numériques, à partir de données réelles, et enfin, par l'absence de procédure de négociation entre pays. En effet, cette modélisation permet de prendre en compte des comportements stratégiques, à l'aide d'un jeu différentiel, mais également des comportements non stratégiques par l'évaluation de la solution de premier rang, de la politique de norme d'émissions uniforme et de la politique proposée pour la mer

Noire. Etant données les hypothèses posées, nous mettons en évidence la supériorité de la solution du jeu non coopératif sur celles des deux autres solutions de second rang. Ce résultat renvoie à l'existence d'un degré d'hétérogénéité important entre ces deux pays. Nous nous sommes efforcés de prendre en compte cette hétérogénéité à l'aide de politiques de norme d'émissions par habitant. Cette propriété n'a, toutefois, pas modifié nos résultats qualitatifs. Enfin, la supériorité de la solution de premier rang sur celle du jeu non coopératif des pays indique le besoin d'une procédure de négociation entre pays. Dans cette optique, les arrangements coopératifs abordés dans les chapitres II et III de cette thèse pourraient apporter un éclairage théorique.

Ce chapitre présente certaines limites. Tout d'abord, nous prenons en compte uniquement un des facteurs à l'origine de la dégradation des ressources halieutiques dans la mer Noire, qui est la pollution nutritive. Un autre facteur à l'origine de la détérioration de l'écosystème tel que l'introduction d'espèces étrangères n'a pas été considéré. Ensuite, nous avons étudié seulement les dommages causés aux ressources halieutiques. Nous n'avons pas pris en compte d'autres types de dommages survenus dans la partie nord-ouest de la mer sur la biodiversité ou le tourisme. Enfin, les données disponibles sur la situation environnementale de la mer Noire pourraient être complétées.

Concernant l'ensemble de notre travail de thèse, nous pouvons évoquer principalement trois critiques générales. Tout d'abord, nous avons considéré, dans les trois chapitres formalisés de la thèse, un modèle avec deux pays faisant face à un problème de pollution transfrontalière. En effet, les problèmes de pollutions transfrontalières globales sont provoqués par plusieurs pays et tous en sont affectés. Le choix d'un modèle à deux pays peut être justifié de deux façons. D'un côté, c'est une première étape vers des procédures de négociation à plusieurs pays. De l'autre côté, cela peut être considéré comme une négociation entre deux coalitions déjà formées. La formation et la stabilité des coalitions est, en soi, un problème complexe comme nous l'avons rappelé dans le chapitre introductif. La deuxième critique générale que nous formulons consiste

en l'absence de traitement des problèmes informationnels entre pays. Nous n'avons pas tenu compte de l'existence d'asymétries d'information entre pays et de ses conséquences en termes de résultats des négociations. Un autre problème informationnel a été ignoré également, celui de l'information incomplète. Par exemple, une incertitude concernant la taille du "gâteau" à partager entre pays pourrait modifier l'issue des négociations. Une autre critique générale de notre travail provient de l'absence de traitement des problèmes d'économie politique. En effet, nous avons pris en compte les seules décisions de gouvernement altruiste dans les négociations tandis qu'a été exclue l'influence des lobbies nationaux sur ces décisions. Ces limites générales sont autant de pistes de recherche futures.

Les questions traitées dans ce travail de thèse peuvent trouver des prolongements. D'un point de vue théorique, il pourrait être intéressant de comparer l'efficacité des accords de quota, étudiés dans les chapitres II et III de cette thèse, à celle d'autres types d'AEI. Les accords alternatifs peuvent être soit des accords de taxe uniforme soit des accords incorporant d'autres types d'instruments incitatifs / coercitifs tels que les sanctions commerciales.

En outre, il pourrait être intéressant d'analyser l'efficacité relative des transferts monétaires et technologiques dans le cadre d'AEI. L'utilisation des transferts technologiques est préconisée dans le Protocole de Kyoto sur le Changement Climatique. Ce type de transferts peut se mettre en œuvre grâce d'une part, au mécanisme de développement propre entre les pays développés et les pays en voie de développement, et d'autre part grâce au mécanisme de projet entre les pays développés eux-mêmes. Les transferts technologiques pourraient, en effet, empêcher des comportements opportunistes de la part des pays récipiendaires des transferts monétaires. Cette analyse pourrait être conduite dans le cadre d'un modèle avec asymétrie d'information entre les pays donateurs et les pays bénéficiaires.

Enfin, le modèle de jeu différentiel du chapitre IV pourrait être étendu à un cadre non linéaire. Des études récentes soulignent le besoin de représentation plus réaliste des systèmes écologiques par des équations non linéaires de l'évolution des variables d'état, comme la dynamique du stock de pollution. Comme les solutions de tels jeux différentiels avec des équilibres de Nash non linéaires restent difficiles à manipuler d'un point de vue analytique, la littérature fait appel à des simulations numériques. Il pourrait donc être intéressant de comparer l'efficacité de la solution d'équilibre de Nash non linéaire à d'autres arrangements institutionnels, étudiés dans le chapitre IV, pour le problème de pollution de la mer Noire.

