

Politiques d'environnement et relations internationales *Séminaire de DEA*

Sébastien Rouillon

Mars 2000

1 Introduction

On s'intéresse au transport des polluants entre pays *par des moyens naturels*. Ceci introduit la problématique des pollutions transfrontières. Elle n'implique pas nécessairement que les pays entretiennent des relations commerciales, puisque, par définition, la diffusion de la pollution utilise un réseau naturel. Pour cette raison, l'analyse des problèmes de pollutions transfrontières peut se faire, en première approche, en négligeant les échanges de biens entre pays, afin de se concentrer sur les échanges involontaires de polluants.

Les pollutions transfrontières font que le bien-être des pays devient interdépendant. Ceci traduit la présence d'une externalité internationale, qu'il convient de gérer correctement. Mais, contrairement aux situations de pollutions intra-nationales, le fait notable est qu'aucune instance internationale n'a le pouvoir de réglementer les comportements de pays autonomes. Ainsi, ce conflit d'intérêts ne peut être résolu que si les pays concernés s'impliquent volontairement dans une démarche coopérative, par laquelle ils s'efforcent de promouvoir l'intérêt collectif.

2 Classification des pollutions transfrontières

La littérature économique fournit deux typologies des pollutions transfrontières. La première repose sur le mode de diffusion des polluants à travers les frontières (Russel & Landsberg [1971]). La seconde distingue plusieurs situations en fonction du nombre de pollueurs et de victimes (Måler [1990]).

2.1 Typologie fondée sur le véhicule des pollutions transfrontières

On peut chercher à distinguer plusieurs types de relations de pollutions transfrontières selon le "véhicule" de celle-ci. Cette première typologie a été initialement proposée par Russel & Landsberg [1971].

Il y a d'abord les *relations physiques*, où un polluant émanant d'une activité économique nationale traverse les frontières selon un véhicule naturelle. Ce cas de figure regroupe les exemples les plus nombreux. Dans le cas des pluies acides, le responsable est le vent. Dans le cas de la pollution d'un fleuve partagé, c'est l'eau et le courant. Dans l'accroissement de l'effet de serre, le responsable est la haute atmosphère et les cycles bio-géo-chimiques des gaz à effet de serre.

Il existe aussi des *relations non physiques*. Il s'agit des cas où une population se sent concernée par les agissements d'un autre pays, comme par exemple la destruction de la forêt amazonienne, l'extermination d'une espèce animale...

Ces deux premiers cas coïncident avec ce que Baumol et Oates [1988] ont appelé des externalités "non transférables".

Un troisième type de relation environnementale internationale réside dans le *transport des polluants par les hommes*. Ce type s'apparente aux externalités "transférables" de la typologie proposée par Baumol et Oates. Quoique moins courants, des exemples de telles pollutions existent. Il s'agira généralement de déchets dont le pays producteur se débarrasse chez un voisin en les exportant. Les effets secondaires des mesures mises en place en Suisse concernant la collecte des ordures ménagères donnent un premier exemple. Par voie réglementaire, les ménages suisses sont contraints d'utiliser des sacs plastiques "conventionnés", plus chers que les autres, faute de quoi leurs déchets ne sont pas collectés par les services publics. Certains ménages limitrophes des pays voisins ont trouvé un parade à ce système, en déposant leurs ordures à l'étranger. Ici, l'externalité est très claire, puisque les ménages fautifs n'acquittent aucune redevance pour rémunérer les services de collecte des ordures ménagères à l'étranger.

Mais, il existe d'autres cas où l'externalité s'avère plus floue, comme, par exemple, les usines de retraitements des déchets nucléaires qui acceptent aussi bien les produits domestiques qu'étrangers. Même si le pays exportateur de déchets toxiques s'acquitte d'un droit pour ce geste, la probabilité est forte que l'entreprise importatrice ne facture que le coût privé de la gestion de ces déchets, laissant de côté les risques écologiques qu'elle fait courir du fait du transport et du stockage des déchets. Alors le pays récepteur est victime d'une externalité transfrontière.

Russel & Landsberg isolent une dernière classe d'externalité internationale, les *effets économiques secondaires* des politiques environnementale. Ils s'expliquent par le fait que toute politique environnementale nationale s'insère dans le contexte international de compétition commerciale et implique un coût économique pour le pays. Cette catégorie s'apparente à ce que Baumol et Oates ont appelé les pseudo-externalités, ou externalités pécuniaires. Elle renvoie en fait à la question de l'interaction entre les politiques d'environnement et le commerce international ; à ce titre, elle ne devrait pas être considérée comme une forme de pollution transfrontière.

2.2 Typologie fondée sur le nombre de pays pollueurs et pollués

Une autre classification des problèmes de pollutions transfrontières est le fait de Mäler [1990]. Elle repose sur le nombre de parties causant et souffrant du problème. Elle se justifie par l'analyse économique des problèmes d'incitation. En effet, selon la catégorie à laquelle se rapporte le problème rencontré, des différences sensibles risquent d'apparaître quant aux difficultés rencontrées et aux instruments qu'il convient d'employer.

La première catégorie recense les *externalités à sens unique* : il s'agit d'un cas de pollution transfrontière où la nuisance, produite par une ou plusieurs source(s), porte atteinte à un ou plusieurs *autre(s)* pays. Ces externalités unidirectionnelles se scindent en trois groupes :

1. le cas un-contre-un, où un pays en aval émet un polluant qui gêne le pays en amont. L'exemple le plus fréquent dans la littérature est celui de deux pays partageant un même fleuve. Le pays en amont y rejette ses déchets industriels et l'autre en supporte les conséquences. Le théorème de Coase prédit qu'une solution optimale peut être obtenue, quelque soit le pays détenant le droit de propriété sur le fleuve ;
2. le cas plein-contre-un, où plusieurs sources déversent un polluant chez un pays victime. Les conclusions précédentes restent valables. Mais, l'existence de plusieurs sources fait apparaître un problème supplémentaire, celui de la répartition de l'effort de dépollution recherché au moindre coût entre les sources (redistribution, asymétries et manipulations d'information) ;
3. le cas un-contre-plein, où une unique source pollue de nombreux pays. Ce cas est presque identique au premier, à ceci près que l'existence de plusieurs victimes incitent à adopter un comportement de "Free-Rider" si le financement des mesures de lutte contre la pollution exige leur participation.

Le second type concerne les externalités régionales réciproques. Tous les pays d'une même région sont à la fois victimes et sources du problème environnemental. On peut illustrer ce cas par le problème des pluies acides en Europe, où chaque pays importe et exporte du dioxyde de soufre et des oxydes d'azote. Dans ce cas, chaque pays prend des mesures pour limiter ses émissions propres et contribue, à son insu, à l'amélioration de la situation de ses voisins. Mais, il n'est pas question ici d'une action altruiste, le pays ne faisant que maximiser son bien-être sans tenir compte des effets transfrontières de sa pollution. La politique efficiente, qui ramène les externalités régionales réciproques à un niveau souhaitable du point de vue de l'ensemble de la région, sera confrontée simultanément aux deux inconvénients déjà cités ci-dessus, à savoir les incitations au "Free-Riding" et l'efficacité de la distribution des efforts de dépollution.

Le dernier cas, assez proche, traite des problèmes environnementaux globaux. Il comporte trois sous-ensembles :

1. quelques pays sont pollueurs mais la plupart en souffrent. La chasse à la baleine, interdite par certains gouvernements, reste autorisée ailleurs (Japon...). La déforestation de la forêt amazonienne en est un autre exemple ;
2. la plupart des pays participe au problème écologique mais quelques uns seulement en sont victimes ;
3. tous les pays contribuent au problème écologique et tous en sont victimes. Les exemples sont ici le réchauffement de la planète et la disparition de la couche d'ozone.

Les remarques faites pour les externalités régionales réciproques s'appliquent à cette dernière catégorie. Mais, les difficultés qui risquent de se poser seront plus aiguës pour les problèmes écologiques globaux. Comme la contribution de chaque pays au dommage mondial est négligeable, les nuisances dépendent avant tout des émissions mondiales agrégées. Unilatéralement, les pays se sentent donc impuissants à solutionner le problème, si bien que le besoin d'une solution négociée et coopérative est d'autant plus grand.

3 Analyse des pollutions transfrontières

3.1 Le modèle de base

Le modèle économique décrit ici reprend, à peu de choses près, la formalisation générale et synthétique de Tulkens [1997].

Un ensemble N de pays, indicés $i = 1, 2, \dots, n$, utilise l'environnement comme facteur de production et comme réceptacle pour ses déchets. E_i représente l'émission de polluants par le pays i . Sa production de biens de consommation privés est $y_i = f_i(E_i)$. Nous supposons que $f'_i(\cdot) > 0$ et $f''_i(\cdot) < 0$ tant que $E_i < \bar{E}_i$, et que $f'_i(\cdot) = 0$ ensuite.

La pollution ambiante du pays i , notée z_i , s'écrit $z_i = g_i(E_i, E_{-i})$. Elle dépend des émissions de i , du vecteur des émissions des autres pays pollueurs, E_{-i} , et du mécanisme de diffusion des polluants, représenté par la fonction de transfert $g_i(\cdot)$. Cette dernière est non décroissante par rapport à chacun de ses arguments.