D'un point de vue empirique, il pourrait être utile de tester les intuitions fournies dans les chapitres II et III à l'aide de tests économétriques. Le nombre de signataires d'un AEI pourrait être en lien avec la nature de cet AEI. Les caractéristiques testables des AEI peuvent être le type des normes de réduction des émissions (norme uniforme ou normes différenciées), l'existence ou non des instruments incitatifs (transferts) / coercitifs (sanctions commerciales), la flexibilité de l'accord (possibilités de renégociation), etc. En outre, d'autres types de travaux empiriques peuvent s'appliquer à l'étude des AEI. L'efficacité de certains AEI peut se mesurer par le niveau des émissions réalisé avant et après signature. Il existe des travaux de ce type dans la littérature mais ils demeurent peu nombreux à ce jour. Enfin, le modèle du chapitre IV pourrait être enrichi par la prise en compte d'autres secteurs à l'origine de la pollution nutritive dans la partie nord ouest de la mer Noire. Le traitement d'ensemble de données plus riches concernant certains stocks de ressources halieutiques de cette mer pourrait nous permettre d'enrichir nos résultats numériques.

Bibliographie Générale

Bibliographie

- [1] **Adar, Z., Griffin, J.M.** (1976) : “Uncertainty and the choice of pollution control instruments”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 3, 178-188.
- [2] **Admati, A., Perry, M.** (1987) : “Strategic delay in bargaining”, *Review of Economic Studies*, vol. 54, 345-364.
- [3] **Alaouze, C.M.** (1999) : “An Economic Analysis of the Eutrophication Problem of the Barwon and Darling rivers in the New South Wales”, *Australian Economic Papers*, vol. 38, issue 1, 51-63.
- [4] **Amacher, G.S., Malik, A.** (1996) : “Bargaining in environmental regulation and the ideal regulator”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 30, 233-253.
- [5] **Arrow, K.J., Fisher, A.C.** (1974) : “Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility”, *Quarterly Journal of Economics*, vol. 88, 312-319.
- [6] **Arguedas, C., Hamoudi, H.** (2004) : “Controlling pollution with relaxed regulations”, *Journal of Regulatory Economics*, vol. 26, no. 1, 85-104.
- [7] **d’Aspremont, C., Jacquemin, A., Gabszewicz, J.J., Weymark, J.** (1983) : “On the stability of collusive price leadership”, *Canadian Journal of Economics*, vol. 16, 17-25.
- [8] **d’Aspremont, C., Gabszewicz, J.J.** (1986) : “On the stability of collusion”, in G.F. Matthews et J.E. Stiglitz (eds), *New Developments in the Analysis of Market Structure*, Newyork, Macmillan.

- [9] **Aumann, R.J.** (1961) : “The core of a cooperative game without side payments”, *Transaction of the AMS*, 98, 539-552.
- [10] **Bailey, I.** (2003) : **New Environmental Policy Instruments in the European Union, Politics, Economics, and the Implementation of the Packaging Waste Directive**, Ashgate, England.
- [11] **Bansal, S., Gangopadhyay, S.** (2005) : “Incentives for technological development : BAT is bad”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 30, 345-367.
- [12] **Baron, D.P.** (1985) : “Regulation of prices and pollution under incomplete information”, *Journal of Public Economics*, vol. 28, 211-231.
- [13] **Baron, D.P.** (1985) : “Noncooperative regulation of a nonlocalized externality”, *Rand Journal of Economics*, vol. 16, 553-568.
- [14] **Barrett, S.** (1990) : “The problem of global environmental protection”, *Oxford Review of Economic Policy*, vol. 6, 68-79.
- [15] **Barrett, S.** (1994) : “Self-enforcing international environmental agreements”, *Oxford Economic Papers*, vol. 46, 878-894.
- [16] **Barrett, S.** (1997) : “Heterogeneous international environmental agreements”, in Carlo Carraro (ed.) *International Environmental Negotiations : Strategic Policy Issues*, Edward Elgar.
- [17] **Barrett, S.** (1997b) : “The strategy of trade sanction in international environmental agreements”, *Resource and Energy Economics*, vol. 19, 345-361.
- [18] **Barrett, S.** (1998b) : “Political economy of the Kyoto Protocol”, *Oxford Review of Economic Policy*, vol.14, 20-39.
- [19] **Barrett, S.** (2001) : “International cooperation for sale”, *European Economic Review*, vol. 45, 1835-1850.
- [20] **Barrett, S.** (2003) : **Environment and Statecraft, The Strategy of Environmental Treaty-Making**, Oxford University Press.

- [21] **Basar, T., Oldser, G.J.** (1982) : **Dynamic non-cooperative Game Theory**, Academic Press, vol. 160.
- [22] **Batabyal, A.A.** (1995) : “On the design of first best rural wage contracts in perfectly correlated agrarian environments”, Unpublished manuscript, Utah State University.
- [23] **Batabyal, A.A.** (1996) : “An agenda for the design and study of international environmental agreements”, *Ecological Economics*, vol. 19, 3-9.
- [24] **Batabyal, A.A.** (1997) : “Developing countries and environmental protection : the effects of budget balance and pollution ceiling constraints”, *Journal of Development Economics*, 54, 285-305.
- [25] **Baumol, W., Oates, W.** (1988) : **The Theory of Environmental Policy**, Cambridge University Press, Cambridge.
- [26] **Beaumais, O., Chiroleu-Assouline, M.** (2001) : **Economie de l’environnement**, Edition Bréal.
- [27] **Benedick, R.E.** (1991) : **Ozone Diplomacy, New Directions in Safeguarding the Planet**, Harvard University Press, Cambridge.
- [28] **Bernheim, D., Whinston, M.** (1986) : “Common agency”, *Econometrica*, vol. 54, 923-942.
- [29] **Besanko, D.** (1987) : “Performance versus design standards in the regulation of pollution”, *Journal of Public Economics*, vol. 34, 19-44.
- [30] **Besharov, G.** (2002) : “Influence costs in the provision of local public goods”, working paper.
- [31] **Black, J., Levi, M., De Meza, D.** (1993) : “Creating a good atmosphere : minimum participation for tackling the greenhouse effect”, *Economica*, vol. 60, 281-293.

- [32] **Black Sea Environmental Programme (BSEP) (2002) : The State of the Environment of the Black Sea : Pressures and Trends 1996-2000.**
- [33] **Black Sea Environmental Priorities Study (1998) :** National Report of Ukraine, Black Sea Studies, U.N. Publications, New York.
- [34] **Bolton, P., Dewatripoint, M. (2005) : Contract Theory,** the MIT Press, Cambridge.
- [35] **Botteon, M., Carraro, C. (1997) :** “Environmental coalitions with heterogeneous countries : burden-sharing and carbon leakage”, in A. Ulph (ed.) *Environmental Policy, International Agreements and International Trade*, Oxford University Press, Oxford.
- [36] **Boyer, M., Laffont, J-J. (1999) :** “Toward a political theory of the emergence of environmental incentive regulation”, *Rand Journal of Economics*, vol. 30, No. 1, 137-157.
- [37] **Buchner, B., Caparros, A., Tazdait, T. (2005) :** “Green technology transfers and ancillary benefits”, in M.Bothe and E. Rehbinder, *Legal and Economic Implications of Climate Change Negotiations*, Eleven International Publishing.
- [38] **Buchholz, W., Konrad, K.A. (1994) :** “Global environmental problems and the strategic choice of technology”, *Journal of Economics*, vol. 60, no.3, 299-321.
- [39] **Caparros, A., Péreau, J-C., Tazdait, T. (2003) :** “Coalition et accords environnementaux internationaux”, *Revue Française d’Economie*, vol. XVIII, 199-232.
- [40] **Caparros, A., Péreau, J-C., Tazdait, T. (2004) :** “North-south climate change negotiations : a sequential game with asymmetric information”, *Public Choice*, vol. 121, 455-480.
- [41] **Carraro, C., Siniscalco, D. (1992) :** “The international dimension of environmental policy”, *European Economic Review*, vol. 36, 379-387.

- [42] **Carraro, C., Siniscalco, D.** (1993) : “Strategies for the international protection of the environment”, *Journal of Public Economics*, vol. 52, 309-328.
- [43] **Carraro, C., Siniscalco, D.** (1997) : “R&D cooperation and the stability of international environmental agreements”, in Carraro, *International Environmental Agreements : Strategic Policy Issues*, E. Elgar, Cheltenham.
- [44] **Cesar, H., de Zeeuw, A.** (1996) : “Issue linkage in global environmental problems”, in A. Xepapadeas, *Economic Policy for the Environment and Natural Resources*, E. Elgar, Cheltenham.
- [45] **Chander, P., Tulkens, H.** (1991) : “Strategically stable cost sharing in an economic-ecological negotiation process”, chapitre 4 in A. Ulph (ed.), *Environmental Policy, International Agreements and International Trade*, Oxford University Press, Oxford.
- [46] **Chander, P., Tulkens, H.** (1992) : “Theoretical foundations of negotiations and cost sharing in transfrontier pollution problems”, *European Economic Review*, vol. 36, 388-398.
- [47] **Chander, P., Tulkens, H.** (1995) : “A core-theoretic solution for the design of cooperative agreements on transfrontier pollution”, *International Tax and Public Finance*, vol. 2, 279-294.
- [48] **Chander, P., Tulkens, H.** (1997) : “The core of an economy with multilateral environmental externalities”, *International Journal of Game Theory*, vol. 26, 379-401.
- [49] **Chander, P., Tulkens, H., van Ypersele, J-P., Williems, S.** (2002) : “The Kyoto Protocol : an economic and game-theoretic interpretation”, in B.Kristrom, P. Dasgupta and K-G. Lofgren (eds.), *Economic Theory for the Environment, Essays in Honour of Karl-Goran Maler*, Edward Elgar, Cheltenham.

- [50] **Chander, P., Tulkens, H.** (2006) : “Cooperation, stability and self-enforcement in international environmental agreements : a conceptual discussion”, *Core Discussion Paper* no. 2006/03.
- [51] **Chang, H.F.** (1997) : “Carrots, sticks and international externalities”, *International Review of Law and Economics*, vol. 17, 309-324.
- [52] **Chen, Z.** (1997) : “Negotiating an agreement on global warming : a theoretical analysis”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 32, 170-188.
- [53] **Coase, R.M.** (1960) : “The problem of social cost”, *Journal of Law and Economics*, vol.3, 1-44.
- [54] **Cociasu, A., Petranu, A., Mihnea, P.E.** (1997) : “Ecological Indicators of the Romanian Coastal Waters”, Black Sea Pollution Assessment, U.N. Publications, New York.
- [55] **Commission des Communautés Européennes** (2000) : Communication de la Commission au Conseil et au Parlement Européen : “concilier nos besoins et nos responsabilités en intégrant les questions d’environnement dans la politique économique”, COM (2000) 576 final, Bruxelles.
- [56] **Commission of the European Communities** (2001) : “Environmental Cooperation in the Danube-Black Sea Region”, Communication from the Commission.
- [57] **Commission of the Protection of the Black Sea Against Pollution** (2001) : Implementation of the Strategic Action Plan for the Rehabilitation and Protection of the Black Sea, 1996-2001.
- [58] **Compte, O., Jéhiel, P.** (1997) : “International negotiations and dispute resolution mechanisms : the case of environmental negotiations”, in Carlo Carraro (ed.) *International Environmental Negotiations : Strategic Policy Issues*, Edward Elgar.