Remarque : le nombre de pays N et la forme de la fonction $g_i(\cdot)$ sont au coeur de la classification de Måler présentée ci dessus.

La fonction d'utilité collective $v_i(x_i, z_i)$ caractérise la préférence nationale entre la consommation du bien final, x_i , et la pollution ambiante, z_i . Il est commode de supposer que la fonction $v_i(\cdot)$ est additivement séparable et a pour forme : $v_i(x_i, z_i) = x_i - d_i(z_i)$. L'utilité est alors la différence entre le revenu national et le dommage environnemental. La fonction de dommage $d_i(\cdot)$ est supposée croissante et convexe. Le rapport $-\partial v_i(\cdot)/\partial z_i / \partial v_i(\cdot)/\partial x_i = d'_i(\cdot)$ exprime la propension marginale à payer, en termes de biens privés, pour le bien environnemental.

La littérature économique sur la coordination internationale des politiques environnementales utilise souvent une autre formulation de ce modèle. Il est alors question de coût et de bénéfice de la réduction des émissions (ou, ce qui est équivalent, de la dépollution). En fait, cette formalisation découle du modèle posé ci-dessus (ou d'un modèle semblable), comme on peut le montrer.

En l'absence de limitation des émissions, les producteurs du pays i maximisent leur profit, sachant que, par hypothèse, les émissions sont gratuites. Si le bien final est numéraire, le profit s'écrit $\pi_i = f_i(E_i)$, et l'optimum est atteint pour $f'_i(\cdot) = 0$. Il s'ensuit que l'équilibre de marché, en l'absence de mesures environnementales restrictives, implique d'émettre une quantité \bar{E}_i . La production nationale correspondante est $\bar{y}_i = f_i(\bar{E}_i)$.

Supposons maintenant que les émissions soient plafonnées, de façon autoritaire, à $E_i < \bar{E}_i$. Soit $q_i = \bar{E}_i - E_i$ le niveau de dépollution ainsi choisi. Le coût de l'application d'une telle mesure, indépendamment de son incidence bénéfique sur l'environnement, se traduit par une baisse de la production nationale de $f_i(\bar{E}_i)$ à $f_i(\bar{E}_i - q_i)$. Le bien-être national, étant donné les hypothèses précédentes et sans tenir compte des effets sur l'environnement, diminue de $C_i(q_i) = f_i(\bar{E}_i) - f_i(\bar{E}_i - q_i) > 0$. Cette fonction est appelée fonction de coût de la dépollution. On démontre facilement que $C'_i(q_i) = f'_i(\bar{E}_i - q_i) > 0$ et $C''_i(q_i) = -f''_i(\bar{E}_i - q_i) > 0$.

Par un raisonnement similaire, on peut mettre en évidence le bénéfice de la dépollution. Supposons ainsi que le pays i prenne toutes les mesures nécessaires pour réduire la pollution ambiante de Q unités, les émissions des autres pays étant données. La pollution initiale est \bar{z}_i , ce qui correspond à un dommage égal à $d_i(\bar{z}_i)$, puis elle chute à $\bar{z}_i - Q$, ce qui réduit le dommage à $d_i(\bar{z}_i - Q)$. Le bénéfice de l'amélioration de la qualité de l'environnement de Q unités est donc $B_i(Q) = d_i(\bar{z}_i) - d_i(\bar{z}_i - Q) > 0$. On a $B'_i(Q) = d'_i(\bar{z}_i - Q) > 0$ et $B''_i(Q) = -d''_i(\bar{z}_i - Q) < 0$.

Exemples : La littérature économique sur la coordination des politiques d'environnement utilise fréquemment les spécifications suivantes des fonctions de bénéfice et de coût de la dépollution (Barrett [1991,1994] ; Botteon & Carraro [1995] ; Nordhaus []) :

1. Bénéfice de la dépollution :

$$\begin{aligned} B_i(Q) &= b_i Q (a - Q/2) \\ B_i(Q) &= b_i Q \end{aligned}$$

2. Coût de la dépollution :

$$\begin{aligned} C_i(q_i) &= c_i q_i^{d_i} \\ C_i(q_i) &= c_i [(1 - q_i) \ln(1 - q_i) + q_i] \end{aligned}$$

3.2 Les pollutions transfrontières à sens unique

Ce chapitre illustre la situation de pollution transfrontière la plus dépouillée qui soit. Le tableau est le suivant. Deux pays partagent un fleuve. Le pays situé en

amont y rejette ses déchets industriels. Le pays en aval endure une dégradation de son environnement car les polluants déversés par son voisin sont en totalité transportés chez lui par le courant.

Pour reprendre la terminologie de Mäler [1990], ce scénario décrit une situation de pollution transfrontière unidirectionnelle. Qui plus est, il est abordé dans sa version la plus élémentaire, à savoir le cas un-contre-un (un pollueur unique contre un pollué unique). Bien qu'une telle restriction réduise la portée de l'analyse, il faut noter que l'extension aux autres cas de figure (pleins-contre-un et un-contre-pleins) introduit des préoccupations annexes par rapport à la problématique de ce chapitre (la recherche d'une répartition des efforts de dépollution au moindre coût lorsqu'il y a plusieurs pollueurs et l'élimination du comportement de passer clandestin lorsqu'il y a plusieurs pollués).

Pour l'instant, concentrons-nous sur les thèmes fondateurs de l'analyse économique des problèmes de pollution transfrontière (voir OCDE [1976]). Le premier d'entre eux est la recherche du niveau de rejets optimal du point de vue de la communauté des deux pays, étant entendu, dans un premier temps, que les deux pays se sont préalablement mis d'accord sur cet objectif et sur une modalité de partage des coûts correspondants (quelle qu'elle soit).

Cette question traitée, l'analyse doit revenir sur l'hypothèse selon laquelle les pays sont d'ores et déjà tombés d'accord sur cet objectif et sur la redistribution des avantages dégagés. L'analyse doit donc décrire les choix propres des pays, quant au niveau de pollution et à la clé de répartition des coûts. Le théorème de Coase donne d'emblée une solution à ce sujet. Sous certaines conditions, et notamment celle d'engager des négociations au sujet de la pollution de fleuve (donc si les coûts de transaction ne sont pas excessifs), les deux pays tomberont d'accord sur le choix d'un niveau de rejets compatible avec l'optimum international. L'autre volet du problème, à savoir le partage des coûts, est contingent à la définition internationale des droits de propriété.

A ce sujet, la communauté internationale a énoncé un certain nombre de principes applicables aux règlements des conflits liés aux pollutions transfrontières. Le plus populaire d'entre eux est sans conteste le Principe pollueur-payeur. Deux préoccupations participent à leur définition, ce sont la justice et l'efficacité. Au sujet de la première, il convient de se garder de l'opinion selon laquelle il serait légitime de pénaliser le pollueur. Comme le souligne Coase, la relation pollueur-pollué est essentiellement réciproque et la position pigovienne n'est pas forcément la plus naturelle.

3.2.1 Niveau de rejet optimal

Moyennant quelques légères adaptations, le modèle général permet d'étudier les négociations entre le pays en amont et le pays en aval, qui nous occupe ici. Il n'y a que deux pays, indicés $i = 1, 2$. Le pays 1 est situé en amont d'un fleuve. Par hypothèse, il ne reçoit aucune pollution de son voisin. Si l'on suppose en plus que tous ses effluents sont exportés, alors on pose $g_1(E_1, E_2) = 0$. Sa consommation est la somme de ce qu'il produit, y_1 , et des transferts qu'il reçoit, $T_1(\cdot)$. Puisqu'il ne souffre d'aucune pollution, son utilité est : $v_1(E_1) = f_1(E_1) + T_1(\cdot)$. S'il

est en droit de polluer et si $T_1(\cdot)$ ne dépend pas de ses émissions, le pays en amont fixe unilatéralement son émission au niveau maximum, \bar{E}_1 , pour produire $\bar{y}_1 = f_1(\bar{E}_1)$.

Pour simplifier, supposons que la dégradation de l'environnement du pays en aval ne dépende que des émissions du pays situé en amont. La fonction de transfert des polluants s'écrit donc $g_1(E_1, E_2) = E_1$. Sa consommation est la somme de ce qu'il produit, y_2 , et des transferts qu'il reçoit, $T_2(\cdot)$. Son bien-être est donc donné par $v_2(E_2, E_1) = f_2(E_2) + T_2(\cdot) - d_2(E_1)$. Du fait que ses émissions propres n'ont pas d'impacts nocifs sur son environnement, il choisit également d'émettre la quantité maximale, \bar{E}_2 , et de produire $\bar{y}_2 = f_2(\bar{E}_2)$ (à condition que les transferts qu'il reçoit de 2, $T_2(\cdot)$, ne soient pas corrélés à ses émissions). Soit $\bar{d}_2 = d_2(\bar{E}_1)$ le dommage maximum supporté par 2, quand le pays 1 n'applique aucune mesure de limitation de ses émissions.