- [59] **Conconi, P., Perroni, C.** (2002) : “Issue linkage and issue tie-in in multilateral negotiations”, *Journal of International Economics*, vol. 57, 423-447.
- [60] **Copeland, B., Taylor, S.** (2005) : “Free trade and global warming : a trade theory view of the Kyoto protocol”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 49, 205-234.
- [61] **Cramton, P.** (1992) : “Strategic delay in bargaining with two-sided uncertainty”, *Review of Economic Studies*, vol. 59, 205-225.
- [62] **Danube Pollution Reduction Programme** (1998) : National Reviews : Romania, Technical Report.
- [63] **Danube Pollution Reduction Programme** (1998) : National Reviews : Ukraine, Project Files.
- [64] **Danube Pollution Reduction Programme** (1999) : Causes and Effects of Eutrophication in the Black Sea, Summary Report.
- [65] **Dasgupta, P.S., Heal, G.** (1979) : **Economic Theory and Exhaustible Resources**, Cambridge University Press, Cambridge.
- [66] **David, M.** (2004) : Economie des Approches Volontaires dans les Politiques Environnementales en Concurrence et Coopération Imparfaites, Thèse soutenue à l'Ecole Polytechnique.
- [67] **Demsetz, H.** (1967) : “Toward a theory of property rights”, *American Economic Review*, vol. 57, no. 2, 347-359.
- [68] **Demski, J., Sappington, D.** (1987) : “Hierarchical regulatory control”, *Rand Journal of Economics*, vol. 18, 369-383.
- [69] **Dietz, F.J., Vollebergh, H.R.J.** (1999) : “Explaining instrument choice in environmental policies”, in Handbook of Environmental and Resource Economics, ed. Jeroen C.J.M. van den Bergh, Edward Elgar.

- [70] **Dockner, E.J., Long, N.V.** (1993) : “International pollution control : cooperative versus noncooperative strategies”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 24, 13-29.
- [71] **Donsimoni, M.P., Economides, N.S., Polemarchakis, H.M.** (1986) : “Stable cartels”, *International Economic Review*, vol. 27, 317-327.
- [72] **Eckert, H.** (2003) : “Negotiating environmental agreements : Regional or federal authority”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 46, 1-24.
- [73] **Egteren, H., Tang, J.** (1997) : “Maximum victim benefit : a fair division process in transboundary pollution problems”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 10, 363-386.
- [74] **Elofsson, K.** (2003) : “Policies for Interactive Water Pollutants”, Paper Prepared for 2003 Annual Conference of European Association of Environmental and Resource Economics (EAERE).
- [75] **Eyckmans, J.** (1997) : “Nash implementation of a proportional solution to international pollution control problems”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 33, 314-330.
- [76] **Eyckmans, J.** (1999) : “Strategy proof uniform effort sharing schemes for trans-frontier pollution problems”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 14, 165-189.
- [77] **Eyckmans, J., Tulkens, H.** (2003) : “Simulating coalitionally stable burden sharing agreements for the climate change”, *Resource and Energy Economics*, vol. 25, 299-327.
- [78] **Feenstra, T., Kort, P.M., de Zeeuw, A.** (2001) : “Environmental policy instruments in an international duopoly with feedback investment strategies”, *Journal of Economic Dynamics and Control*, vol. 25, 1665-1687.
- [79] **Fernandez, L.** (2002) : “Trade’s dynamic solutions to transboundary pollution”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 43, 386-411.

- [80] **Finus, M., Rundshagen, B.** (1998) : “Toward a positive theory of coalition formation and endogenous instrumental choice in global pollution control”, *Public Choice*, vol. 96, Nos. 1-2, 145-186.
- [81] **Finus, M.** (2001) : “Bargaining over a uniform emission reduction quota and a uniform emission tax”, *Game Theory and International Environmental Cooperation*, Edwar Elgar.
- [82] **Folmer, H., van Mouche, P., Ragland, S.** (1993) : “Interconnected games and international environmental problems”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 3, 313-335.
- [83] **Fudenberg, D., Tirole, J.** (1991) : **Game Theory**, MIT Press, Cambridge.
- [84] **de la Fuente, A.** (2000) : **Mathematical Methods and Models for Economists**, Cambridge University Press, Cambridge.
- [85] **Funaki, Y., Yamato, T.** (1999) : “The core of an economy with a common pool resource”, *International Journal of Game Theory*, vol. 28, 157-171.
- [86] **Gal-Or, E.** (1991) : “A common agency with incomplete information”, *Rand Journal of Economics*, vol. 22, 274-286.
- [87] **Germain, M., Tulkens, H., de Zeeuw, A.** (1998) : “Stabilité stratégique en matière de pollution internationale avec effet de stock : le cas linéaire”, *Revue Economique*, vol. 49/6, 1435-1454.
- [88] **Germain, M., Toint, P., Tulkens, H., de Zeeuw, A.** (2003) : “Transfers to sustain dynamic core-theoretic cooperation in international stock pollutant control”, *Journal of Economic Dynamics & Control*, vol. 28, 79-99.
- [89] **Gersbach, H., Glazer, A.** (1999) : “Markets and regulatory hold-up problems”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 37, 151-164.
- [90] **Gillies, D.B** (1953) : Some theorems on n-person games, PhD dissertation, Department of Mathematics, Princeton University.

- [91] **Golombek, R., Hoel, M.** (2006) : “Second-best climate agreements and technology policy”, *Advances in Economic Analysis & Policy*, vol. 6, issue 1, 1-27.
- [92] **Gren, I.M.**, (2001) : “International versus national actions against nitrogen pollution of the Baltic sea”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 20, 41-59.
- [93] **Gren, I.M, Folmer, H.** (2003) : “Cooperation with respect to cleaning of an international water body with stochastic environmental damage : the case of the Baltic sea”, *Ecological Economics*, vol. 47, 33-42.
- [94] **Grossman, S.J., Hart, O.D.** (1986) : “The costs and benefits of ownership : a theory of vertical and lateral integration”, *Journal of Political Economy*, vol. 94, no. 4, 692-719.
- [95] **Hall, B.H., Khan, B.** (2003) : “Adoption of new technology”, Paper E03’330, Institute of Business and Economic Research, Department of Economics UCB.
- [96] **Hardin, G.** (1968) : “The tragedy of the commons”, *Science*, no. 162, 1243-1248.
- [97] **Harsanyi, J.C.** (1977) : **Rational Behavior and Bargaining Equilibrium in Games and Social Situations**, Cambridge University Press.
- [98] **Harstad, B.** (2005) : “Harmonization and side payments in political cooperation”, working paper.
- [99] **Hart, S., Kurz, M.** (1983) : “Endogenous formation of coalitions”, *Econometrica*, vol. 51, 1047-1067.
- [100] **Hauer, G., Runge, C.F.** (1999) : “Trade-environment linkages in the resolution of transboundary externalities”, *The World Economy*, vol. 22, 25-39.
- [101] **Heal, G.** (1992) : “International negotiations on emission control”, *Structural Change and Economic Dynamics*, vol. 3, 223-240.
- [102] **Heal, G.** (1994) : “Formation of international agreements”, in C.Carraro (ed.), *Trade, Innovation, Dordrecht*, Kluwer Academic Press.

- [103] **Helfand, G.E.** (1991) : “Standards versus standards : the effects of different pollution restrictions”, *American Economic Review*, vol. 81 :3, 622-634.
- [104] **Helfand, G.E.** (1999) : “Standards versus taxes in pollution control”, in Handbook of Environmental and Resource Economics, ed. Jeroen C.J.M. van den Bergh, Edward Elgar.
- [105] **Helm, C.** (2001) : “On the existence of a cooperative solution for a coalitional game with externalities”, *International Journal of Game Theory*, vol. 30, 141-146.
- [106] **Henry, C.** (1974) : “Investment decisions under uncertainty : the irreversibility effect”, *American Economic Review*, vol. 64, 1006-1012.
- [107] **Heyes, A., Simons, K.L.** (2003) : *Should regulators be allowed to tailor standards ?*, working paper.
- [108] **Hoel, M.** (1991) : “Global environmental problems : the effects of unilateral actions taken by one country”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 20, 55-70.
- [109] **Hoel, M.** (1992) : “International environment conventions : the case of uniform reductions of emissions”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 2, 141-159.
- [110] **Hoel, M.** (1994) : “Efficient climate policy in the presence of free riders”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 27, 259-274.
- [111] **IMF External Publications**, (2003) : Romania : Selected Issues and Statistical Appendix, Series Country Report 03/12.
- [112] **IMF External Publications**, (2001) : Ukraine : Statistical Appendix, Country Report 01/28.
- [113] **Jaffe, A., Stavins, R.N.** (1995) : “Dynamic Incentives of Environmental Regulation : The Effects of Alternative Policy Instruments on Technology Diffusion”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 29, 43-63.

- [114] **Jaffe, A., Newell, R.G., Stavins, R.N.** (2002) : “Environmental policy and technological change”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 22, 41-69.
- [115] **Jéhiel, P.** (1997) : “Bargaining between benevolent jurisdictions or when delegation induces inefficiencies”, *Journal of Public Economics*, vol. 65, 61-74.
- [116] **Kaitala, V., Pohjola, M., Tahvonen, O.** (1992a) : “An economic analysis of transboundary air pollution between Finland and the Soviet Union”, *Scandinavian Journal of Economics*, 94 (3), 409-424.
- [117] **Kaitala, V., Pohjola, M., Tahvonen, O.** (1992b) : “Transboundary air pollution and soil acidification : a dynamic analysis of an acid rain game between Finland and the USRR”, *Environmental and Resource Economics*, 2, 161-181.
- [118] **Kaitala, V., Maler, K-G., Tulkens, H.** (1995) : “The acid rain game as a resource allocation process with an application to the international cooperation among Finland, Russia and Estonia”, *Scandinavian Journal of Economics*, 97 (2), 325-343.
- [119] **Kampas, A., White, B.** (2003) : “Selecting permit allocation rules for agricultural pollution control : a bargaining solution”, *Ecological Economics*, vol. 47, 135-147.
- [120] **Karp, L.** (1992) : “Social welfare in a common property oligopoly”, *International Economic Review*, vol. 33, no. 2, 353-372.
- [121] **Kirchgassner, G., Mohr, E.** (1996) : “Trade restrictions as viable means of enforcing compliance with international environmental law : an economic assessment”, in Wolfrum, R. (ed.), *Enforcing Environmental Standards : Economic Mechanisms as Viable Means?*, Berlin, Springer.
- [122] **Klein, B., Crawford, R.G., Alchian, A.A.** (1978) : “Vertical integration, appropriable rents, and the competitive contracting process”, *Journal of Law and Economics*, vol. 21, no. 2, 297-326.