Les hypothèses précédentes forment un état faisable de cette économie sous réserve que $T_1(\cdot) + T_2(\cdot) = 0$, c'est-à-dire à condition que les transferts versés par l'un des pays soient égaux aux transferts reçus par l'autre. Par la suite, nous appellerons T le transfert reçu par 1 (positif ou négatif), ce qui est suffisant compte tenu de la relation précédente.

L'une des questions posées par les externalités unidirectionnelles est celle du choix du niveau d'émissions du pays en amont. Pour y répondre, supposons pour l'instant que $T_1 = T_2 = 0$, et caractérisons la situation idéale en matière d'émissions de la part de 1. Nous supposons provisoirement que les deux pays confient à une agence de l'environnement le soin de trouver la politique coopérative qui maximise leur bien-être commun :

$$\max_{E_1 \geq 0} f_1(E_1) + \bar{y}_2 - d_2(E_1)$$

L'optimum est $E_1 = E^*$. Il est tel que $f'_1(E^*) = d'_2(E^*)$. La condition d'optimalité du premier ordre stipule d'égaliser la productivité marginale des émissions dans le pays 1 au dommage marginal de la pollution dans le pays 2. Il convient de noter que cette situation idéale, appelée par la suite optimum international, implique une pollution généralement strictement positive. Le niveau de rejet optimal croît avec la productivité marginale des émissions dans le pays en amont et décroît avec le dommage marginal de la pollution dans le pays en aval.

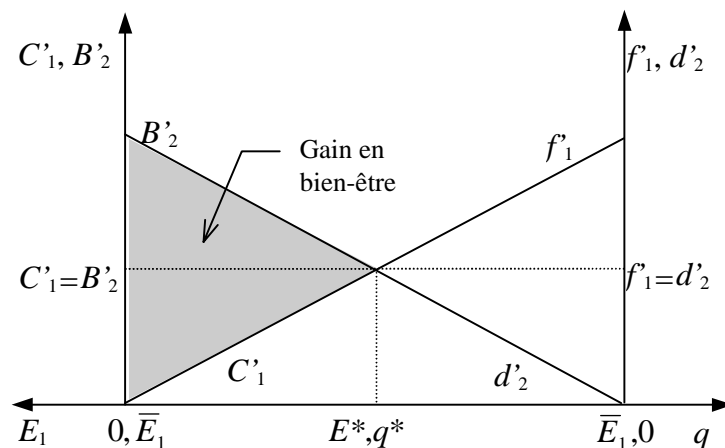
Une façon équivalente de considérer ce problème est de rechercher l'effort de dépollution optimal du pays 1. On utilise alors les fonctions de bénéfice et de coût de la dépollution pour maximiser le bénéfice net de la dépollution :

$$\max_{q_1 \geq 0} B_2(q_1) - C_1(q_1)$$

L'optimum $q_1 = q^*$ implique alors $C'_1(q^*) = B'_2(q^*)$. Cette condition d'optimalité stipule donc d'égaliser le coût marginal et le bénéfice marginal de la dépollution. Sachant que, par construction, $C'_1(q) = f'_1(\bar{E}_1 - q)$ et $B'_2(q) = d'_2(\bar{E}_1 - q)$, il est évident que l'on obtient exactement le même résultat que précédemment.

Les deux approches sont "réconciliées" dans le graphique ci-dessous. L'axe des abscisses se lit dans les deux sens. De gauche à droite, il s'interprète comme

le niveau de dépollution consenti par le pays en amont (de 0 à \bar{E}_1). De droite à gauche, il donne le niveau d'émission du pays en amont (de 0 à \bar{E}_1). Ainsi, les valeurs sous l'axe indiquent, dans l'ordre, la dépollution puis l'émission de 1. Cette présentation fait que : les courbes de productivité marginale des émissions et de coût marginal de la dépollution sont confondues ; les courbes de dommage marginal des émissions et de bénéfice marginal de la dépollution sont confondues.



Tant que le dommage marginal de la pollution (le bénéfice marginal de la dépollution) dépasse la productivité marginale des émissions (le coût marginal de la dépollution), c'est-à-dire tant que l'on se situe à gauche de (E^*, q^*) , la réduction des émissions (l'accroissement de la dépollution) d'une unité supplémentaire accroît le bien-être collectif. Ce surplus cesse à l'intersection des deux courbes. Au total, le gain en bien-être (surface grisée) est la différence entre le surplus des consommateurs du pays 2 (surface en dessous de la courbe de bénéfice marginal) et la perte de surplus des producteurs du pays 1 (surface en dessous de la courbe de coût marginal).

3.2.2 Négociations bilatérales

L'analyse précédente montre que le bien-être collectif peut être accru en réduisant les émissions de 1. Toutefois, il reste à savoir si les deux pays accepteraient effectivement une telle politique, et à quelles conditions. Coase [1960] fournit une réponse.

Théorème (Coase [1960]) : Si les propriétés suivantes sont vérifiées :

1. les fonctions de coût et de bénéfice sont savoir commun,
2. les coûts de transaction sont nuls,
3. les droits de propriétés sont correctement définis,
4. la négociation est menée indépendamment d'autres relations,
5. les droits de propriété n'influencent pas les fonctions de coût et de

bénéfice,
alors l'optimum social peut être rejoint grâce à une négociation bilatérale
entre le pollueur et le pollué.

La théorie des jeux non coopératifs permet d'illustrer l'intuition de Coase de manière plus formelle. Nous nous inspirons de Mäler [1990]. Soit $p \in \{0, 1\}$ une variable dichotomique représentant la distribution des droits de propriété avant les négociations. Le cas $p = 0$ s'appliquera pour un droit de déversement (lorsque le pays en amont peut, de plein droit, déverser n'importe quelle quantité de déchets industriels dans le fleuve), tandis que $p = 1$ signifiera un droit à un environnement sain. Ces deux concepts sont dits exclusifs, en ce sens qu'ils attribuent tous les droits à un pays unique (pour une énumération des principes pouvant guider la définition de droits de propriété sur l'environnement, exclusifs ou non, voir OCDE [1976]).

En quoi la définition des droits de propriété influence-t-elle les négociations ? En fait, tout droit de propriété garantit un acquis minimum à son propriétaire, ce qui a pour effet de renforcer son pouvoir de négociation. Il peut revendiquer de conserver au moins cet acquis après les négociations et donc, menacer de rompre les discussions dès lors que cette exigence est déçue.

Dans le cas qui nous occupe, lorsque $p = 0$, l'échec des négociations se traduit par la situation suivante : le pollueur, qui possède un droit de déversement, rejette \bar{E}_1 unités de déchets, son bien-être est \bar{y}_1 , tandis que celui du pays pollué est $\bar{y}_2 - \bar{d}_2$. Le point de départ des négociations est donc $(\bar{y}_1, \bar{y}_2 - \bar{d}_2)$.

A l'opposé, lorsque $p = 1$, le pays en aval, qui met en avant son droit à un environnement sain, interdit au pays en amont de produire, de sorte que l'origine des discussions est désormais $(0, \bar{y}_2)$.

Nous résumons la situation en définissant le point de rupture des négociations en fonction des droits de propriété : $((1-p)\bar{y}_1, \bar{y}_2 + (1-p)\bar{d}_2)$.

Les deux pays négocient un contrat (E, T) , stipulant les émissions de 1, E , et le transfert de biens finals reçu par 1, T (positif ou négatif). Le jeu est simultané. Après les négociations, le bien-être de chacun est :

$$\begin{aligned} f_1(E) + T & \text{ pour le pays 1,} \\ \bar{y}_2 - T - d_2(E) & \text{ pour le pays 2.} \end{aligned}$$

On démontre que :

- l'équilibre de Nash de ce jeu de négociation est un contrat (E, T) situé à l'intersection des fonctions de réaction des deux joueurs ;
- les pays sont d'emblée d'accord sur l'émission négociée E^* ;
- aussi bien 1 que 2 acceptent n'importe quel transfert :

$$T \in [(p-1)\bar{d}_2 - d_2(E^*); (1-p)\bar{y}_1 - f_1(E^*)]$$

Ce résultat n'offre pas de réponse définitive. L'efficacité économique est assurée, ce qui constitue certes un résultat appréciable, mais la question de la répartition des coûts entre les deux parties n'est pas totalement réglée.