- [123] **Knowler, D., Barbier, E.B., Strand, I.** (2002) : “An open-access model of fisheries and nutrient enrichment in the Black sea”, *Marine Resource Economics*, 16(3), 195-217.
- [124] **Knowler, D.** (2005) : “Reassessing the Costs of Biological Invasion : Mnemiopsis Leidy in the Black Sea”, *Ecological Economics*, vol. 52, 187-199.
- [125] **Kofman, F., Lawarree, J.** (1993) : “Collusion in hierachial agency”, *Econometrica*, vol. 61, 629-656.
- [126] **Kolstad, C.** (2005) : “Piercing the veil of uncertainty in transboundary pollution agreements”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 31, 21-34.
- [127] **Kossioris, G., Plexoysakis, M., Xepapadeas, A., De Zeeuw, A., Maler, K-G.** (2006) : “Feedback Nash equilibria for non-linear differential games in pollution control”, Papier présenté au Troisième Congrès Mondial des Economistes de l’Environnement, 3-7 Juillet, Kyoto.
- [128] **Kroll, S., Mason, C., Shogren, J.** (1998) : “Environmental conflicts and interconnected games : an experimental note on institutional design”, in N. Hanley et H. Folmer (eds), *Game Theory and the Environment*, Edward Elgar, London.
- [129] **Kverndokk, S.** (1993) : “Global CO₂ agreements : a cost-effective approach”, *The Energy Journal*, vol. 14/2, 91-112.
- [130] **Kydland, F.E., Prescott, E.C.** (1977) : “Rules rather than discretion : the inconsistency of optimal plans”, *Journal of Political Economy*, vol. 85, 473-491.
- [131] **Laffont, J-J., Martimort, D.** (2002) : **The Theory of Incentives, The Principal-Agent Model**, Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- [132] **Laffont, J.J., Martimort, D.** (2005) : “The design of transnational public good mechanisms for developing countries”, *Journal of Public Economics*, vol. 89, n. 2, 159-196.
- [133] **Larson, B.A., Tobey, J.A.** (1994) : “Uncertain climate change and the international policy response”, *Ecological Economics*, vol. 11, 77-84.

- [134] **Lee, T.** (2001) : “Effects of technology transfers on the provision of public goods”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 18, 193-218.
- [135] **List, J.A., Mason, C.F.** (2001) : “Optimal institutional arrangements for trans-boundary pollutants in a second-best world : evidence from a differential game with asymmetric players”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 42, 277-296.
- [136] **Luken, R., Grof, T.** (2006) : “The Montreal Protocol’s multilateral fund and sustainable development”, *Ecological Economics*, vol. 56, issue 2, 241-255.
- [137] **Maler, K-G.** (1989) : “The acid rain game”, in H.Folmer&E.van Ierland (eds.), *Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics*, Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- [138] **Maler, K.G.** (1990) : “International environmental problems”, *Oxford Review of Economic Policy*, vol. 6, No. 1, 80-108.
- [139] **Maler, K-G., de Zeeuw, A.** (1998) : “The acid rain differential game”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 12, 167-184.
- [140] **Manzini, P., Mariotti, M.** (2003) : “A bargaining model of voluntary environmental agreements”, *Journal of Public Economics*, vol. 87, 2725-2736.
- [141] **Markusen, J.** (1975) : “Cooperative control of international pollution and common property resources”, *Quarterly Journal of Economics*, vol. 89, 618-632.
- [142] **Mas-Colell, A., Whinston, M.D., Green, J.R.** (1995) : **Microeconomic Theory**, Oxford University Press, New York.
- [143] **Mason, C.F., Polasky, S.** (1997) : “The optimal number of firms in the commons : a dynamic approach”, *Canadian Journal of Economics*, vol. 30, no. 46, 1143-1160.
- [144] **Mason, C.F., Polasky, S.** (2002) : “Strategic preemption in a common property resource : a continuous time approach”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 23, 255-278.