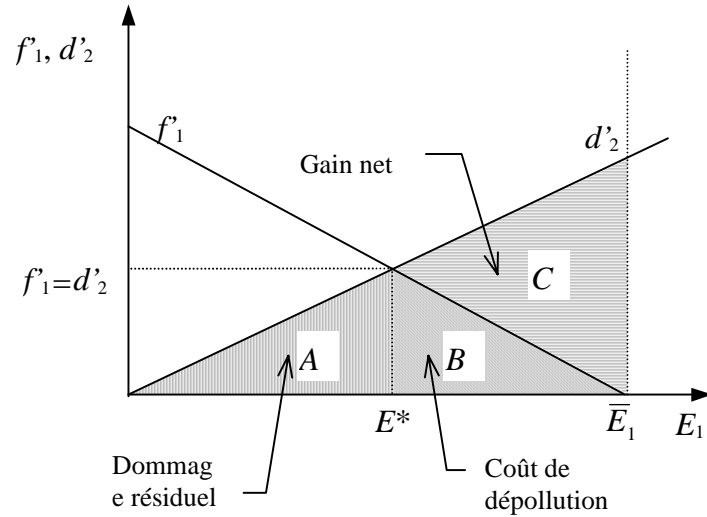
Dans le cas d'un droit de déversement (situation traditionnelle), qui correspond par hypothèse à $p = 0$, le transfert est compris entre $\bar{y}_1 - f_1(E^*)$ et $\bar{d}_2 - d_2(E^*)$. Il est donc positif, ce qui implique que c'est le pollué qui dédommage son voisin d'un montant au moins égal au coût de dépollution que son voisin supporte et au plus égal au dommage que ce contrat lui évite.

Dans l'hypothèse d'un droit à un environnement sain ($p = 1$), le transfert est compris entre $-f_1(E^*)$ et $-d_2(E^*)$. Il est donc négatif, ce qui signifie cette fois que le pollueur doit compenser, pour le moins, la perte de bien-être subie par le pollué, afin d'acquiescer le droit de produire, et donc de polluer l'environnement de son voisin.

3.2.3 Principes de partage des coûts

La résolution définitive du problème de négociation nécessite d'adopter une position définitive au sujet de la répartition des coûts de la politique suivie. Une telle démarche échappe au cadre stricto sensu de l'analyse économique, car elle fait nécessairement appel à des notions telles que les droits de propriété, la justice... De nombreux principes ont été proposés pour servir de référence à l'échelle internationale (Romani [1976]). Nous en rappelons quatre :

1. Principe de responsabilité civile (PRC) : les dépenses nécessaires pour atteindre le niveau de pollution désiré et les dommages résiduels sont à la charge du pollueur ;
2. Principe victime-payeur (PVP) : le pollué assume le coût des mesures anti-pollution et des dommages résiduels ;
3. Principe pollueur-payeur (PPP) : le pollueur supporte le coût des mesures anti-pollution nécessaires pour atteindre le niveau de pollution désiré, tandis que le pollué prend en charge le coût des dommages résiduels ;
4. Principe de la responsabilité également partagée (PREP) : le coût des mesures anti-pollution et des dommages résiduels sont assumés, à parts égales, par le pollueur et le pollué.



Nous pouvons illustrer les implications pratiques de chacune de ces règles à l'aide du graphique ci-dessus.

La pollution initiale est \bar{E}_1 . Les deux pays s'accordent pour la ramener à E^* . Ce faisant, le gain net, indépendamment de toute redistribution, est C. Pour parvenir à cet optimum, le pays pollueur a dû réduire sa production et son bien-être de B. Le pays pollué supporte un dommage résiduel représenté par l'aire A.

Les principes énoncés ci-dessus nous donne quelques règles de répartition des coûts A et B. Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau ci-dessous.

	Pollueur	Victime
PRC	A+B	0
PVP	0	A+B
PPP	B	A
PREP	(A+B)/2	(A+B)/2

Parmi ces principes, le PPP est celui qui a le plus retenu l'attention des décideurs. Il fut d'abord adopté par les pays membres de l'OCDE en 1972, en tant que règle applicable à l'intérieur d'un pays. Plusieurs raisons motivèrent cette décision. La subvention des efforts de dépollution (qui est un exemple d'application du PVP), comme mesure concurrente de la taxe pigovienne (qui est un exemple d'application du PPP), produit le même effet à court terme. Cependant, à long terme, elle encourage :

“à entreprendre des activités polluantes et maintient le prix des produits fortement polluants en dessous de leur véritable coût social” (Ruff [1976, p.9]).

En comparaison, le PPP est un instrument plus efficace, aussi bien à l'échelle nationale que sur le plan du commerce international .

La Conférence de Stockholm (1972) étendit ce principe aux règlements des conflits internationaux en matière d'environnement. Le paragraphe 21 établit que :

“Les Etats ont ... le devoir de s'assurer que les activités exercées dans les limites de leur juridiction ou sous leur contrôle ne causent pas de dommage à l'environnement dans d'autres Etats ou dans des régions ne relevant d'aucune juridiction nationale. ”

En vertu de cette règle, les pays doivent combattre les problèmes de pollutions transfrontières et supporter l'intégralité des coûts afférents. De nombreux traités ont été adoptés dans cet esprit, que ce soit pour régler des problèmes de pollution unidirectionnelle (concernant les fleuves Niger (1980) et Rhin (1986), par exemple) ou d'autres.

3.3 Les pollutions transfrontières réciproques

Ce chapitre décrit le cas d'une pollution transfrontière réciproque. Par rapport à la situation précédente, la définition des rôles de chacun devient plus floue. Prenons un exemple classique. Un ensemble de pays limitrophes partage un lac. Chaque pays possède une industrie papetière qui y déverse ses eaux usées. L'ensemble des rejets dégrade le lac et son environnement proche. L'effet négatif sur le bien-être des populations vivant à proximité du lac résulte d'une perte de valeur récréative (randonnée, pêche...).

Contrairement à Mäler [1990], qui utilise une typologie plus fine distinguant les externalités réciproques et les problèmes environnementaux globaux, nous nous permettons, pour notre part, de ranger dans la catégorie des pollutions transfrontières réciproques toutes les pollutions transfrontières qui ne sont pas unidirectionnelles. Ainsi, pêle-mêle, nous associons les pluies acides, le changement climatique, la disparition de la couche d'ozone, la déforestation, la perte de diversité biologique... La raison de ce choix provient de l'argument suivant. Dans la distinction de Mäler, seule l'échelle du problème diffère, régionale contre mondiale (ou presque), et motive son découpage en deux catégories ; ce facteur ne modifie guère la solution apportée.

Avec les externalités transfrontières réciproques (au sens large), les pays souffrant tous du même mal, causé aussi bien par leurs émissions propres que celles des autres, les politiques environnementales instaurées de part et d'autres deviennent interdépendantes. Chacun entreprend, de sa propre initiative et sans concertation avec les autres, une politique de limitation de ses rejets polluants au titre des nuisances subies par ses citoyens. En théorie, le pays rationnel internalise ainsi les dommages ressentis par ses citoyens du fait des émissions nationales.

Ces mesures unilatérales bénéficient à l'ensemble des pays. Mais, comme on peut s'y attendre, l'équilibre non coopératif ainsi fait est insuffisant eu égard

à l'optimum international. La volonté de coopération de l'ensemble des pays impliqués constitue donc une condition nécessaire à l'obtention de celui-ci.

Les propriétés de l'optimum international s'avèrent plus abstraites que dans les externalités à sens unique. Deux raisons peuvent être invoquées. D'une part, il dépend des dommages ressentis par plusieurs pays, qu'il convient à ce titre de comptabiliser convenablement. D'autre part, le mécanisme physique de diffusion des polluants à travers l'environnement international et la nature de la pollution ("rivale" ou non) interviennent en sus dans la méthode d'agrégation des dommages évoquée à l'instant.

En pratique, l'ensemble de ces facteurs concoure à créer une forte inégalité des pays vis-à-vis de l'optimum international. L'asymétrie est de nature économique et/ou physique. Les différences économiques résultent bien entendu de la capacité de chacun à réduire ses rejets et de l'intensité avec laquelle la dégradation de l'environnement est ressenti par les différentes populations. Dans les cas d'externalités rivales, l'asymétrie provient également de facteurs physiques, tels que l'exposition du pays aux émissions étrangères et la diffusion de ses rejets à l'étranger.

Dans ces conditions, les gains de la coopération seront, au mieux, répartis inégalement entre les participants et, au pire, certains pays pourraient y perdre. Ainsi, l'issue coopérative semble hypothéquée, à moins qu'un système de transferts compensatoires ne l'accompagne (lorsque cela est possible). Sinon, dans l'hypothèse où les pays lésés ne sont pas dédommagés, soit il faut restreindre l'ensemble des pays amener à coopérer (quantitativement et qualitativement, c'est-à-dire dans le sens d'une plus grande homogénéité), soit il faut redistribuer les obligations de chacun en matière de réduction des émissions. Mais, dans tous les cas, l'optimum international devrait être abandonné pour une solution de second rang.

3.3.1 L'équilibre non coopératif :

Pour simplifier, nous restons dans le cadre de deux pays, indicés $i = 1, 2$. La matrice carrée A décrit le processus de déposition des polluants émis :

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{21} \\ a_{12} & a_{22} \end{bmatrix}$$

où $0 \leq a_{ij} \leq 1$ est la part des émissions de i déposées sur le territoire du pays j .

Cette matrice permet de déduire la pollution ambiante de i en fonction de ses émissions E_i et de celles de son partenaire E_{-i} :

$$z_i = g_i(E_i, E_j) = a_{ii}E_i + a_{ji}E_{-i}$$

Les propriétés des coefficients a_{ij} définissent plusieurs cas de figure. La situation où tous sont égaux à 1, $a_{ij} = 1$ quels que soient i et j , caractérise une externalité non épuisable (voir Baumol & Oates [1988]). On parle alors de "mal public", par référence aux biens publics purs, car la "consommation" de l'externalité par

un agent quelconque n'agit pas sur celle des autres. Du fait de cette analogie, on parlera aussi d'externalité non rivale. On a alors $z = z_1 = z_2 = E_1 + E_2$. Les exemples de telles pollutions à l'échelle globale sont l'épuisement de la couche d'ozone et le changement climatique.

Par opposition, le cas où les coefficients diffèrent de 1, auquel cas on a $\sum_j a_{ij} = 1$ quel que soit i , définit une externalité épuisable. Là encore, il existe un parallèle avec l'économie publique et, plus précisément, les biens publics rivaux. Les pluies acides sont un exemple typique d'externalités réciproques épuisables :

“Si une tonne de soufre tombe en un lieu donné, alors cette tonne ne peut pas se déposer ailleurs, et cela réduit d'autant le volume qui pourrait toucher les autres” (Newbery [1990, p. 320]).

En reprenant les hypothèses du modèle de base, l'équilibre non coopératif de Nash implique que les joueurs choisissent leurs émissions simultanément de manière à maximiser leur bien-être, considérant les émissions de leur partenaire comme données :

$$\hat{E}_i \in \arg \max_{E_i \geq 0} \{v_i(E_i, z_i) = f_i(E_i) - d_i(z_i)\}$$

sous la contrainte : $z_i = g_i(E_i, \hat{E}_{-i})$

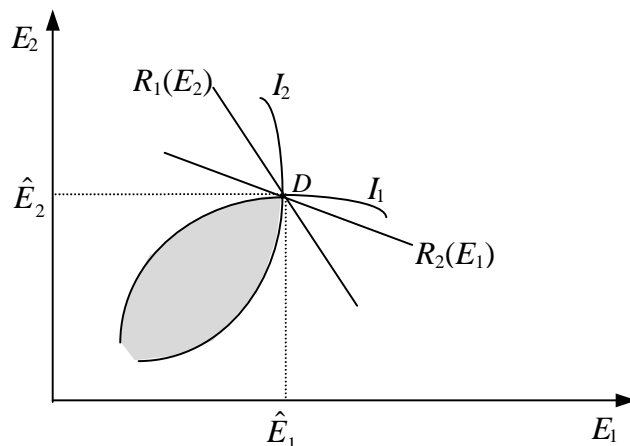
Pour une solution intérieure, $\hat{E}_i > 0$, la condition d'optimalité suivante est vérifiée :

$$f'_i(E_i) = a_{ii}d'_i(z_i)$$

Ainsi, les pays instituent, de leur propre initiative, une politique environnementale pour limiter leurs rejets. Toutefois, l'internalisation des effets externes reste incomplète, puisque les pays ne tiennent compte que des effets nationaux de la pollution (i.e. $a_{ii}d'_i(z_i)$) : ils se désintéressent des conséquences étrangères (i.e. $a_{ij}d'_j(z_j)$).

La condition d'optimalité précédente définit implicitement l'émission de i en fonction de celle de j . Soit $R_i(E_j)$ la fonction de réaction de i aux choix de j . Sauf cas particuliers, l'équilibre de Nash, situé à l'intersection des fonctions de réaction de i et de j , existe, est unique et se produit pour une solution intérieure (Hoel [1991]).

Dans le graphique ci-dessous, nous représentons les droites de réaction de 1 et de 2, les courbes d'indifférence de 1 et de 2 correspondant à l'équilibre de Nash, I_1 et I_2 , et l'équilibre de Nash, noté D . Ce dernier vérifie bien les conditions d'optimalité pour 1 comme pour 2, puisque les tangentes aux courbes d'indifférence en ce point sont respectivement horizontale et verticale.



3.3.2 Solutions coopératives :

L'équilibre non coopératif de Nash n'est pas un optimum de Pareto. Ce constat apparaît nettement sur le graphique précédent. Sachant que l'utilité de 1 augmente lorsqu'on se déplace vers le sud-est et que l'utilité de 2 augmente lorsque l'on se déplace vers le nord-ouest, il suffit de choisir une combinaison (E_1, E_2) à l'intérieur de la zone grisée, délimitée par I_1 et I_2 , pour améliorer le sort des deux pays (par rapport à D). Plusieurs solutions sont envisageables.

Si l'utilité est transférable... : S'il est possible, par un moyen quelconque, de partager le bien-être commun entre les participants à la coopération, alors autant rechercher la solution qui est la meilleure collectivement, quitte à ce que certains soient lésés du fait des obligations qui leur incombent, pour peu qu'ils soient dédommagés au moment de la répartition. Dans le modèle retenu plus haut, il suffit que le bien final produit soit homogène et transférable pour satisfaire cette condition.

En pratique, d'autres formes d'aides, plus indirectes, sont employées. Souvent, les traités de coopération mentionnent les transferts de technologies comme mécanisme compensatoire : en aidant le pays hôte à satisfaire ses obligations en matière de dépollution, tout en bénéficiant d'avantages connexes, ceci réduit le coût supporté et pousse à accepter le traité. Egalemeht, les remises de dettes sont des instruments souvent cités dans les traités internationaux. Néanmoins, ces formes de compensations ne permettent pas toujours de rejoindre l'optimum international.

Ainsi, à la condition que le bien-être puisse être redistribué par l'un des moyens précédents, l'optimum de Pareto peut être rejoint, quel que soit l'effort qui revient à chaque pays. Il se définit comme la combinaison (E_1^*, E_2^*) qui

maximise le bien-être agrégé, $W = v_1(E_1, z_1) + v_2(E_2, z_2)$. Il vérifie :

$$\begin{aligned} f'_1(E_1^*) &= a_{11}d'_1(z_1^*) + a_{12}d'_2(z_2^*) \\ f'_2(E_2^*) &= a_{21}d'_1(z_1^*) + a_{22}d'_2(z_2^*) \end{aligned}$$

La comparaison de ces deux conditions avec celles de l'équilibre de Nash confirme le fait que l'équilibre non coopératif n'est pas un optimum international.

Remarque : Le montant des transferts reçus ou versés par chacun sera étudié plus loin, en reprenant les travaux de Chander & Tulkens [1995a, b]. Pour l'instant, contentons-nous d'ajouter la restriction suivante, qui assure que chaque pays trouve avantage à la coopération, une fois les transferts définis : puisque la combinaison (E_1^*, E_2^*) peut, dans le cas d'une forte asymétrie, pénaliser l'un des pays, nous requerrons que les transferts, $T_i(\cdot)$, assurent à chacun une situation au moins aussi favorable qu'à l'équilibre non coopératif du jeu.

Les deux conditions d'optimalité doivent être interprétées avec attention. Voyons d'abord la situation d'un "mal" public, c'est-à-dire d'une pollution non épuisable / non rivale. Les coefficients de la matrice de transport sont alors tous égaux à 1. Il s'ensuit que les expressions précédentes deviennent :

$$\begin{aligned} f'_1(E_1^*) = f'_2(E_2^*) &= d'_1(z^*) + d'_2(z^*) \\ \text{avec } z^* &= E_1^* + E_2^* \end{aligned}$$

Dans ce cas, et dans ce cas seulement, l'optimum international égalise les productivités marginales des émissions (ou, ce qui est équivalent, les coûts marginaux de dépollution) dans tous les pays¹. Elles sont alignées sur la somme des dommages marginaux de la pollution (ou, ce qui est équivalent, la somme des bénéfices marginaux de la dépollution). On reconnaît ici une forme de la règle de valorisation des biens publics purs (Samuelson [1954]), appliquée à la qualité de l'environnement. Schématiquement, lorsque l'externalité est non épuisable / non rivale, l'optimum international s'établit en deux temps analytiques : d'abord, il faut sélectionner un objectif de dépollution collectivement optimal ; ensuite, il faut définir une répartition des efforts de dépollution individuels telle que l'objectif environnemental choisi soit atteint au moindre coût.

Par contre, avec une externalité épuisable / rivale, i.e. des coefficients différents de 1, la règle d'égalisation des coûts marginaux ne s'applique plus. Alors, chaque pays aligne la productivité marginale de ses émissions (le coût marginal de sa dépollution) à la somme des dommages marginaux (les bénéfices marginaux) dont il est responsable, chez lui comme à l'étranger, i.e. $\sum_j a_{ij}d'_j(z_j^*)$, $\forall i$. Dans ce cas, et contrairement au précédent, l'effort de dépollution collectif n'est pas rejoint au moindre coût, dans la mesure où la localisation des efforts de dépollution importe également (paramètres de diffusion a_{ij}).

Noons que, dans les deux cas, l'effort de dépollution réclamé à chacun varie d'un pays à l'autre. Ainsi, contrairement à une pratique courante, un traité de coopération en matière de pollutions transfrontières devrait, en théorie, octroyer des objectifs différenciés aux pays signataires.