- [145] **McLaren, J.** (1997) : “Size, sunk costs, and Judge Bowker’s objection to free trade”, *The American Economic Review*, vol. 87, no. 3, 400-420.
- [146] **Mee, D. Laurence** (2002) : **How to Save the Black Sea**, Your Guide to the Black Sea Strategic Action Plan.
- [147] **Millock, K.** (2002) : “Technology transfers in the clean development mechanism - an incentives issue”, *Environment and Development Economics*, vol. 7, 449-466.
- [148] **Missfeldt, F.** (1999) : “Game theoretic modelling of transboundary pollution”, *Journal of Economic Surveys*, vol. 13, no. 3, 287-321.
- [149] **Mohr, E., Thomas, J.** (1998) : “Pooling sovereign risks : the case of environmental treaties and international debt”, *Journal of Development Economics*, vol. 55/1, 153-169.
- [150] **Moulin, H.** (1981) : **Théorie des Jeux pour l’Economie et la Politique**, Paris, Hermann.
- [151] **Moulin, H.** (1994) : “Serial cost sharing of excludable public goods”, *Review of Economic Studies*, vol. 55, 936-976.
- [152] **Muuls, M.** (2004) : “The dynamic effect of investment on bargaining positions. Is there a hold-up problem in international agreements on climate change?”, working paper.
- [153] **Nash, J.F.** (1950) : “The bargaining problem”, *Econometrica*, vol. 18, 155-162.
- [154] **Nordhaus, W.** (1991) : “To slow or not to slow : the economics of the greenhouse effect”, *Economic Journal*, vol. 101, 920-937.
- [155] **Nordhaus, W., Boyer, J.** (2000) : **Warming the World : Economic Modeling of Global Warming**, MIT Press, Cambridge.
- [156] **OCDE** (1992) : Politiques de l’Environnement en Turquie.
- [157] **OCDE** (1999) : Examens des Performances Environnementales TURQUIE.

- [158] **OECD Workshop on Multilateral Environmental Agreements and Private Investment** (2005) : Multilateral environmental agreements and private investment : workshop proceedings and key messages, Helsinki.
- [159] **Osborne, M.J., Rubinstein, A.** (1994) : **A Course in Game Theory**, The MIT Press, Cambridge.
- [160] **Ostrom, E.** (1990) : **Governing the Commons**, Cambridge University Press, Cambridge.
- [161] **Panagariya, A., Rodrik, D.** (1993) : “Political-economy arguments for a uniform tariff”, *International Economic Review*, vol. 34 (3), 685-703.
- [162] **Péreau, J.-C., Tazdait, T.** (2001) : “Cooperation and unilateral commitment in the presence of global environmental problems”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 20, 225-239.
- [163] **Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J., Common, M.** (2003) : **Natural Resource and Environmental Economics**, Third Edition Pearson Education Limited.
- [164] **Petrakis, E., Xepapadeas, A.** (1996) : “Environmental consciousness and moral hazard in international agreements to protect the environment”, *Journal of Public Economics*, vol. 60, 95-110.
- [165] **Ploeg, van der F., de Zeeuw, A.** (1992) : “International aspects of pollution control”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 2, 117-139.
- [166] **Rotillon, G., Tazdait, T.** (1996) : “International bargaining in the presence of global environmental change”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 8, 293-314.
- [167] **Rotillon, G., Tazdait, T., Zeghni, S.** (1996b) : “Bilateral or multilateral bargaining in the face of global environmental change”, *Ecological Economics*, vol. 18, 177-187.

- [168] **Rotillon, G.** (2002) : **Régulation Environnementale - Jeux, Coalitions, Contrats**, Economica, Paris.
- [169] **Rubinstein, A.** (1982) : “Perfect equilibrium in a bargaining model”, *Econometrica*, vol. 50, 97-109.
- [170] **Samuelson, P.A.** (1954) : “The pure theory of public expenditure”, *Review of Economics and Statistics*, vol.36, 387-389.
- [171] **Sanchirico, J.N., Wilen, J.E.** (1999) : “Bioeconomics of spatial exploitation in a patchy environment”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 37, 129-150.
- [172] **Saving the Black Sea**, (2002) : Official Newsletter of the Black Sea Environmental Programme, Issue 7.
- [173] **Schelling, T.C.** (1960) : **The Strategy of Conflict**, Harvard University Press, Cambridge.
- [174] **Schelling, T.C.** (1992) : “Some economics of global warming”, *American Economic Review*, vol. 82, 1-14.
- [175] **Schmidt, C.** (2001) : “Incentives for international environmental cooperation : theoretical models and economic instruments”, *International Environmental Economics*, A survey of the Issues, Edited by G.G. Schulze and H.W. Ursprung, Oxford University Press.
- [176] **Skea, J.** (2000) : “Environmental technology”, in *Principles of Environmental and Resource Economics*, A guide for students and decisions makers, Folmer H. and Gabel H.L., Edward Elgar.
- [177] **Snidal, D.** (1985) : “Coordination versus prisoners’ dilemma : implications for international cooperation and regimes”, *American Political Science Review*, vol. 79, 923-942.