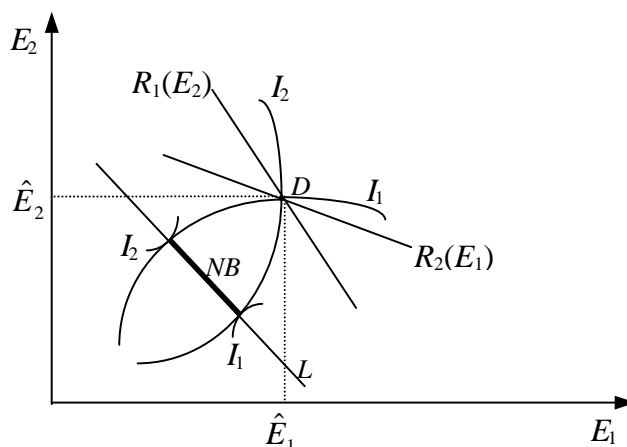
¹Cette règle d'optimalité est centrale dans nombre d'études en économie de l'environnement.

Si l'utilité n'est pas transférable... : Si l'utilité n'est pas transférable, alors les pays négocient une combinaison (E_1, E_2) telle que chacun obtienne une utilité au moins aussi grande qu'à l'équilibre non coopératif. Parmi les différentes solutions possibles, supposons, à l'instar de Hoel [1991], que l'issue des discussions puisse être décrite par une procédure de négociation à la Nash. Si chaque pays est doté d'un pouvoir de négociation identique, la solution (E_1, E_2) recherchée maximise :

$$\log[f_1(E_1) - d_1(z_1) - D_1] + \log[f_2(E_2) - d_2(z_2) - D_2]$$

où D_i est le point de désaccord de i .

La solution négociée est alors une combinaison (E_1, E_2) appartenant au lieu des points où les courbes d'indifférence de 1 et de 2 sont tangentes, représenté par la droite L dans le graphique ci-dessous. Avant de poursuivre, remarquons que l'optimum (E_1^*, E_2^*) appartient aussi à cette droite. En théorie, les négociateurs peuvent donc s'accorder sur une issue proche de l'optimum, même sans recourir à des transferts compensatoires.



Mais, l'accord retenu dépend du bien-être de réservation de 1 et de 2, D_1 et D_2 . Ici, il est pertinent de supposer que les exigences minimales des deux joueurs coïncident avec leur paiement à l'équilibre non coopératif, puisque c'est ce qu'ils obtiennent en cas d'échec des négociations. Ainsi, compte tenu des revendications de 1 et 2, seul le segment en trait épais sur la droite L peut contenir l'équilibre des négociations, alors que l'optimum international est un point quelconque de L . L'usage des transferts sera donc, dans certains cas, une condition nécessaire à l'obtention d'un optimum international.

3.3.3 Applications : deux exemples

Exemple 1. Les pluies acides (Mäler [1990], Newbery [1990]) : Les pluies acides sont un exemple très parlant d'externalité régionale réciproque

épuisable. Elles s'expliquent par la déposition de certains gaz, principalement du dioxyde de soufre (SO_2) et des oxydes d'azote (NO_x), sur différents sites, transportés par le vent. Les émissions proviennent surtout des centrales électriques utilisant du charbon ou du pétrole.

Quelques remarques importantes doivent être faites. La majeure partie des émissions est déposée sous forme sèche dans un rayon inférieur à 300 km de la source, donc essentiellement dans le pays d'origine. Par contre, les dépositions humides impliquent des déplacements sur des distances beaucoup plus grandes, de 1000 à 2000 km, donc à l'étranger. De plus, s'agissant de l'Europe, la réciprocité est largement biaisée dans le sens ouest-est à cause des vents dominants d'ouest, ce qui influence grandement les conclusions du modèle. Concernant les dommages causés par les pluies acides, il faut citer l'acidification des lacs et des forêts, la détérioration des bâtiments et un impact sur la santé des populations.

Les flux de polluants peuvent être représentés sous la forme d'une matrice carré ($N \times N$), N étant le nombre de pays impliqués dans ce jeu. Les arguments de la matrice sont les paramètres de diffusion a_{ij} , représentant la part des émissions de dioxyde de soufre du pays i déposée sur le territoire de j . L'EMEP (European Monitoring and Evaluation Program) a rassemblé les données concernant les pays d'Europe au sens large, permettant de construire cette matrice de transport pour le SO_2 (sur des données de 1984) (voir Newbery [1990]).

Pour compléter le modèle, il faut disposer d'une estimation des fonctions de coût et de dommage des différents pays. Nous suivons la procédure de calibrage de Mäler [1990]. Elle consiste à supposer que :

- l'année 1984, en tant que point de départ des négociations, caractérise l'équilibre de Nash du jeu ;
- les coûts de dépollution sont quadratiques. Soit $C_i(q_i) = f_i(\bar{E}_i) - f_i(\bar{E}_i - q_i) = c_i q_i^2$.
- le dommage est une fonction affine de la pollution. Soit $d_i(z_i) = d_i z_i$.

Ces hypothèses permettent de calibrer le modèle facilement. Les fonctions de coût de réduction des émissions de dioxyde de soufre sont ajustées sur les résultats de Amann & Kornai [1987] (en DM). Ensuite, on déduit la valeur des paramètres d_i en remarquant que l'équilibre de Nash est tel que $C'_i(q_i) = f'_i(\bar{E}_i) = 2c_i q_i = a_{ii} d_i$ et en utilisant l'hypothèse précédente, selon laquelle l'année 1984 serait représentative de cette situation.

Le modèle étant ainsi complété et calibré, il est possible d'évaluer différentes issues du jeu, de chiffrer le gain total afférent et sa répartition entre les participants (hors transferts).

Le tableau suivant reproduit les résultats de Mäler, sous l'hypothèse d'une coopération complète, c'est-à-dire lorsque les pays s'accordent pour maximiser le bien-être total, i.e. $\sum_i [C_i(q_i) - d_i(z_i)]$. Ceci définit l'optimum du jeu des pluies acides. Implicitement, le fait de réaliser un tel calcul signifie que l'utilité est mesurable en termes monétaires (de sorte que l'utilité soit comparable entre les pays) et que l'on admet l'une des deux suppositions suivantes :

1. les positions sont suffisamment symétriques pour que, même en l'absence de transferts, chaque pays gagne à participer ;
2. l'utilité est transférable, de sorte qu'il est possible de compenser les pertes éventuelles subies par quelques participants.

	Dépollution (en %)	Bénéfice net (en millions de DM)
Tchécoslovaquie	75	152
Finlande	14	-2
R.D.A.	80	11
R.F.A.	86	328
Pologne	27	599
Suède	4	606
Union Soviétique	2	1505
Grande Bretagne	81	-336
Europe	39	6290

Source. Mäler [1990].

L'optimum international répartit une dépollution supplémentaire, par rapport à l'équilibre non coopératif, de 39 % entre les pays d'Europe considérés. Mais, tant du point de vue de l'effort individuel réclamé que du bénéfice net retiré, la distribution est très inégale. La réduction de la pollution oscille de 2 % pour l'URSS à 86 % pour la RFA. Le bénéfice net s'étale de -336 millions de DM pour la Grande Bretagne à 1 505 millions de DM pour l'URSS. En conséquence, le jeu des pluies acides ne respecte pas l'hypothèse 1 énoncée précédemment : la position des pays vis-à-vis de l'optimum international est très asymétrique.

Ce résultat n'est pas étonnant si l'on se rappelle les détails physiques qui construisent ce modèle. Prenons un exemple. L'Angleterre est relativement épargnée, grâce aux vents dominants d'ouest, par les pluies acides : elle bénéficie donc peu, en termes de réduction des dommages, de l'application de la politique optimale. Par contre, pour la même raison, elle participe de façon significative aux dommages de ces voisins : sa contribution à la politique doit donc être forte. La combinaison de ces deux facteurs, auxquels s'ajoute certaines différences économiques contenues dans les fonctions du modèle, explique la perte nette subie par ce pays. Dans l'exemple de l'Union Soviétique, les arguments sont complètement renversés, ce qui explique une position plus avantageuse.

Cette difficulté, inhérente aux problèmes de pollution transfrontière très asymétriques, a déjà été soulignée dans l'exposé théorique : l'optimum collectif ne peut être rejoint, en pareils cas, que s'il est possible de dédommager les perdants. En principe, cela ne devrait pas poser de problème. En effet, puisque l'optimum international garantit un niveau d'utilité agrégée maximum,

et en particulier plus grand qu'à l'équilibre non coopératif, il doit être possible de redistribuer les gains pour que chaque pays ou groupe de pays y trouve son compte, par rapport à la situation caractérisée par l'absence d'accord. En pratique, des difficultés surgissent. La répartition des avantages dégagés par l'application de cet accord potentiel suppose que les pays adoptent une même échelle de valeurs (ici, des gains exprimés en unités monétaires), ce qui paraît en fait difficile.

Ainsi, si les pays ne parviennent pas à se mettre d'accord sur un système de compensations, la coopération ne pourra être sauvée que sous une forme atténuée. Il faudra alors se contenter d'un optimum de second rang. On peut envisager deux voies.

Dans la première, les pays restent attachés à une participation universelle de tous ceux qui sont concernés par les pluies acides. Dans la mesure où aucun pays ne peut contraindre un autre à rejoindre l'accord, une renégociation des obligations de chacun s'impose. L'issue des pourparlers doit impérativement être telle que personne ne perde à coopérer et, dans la mesure du possible, ne pas s'éloigner trop de l'optimum de premier rang. Dans l'exposé théorique, cette étape était décrite sous la forme d'une procédure de négociation à la Nash. La redéfinition des contributions individuelles supplée alors l'absence de redistribution des gains et favorise l'émergence d'un accord. Mais, l'abandon d'un instrument, les transferts, contraint à accepter une solution moins avantageuse, d'où sa dénomination de solution de second rang.

Une seconde voie serait de rechercher une coopération partielle. Dans la configuration de la coopération complète, quatre pays perdent à participer et risquent de refuser d'adhérer à l'effort commun (deux d'entre eux n'étaient pas représentés dans le tableau précédent). Il s'agit de l'Espagne, de la Finlande, de la Grande Bretagne et de l'Italie. Supposons, avec Mäler, que, malgré la défection de ces pays, la volonté de coopérer des autres ne soit pas ébranlée. Il est raisonnable de penser qu'ils rechercheront une solution coopérative restreinte, par laquelle ils maximiseront leur utilité collective, sans tenir compte des quatre sortants. Cette situation est décrite par le tableau suivant.

	Dépollution (en %)	Bénéfice net (en millions de DM)
<i>Pays adhérents</i>		
Tchécoslovaquie	75	125
R.D.A.	80	-47
R.F.A.	86	78
Pologne	27	544
Suède	3	478
Union Soviétique	0	1372
<i>Passagers clandestins</i>		
Grande Bretagne	0	87
Italie	0	150
Europe	28	5180

Source. Mäler [1990].

De même que la solution envisagée précédemment, la solution de la coopération partielle est moins avantageuse que l'optimum international. Cette situation possède de nombreux points communs avec le problème de la fourniture d'un bien public et de son financement. Les pays qui restent en dehors de l'accord partiel tirent un avantage non négligeable de leur défection, en profitant de l'amélioration de la qualité de l'environnement sans y contribuer ; en ce sens, on dit qu'ils adoptent un comportement de passager clandestin. Il est notoire que tous les pays peuvent réaliser un gain comparable en quittant l'accord. Cette incitation à resquiller, ressentie par tous, conduit irrémédiablement à l'équilibre non coopératif (sous optimal). Ceci jette les bases de l'analyse classique du paradoxe des biens communaux (Hardin [1968]) en termes de dilemme du prisonnier.

Exemple 2. Le changement climatique : Le changement climatique est une conséquence de l'accroissement de l'effet de serre et de l'accumulation dans l'atmosphère des gaz à effet de serre (dioxyde de carbone, méthane, monoxyde de carbone, CFC). L'activité économique est responsable de ce dérèglement climatique, et les secteurs concernés sont nombreux : l'industrie et les transports pour les émissions de dioxyde et de monoxyde de carbone, l'agriculture et l'élevage pour les émissions de méthane, la déforestation... L'incidence des bouleversements climatiques reste encore relativement insaisissable, mais on peut raisonnablement s'attendre à une baisse des rendements agricoles, une élévation du niveau des océans, une accélération de la désertification, des pertes de diversité biologique, des effets sur la santé...

D'un point de vue analytique, l'effet de serre doit être rangé dans la catégorie des pollutions transfrontières globales (tous les pays seront touchés, bien qu'à des degrés variables) et des externalités non épuisables (on parle de "mal" public pur). En conséquence, l'utilisation d'une matrice de transport, comme dans le jeu des pluies acides, devient triviale (tous les coefficients sont égaux à 1). De fait, l'externalité, en tout point du globe, dépend de la température moyenne avérée, soit, en simplifiant, de la quantité de gaz à effet de serre accumulée dans l'atmosphère.

Comme dans l'exemple précédent, le jeu présenté ici s'appuie sur une spécification simplifiée. Les fonctions de bénéfice et de coût de la dépollution sont supposées avoir pour expression :

$$B_i(Q) = b_i Q \quad C_i(q_i) = c_i q_i^{d_i} \quad Q = \sum_i q_i$$

La spécification choisie pour la fonction de bénéfice est courante dans la littérature sur les pollutions transfrontières (Barrett [1992] et [1994], Botteon & Cararro [1994])².

Seules les émissions de dioxyde de carbone sont considérées. Le calibrage des fonctions de bénéfice s'appuie sur les résultats de Nordhaus & Yang [1996, RICE]. Les taxes non coopératives qu'ils calculent mesurent les bénéfices intertemporels nationaux de la réduction des émissions mondiales de dioxyde de carbone d'une tonne ; elles fournissent donc une évaluation correcte des paramètres b_i (en dollar par tonne de carbone). Le calibrage des fonctions de coût est déduit du modèle d'équilibre général calculable de Oliveira-Martins & alli [1993, GREEN]. Les valeurs retenues pour les différents paramètres sont données dans le tableau ci-dessous.

Pays \ Paramètre	b	c	d
Etats-Unis	0,65	855,21	3,29
Europe	0,87	2292,96	2,85
Japon	0,33	3313,29	2,56
Ex-URSS	0,10	95,98	2,49
Chine	0,07	139,84	2,76
Reste du monde	0,02	214,18	3,03

Les résultats de cette application numérique sont présentés dans le tableau ci-dessous. Ils conduisent aux mêmes commentaires que précédemment. Sauf à se voir proposer des dédommagements par les autres, certains pays perdent à coopérer et refuseront de le faire : c'est le cas de l'ex-URSS et de la Chine.

²Une spécification alternative, également fréquente, implique un bénéfice marginal décroissant avec l'effort de dépollution (Barrett [1992] et [1994]). Elle n'est pas appropriée pour le problème climatique : puisque le dommage est proportionnel au stock de gaz à effet de serre, une action ponctuelle sur le flux d'émission a un effet négligeable sur les dommages futurs. Ainsi, seule une réduction forte et répétée des émissions aurait pour effet de réduire les bénéfices marginaux.

Pays	Nash		Coopération	
	Dépollution (GtC)	Gain (milliards de dollars)	Dépollution (GtC)	Gain (milliards de dollars)
Etats-Unis	0,026	0,030	0,069	0,120
Europe	0,008	0,045	0,023	0,284
Japon	0,002	0,018	0,010	0,103
Ex-URSS	0,005	0,005	0,086	-0,175
Chine	0,007	0,004	0,095	-0,187
Reste du monde	0,006	0,228	0,101	1,397
Total	0,055	0,330	0,384	1,542

Note : les gains correspondent à une amélioration du bien-être par rapport à la solution de marché, où aucun pays n'adopte de mesure de limitation des émissions de dioxyde de carbone.

La différence essentielle par rapport au jeu des pluies acides provient des raisons de l'asymétrie du jeu. Dans l'exemple des pluies acides, c'est principalement le mécanisme de diffusion des polluants qui donnait une position très différente aux participants, alors qu'ils étaient *a priori* économiquement proches (dans l'ensemble). Ici, l'externalité est non épuisable, ce qui donne une place identique à chacun ; seules les différences économiques sont sources d'une importante asymétrie.

4 La coopération

Les chapitres précédents délaissent en grande partie le sujet de la motivation des pays à coopérer. Pour l'essentiel, ils se contentent d'énoncer une restriction simple et minimale, stipulant que la coopération ne doit léser personne. Une telle condition est rigoureusement nécessaire, dans la mesure où la participation à un accord international de coopération ne peut être imposée de manière autoritaire par une autorité supranationale et repose donc sur le volontariat.

Mais la profitabilité de la coopération ne suffit pas. L'explication classique de ce paradoxe, quoique trop caricaturale pour clore définitivement le débat, utilise le jeu du dilemme du prisonnier. Selon celui-ci, la stratégie non coopérative domine d'un point de vue individuelle et cet état de fait mène à une situation de "tragédie des biens communaux", pour reprendre Hardin [1968].

L'histoire de la coordination des politiques en matière d'environnement indique que la coopération s'établit parfois en deux temps. D'abord, un groupe restreint de pays prend l'initiative. Puis, l'accord s'étend sous l'impulsion du premier ou simplement par imitation. Carraro & Siniscalco [1993] analysent cette marche vers la coopération sous la forme de coalitions stables de pays. Ils concluent par un résultat assez pessimiste, selon lequel la taille de tels accords devrait, en théorie, être très réduite.

Concrètement, le refus de participer à une entente globale ne résulte pas uniquement de l'attraction ressentie par chacun pour la défection, mais aussi des modalités de redistribution des gains dans le cas d'une forte asymétrie. Les applications numériques précédentes le montrent clairement. La viabilité de la coopération repose donc également sur la capacité des participants à trouver une règle de répartition capable de satisfaire tout le monde, aussi bien chaque pays pris individuellement que les groupements d'intérêt sous-jacents. C'est cette approche que défendent Chander & Tulkens [1994a,b].