- [178] **Sutton, J.** (1991) : **Sunk Costs and Market Structure, Price competition, advertising, and the evolution of concentration**, The MIT Press, Cambridge.
- [179] **Tahvonen, O., Kaitala, V., Pohjola, M.** (1993) : “A Finnish-Soviet acid rain game : Noncooperative equilibria, cost efficiency and sulphur agreements”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 24, 87-99.
- [180] **Tirole, J.** (1986) : “Hierarchies and bureaucracies : on the role of collusion in organizations”, *Journal of Law Economics and Organization*, vol. 2, 181-214.
- [181] **Tirole, J.** (1988) : **The Theory of Industrial Organization**, The MIT Press, Cambridge.
- [182] **Tirole, J.** (1993) : **Théorie de l’Organisation Industrielle**, Tome I, Collection “Economie et Statistiques Avancées”, Economica.
- [183] **Tubiana, L.** (2000) : “Environnement et développement durable : l’enjeu pour la France”, Rapport au Premier Ministre, La Documentation Française.
- [184] **Tulkens, H.** (1979) : “An economic model of international negotiations relating to transfrontier pollution”, chapitre 16 in K. Krippendorff (ed.), *Communication and Control in Society*, Gordon and Breach Science Publishers, New York.
- [185] **Tsutsui, S., Mino, K.** (1990) : “Nonlinear strategies in dynamic duopolistic competition with sticky prices”, *Journal of Economic Theory*, vol. 52, 136-161.
- [186] **Wagner, U.J.** (2001) : “The design of stable international environmental agreements : economic theory and political economy”, *Journal of Economic Surveys*, vol. 15, no.3, 377-411.
- [187] **Wallner, K.** (2003) : “Specific investments and the EU enlargement”, *Journal of Public Economics*, vol. 87, 867-882.
- [188] **Weitzman, M.L.** (1974) : “Prices vs. quantities”, *Review of Economic Studies*, vol. 41, 477-491.

- [189] **Welsch, H.** (1992) : “Equity and efficiency in international CO₂ agreements”, in E.Hope et S.Strom (eds.), *Energy Markets and Environmental Issues : a European Perspective*, Proceedings of a German-Norwegian Energy Conference, Bergen, 5-7 Juin 1991, Oslo :Scandinavian University Press, ch.12.
- [190] **Zaitsev, Yu.P., Alexandrov, B.G., Berlinsky, N.A.** (2002) : *Europe’s Biodiversity, Seas Around Europe, the Black Sea*, European Environment Agency.

Ressources sur Internet :

Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis (1996) :

www.grid.unep.ch/bsein/tda.main.htm

Black Sea Environmental Programme (BSEP) :

www.blacksea-environment.org

Food and Agricultural Organization :

www.fao.org

International Commission for the Protection of the Danube River :

www.icpdr.org

Table des matières

Introduction Générale	1
1 Les Problèmes de Pollutions Transfrontalières et la Nature des Accords Environnementaux Internationaux	14
1.1 Introduction	15
17	
1.2.1 Processus de Négociation des Accords Environnementaux Internationaux	19
1.2.2 Obligations de Base des Accords Environnementaux Internationaux	23
30	
1.3 La Structure de la Coopération Environnementale Internationale	35
36	
1.3.2 Revue de la Littérature Théorique sur l'Efficacité des Différents Accords Environnementaux Internationaux	44
1.4 Evaluations Empiriques des Problèmes de Pollutions Transfrontalières	53
1.4.1 L'approche par les Jeux Différentiels	53
1.4.2 D'autres approches	62
1.5 Conclusion	65
2 Les Négociations Environnementales Internationales : Norme Unifor-	67
me et Normes Différenciées	

68

2.2	Pays Asymétriques : Absence de Coût Fixe	74
2.2.1	Cadre du Modèle	74
2.2.2	Le jeu non coopératif des pays	77
2.2.3	La coopération : accord de norme uniforme avec transferts et accord de normes différenciées sans transfert	79
2.3	Pays Symétriques (avec des coûts fixes)	108
2.3.1	Cadre du modèle	108
2.3.2	Le jeu non coopératif des pays	111
2.3.3	La coopération : accords de norme uniforme sans transfert (U) (action réciproque)	111
2.3.4	La coopération : accord de normes différenciées avec transferts (DT) (action unilatérale)	112
2.3.5	Comparaison des niveaux des normes de dépollution des pays	114
2.3.6	La comparaison des niveaux de bien-être des pays	116
2.4	Conclusion	118

3 Design des Accords Environnementaux Internationaux et les Investissements Privés dans les Technologies de Dépollution dans un Contexte de Pollution Transfrontalière 135

3.1	Introduction	136
3.2	Cadre du Modèle	143
3.2.1	Les Agents dans l'Economie	144
3.2.2	Le Déroulement du Jeu	147
3.2.3	Résolution à Rebours	152
3.3	Description et Résultats du Jeu	153
3.3.1	Etape 3 : Négociation des niveaux effectifs des normes	153
3.3.2	Etape 2 : Décision d'investissement en fonction du type d'AEI	161

3.3.3	Etape 1 : Choix optimal du type d'AEI annoncé	174
3.4	Une Illustration Numérique : Cas Quadratique	183
3.5	Conclusion	188
4	La Pollution de la Mer Noire : Comparaison des Arrangements Ins-	
	titutionnels	211
4.1	Introduction	212
		218
4.3	Cadre du Modèle	221
4.4	La Caractérisation des Equilibres	227
4.4.1	Le jeu non coopératif	228
4.4.2	La politique de norme d'émissions uniforme	230
4.4.3	Le résultat de premier rang	231
4.4.4	La politique commune proposée par la Commission de la Mer Noire et la Commission Internationale sur la Protection de la Rivière Danube	232
4.4.5	Les normes d'émissions par habitant	233
4.5	La Calibration du Modèle	234
4.6	Les Résultats Numériques et Analyses de Sensibilité	238
4.6.1	Analyses de sensibilité	239
4.6.2	Evolution du stock de pollution et des émissions	244
4.6.3	Commentaires	247
4.7	Conclusion	251
	Conclusion Générale	270
	Bibliographie Générale	279