4.1 Interprétation à l'aide du dilemme du prisonnier

L'analyse traditionnelle illustre le paradoxe de l'action collective à partir du jeu du dilemme du prisonnier. Avant de faire un parallèle avec la coordination internationales des politiques d'environnement, reprenons l'histoire de ce jeu (Tirole [1995, pp. 450 - 451]) :

“L'histoire qui définit ce jeu est celle de deux personnes arrêtées pour un crime. La police manque de preuve suffisante pour inculper l'un ou l'autre des suspects et, par conséquent, a besoin que chacun témoigne contre l'autre. La police met chaque suspect dans une cellule différente ; elle est en mesure de les empêcher de communiquer entre eux. La police dit à chaque suspect que s'il témoigne contre l'autre (s'il le “donne”) il sera relâché - à condition que l'autre suspect ne le donne pas lui-même - et recevra une prime pour son témoignage. Si aucun suspect ne trahit, ils seront tous les deux relâchés pour insuffisance de preuve et aucune prime ne sera versée.

Si l'un trahit, l'autre ira en prison ; si les deux trahissent ils iront tous les deux en prison, mais ils toucheront encore la prime pour avoir témoigné. Dans ce jeu, les deux joueurs choisissent simultanément entre les deux actions. Si les deux joueurs coopèrent (C) (ne témoignent pas), ils obtiennent chacun 2. Si les deux joueurs jouent non-coopérativement (D pour "donner") ils obtiennent -2. Si l'un donne l'autre et ce dernier coopère, il est récompensé (il obtient 3) et le dernier est sévèrement puni (il obtient -3)."

Ce jeu est décrit sous forme normale par la matrice des gains suivante :

		Joueur 2	
		<i>D</i>	<i>C</i>
Joueur 1	<i>D</i>	-2,-2	3,-3
	<i>C</i>	-3,3	2,2

Source : Tirole [1995]

Notes : C : "coopère" ; D : "donne".

D est une stratégie dominante pour chaque joueur : quelle que soit l'action choisie par l'autre, c'est la stratégie qui garantit le gain le plus élevé au joueur. L'issue (*D, D*) est donc solution du jeu, si bien que les joueurs obtiennent -2 chacun. Pourtant, en coopérant, il s'assurerait un gain de 2 chacun. Les choix individuels conduisent à une issue du jeu inefficente au sens de Pareto, ce qui justifie de parler de paradoxe de l'action collective.

En quoi le problème de la coordination des politiques d'environnement peut-elle être rapprochée du jeu du dilemme du prisonnier ? Reprenons le jeu du chapitre sur les pollutions transfrontières réciproques et simplifions-le de la manière suivante. Les deux pays, $i = 1, 2$, sont supposés identiques. L'externalité est non épuisable. Les pays jouent simultanément. Ces premières hypothèses confèrent une position symétrique aux deux joueurs. Par ailleurs, supposons que l'ensemble des stratégies des joueurs se limite désormais à un choix entre la non coopération et la coopération, i.e. $S_i = \{\hat{E}_i; E_i^*\}$. Enfin, pour rendre l'exemple le plus concret possible, adoptons la spécification suivante : $f(E) = 6E - E^2$ et $d(z) = 2z$ (les indices sont omis puisque les pays sont identiques). L'émission non coopérative est $\hat{E} = 2$ et l'émission coopérative est $E^* = 1$. La matrice suivante résume le jeu ainsi défini :

		Pays 2	
		\hat{E}	E^*
Pays 1	\hat{E}	0,0	2,-1
	E^*	-1,2	1,1

Sous les hypothèses précédentes, la pollution transfrontière renferme donc une situation de dilemme du prisonnier : chaque pays choisit de ne pas coopérer alors que la coopération améliore le paiement de chacun.

L'implication concrète de ce résultat sur notre réflexion est développée maintenant. Dans les applications numériques (jeu des pluies acides et jeu de l'effet de serre), la présence d'une forte asymétrie (de par la diffusion du polluant ou les conditions économiques) rendait la coopération coûteuse pour certains pays. On concluait alors à la nécessité d'instituer un système de compensations, sous peine de dissuader les pays lésés de coopérer. Mais ceci ne suffit pas, comme le montre la configuration de dilemme du prisonnier précédente. Même si les positions des joueurs sont symétriques, de sorte qu'ils gagnent autant à coopérer, leur stratégie dominante est de ne pas coopérer. Ce parallèle met ainsi en évidence l'incitation à adopter un comportement de passager clandestin ("free-rider"), c'est-à-dire à tenter de profiter des actions entreprises par les autres sans participer aux coûts afférents. Le résultat de cette attitude opportuniste, ou simplement de la tentation de l'appliquer, est que l'équilibre non coopératif sera inefficent.

4.2 Coalitions stables de petite taille

Le jeu du dilemme du prisonnier ne décrit pas correctement l'interaction de pays partageant une ressource environnementale commune. Qu'il implique deux suspects ou plus, sa solution ne varie pas dès lors que le policier fait la même offre à chacun. Si deux suspects ne trahissent pas, mais qu'ils sont dénoncés par ailleurs, ils encourent la peine la plus lourde, ce qui les dissuade d'agir ainsi. En d'autres termes, l'entente ne paye pas.

Par contre, dans le jeu de la pollution transfrontière, même si les autres pays ont un comportement de passager clandestin (ils "donnent"), rien ne permet d'affirmer qu'un sous-groupe de pays ne pourrait pas avoir intérêt à coopérer. En effet, à moins que l'effort de dépollution supplémentaire que les membres de cette coalition consentent soit compensé, ou plus, par les autres (auquel cas on se rapproche de la situation du dilemme du prisonnier avec plus de deux joueurs), les pays bénéficient alors d'une amélioration de la qualité de l'environnement.

Selon cette réinterprétation du problème, il ne s'agit plus d'opposer deux états, l'un, l'équilibre non coopératif de Nash, et l'autre, la coopération universelle, mais de comparer une multitude de coalitions, parcourant toutes les combinaisons intermédiaires envisageables entre le premier et le dernier état. Conséquemment, la question posée change aussi de nature. On ne cherche pas à savoir si la coopération peut être réalisée, mais quelle coopération, entre quels pays, peut voir le jour.

Carraro & Siniscalco [1993] et Barrett [1994] fournissent le cadre d'analyse approprié pour démêler ce problème. Ils dégagent un ensemble de conditions de nature à isoler les coalitions susceptibles de se former. Soit $S \subseteq N$ une coalition quelconque. Mis à part les conventions définies ci-après, le modèle reste entièrement identique à celui des chapitres précédents. Appelons $P_i(S)$ l'utilité du pays i lorsqu'il participe à la coalition S et $Q_i(S)$, son utilité lorsqu'il

reste en dehors de la coalition S .

Une exigence minimale pour que la coalition S retenue ait une chance de se former est qu'elle soit bénéfique pour chacun des participants. Cette condition de rationalité individuelle était déjà sollicitée (implicitement) dans les développements précédents.

Définition : (Carraro & Siniscalco [1993]) : La coalition S est dite profitable si, $\forall i \in S, P_i(S) \geq Q_i(\emptyset)$, où $Q_i(\emptyset)$ mesure le paiement à l'équilibre de Nash de i .

Bien entendu, cette condition ne suffit pas. Elle néglige l'incitation à adopter un comportement de passager clandestin. Il est ainsi possible qu'il soit profitable pour un pays quelconque d'appartenir à la coalition, mais qu'il soit encore plus avantageux pour lui d'être en dehors de celle-ci, pour bénéficier des efforts de dépollution consentis par les membres restant, tout en économisant le coût de son adhésion. On se rapproche ici des conclusions du jeu du dilemme du prisonnier : si les pays ont une position symétrique, aucune coopération n'apparaît.

Pour mettre en évidence une coalition possédant des propriétés satisfaisantes, il convient d'énoncer certaines conditions complémentaires, capables d'éliminer le comportement en question.

Définition (Carraro & Siniscalco [1993]): La coalition S^* est dite stable lorsqu'elle satisfait les propriétés suivantes :

1. Stabilité interne : $\forall i \in S^*, P_i(S^*) \geq Q_i(S^* \setminus \{i\})$,
2. Stabilité externe : $\forall j \notin S^*, P_j(S^* \cup \{j\}) \leq Q_j(S^*)$.

Pour $S^* = N$, seule la stabilité interne s'applique.

Cette définition, qui est le pendant pour les pollutions transfrontières des conditions de stabilité des cartels en économie industrielle (D'Aspremont & Gabszewicz [1986]), s'interprète de la manière suivante. D'une part, une coalition stable n'est pas sujette au resquillage. Ceci découle de la première condition, qui stipule que chaque membre préfère rester dans la coalition à devenir un passager clandestin (sachant que, implicitement, la coalition est supposée "survivre" à sa sortie). D'autre part, en vertu de la seconde condition, les pays extérieurs à la coalition ne souhaitent pas l'intégrer.

A partir de là, il reste à savoir si l'ensemble des coalitions possédant ces caractéristiques est vide ou non.

Proposition (Carraro & Siniscalco [1993]) : Si tous les pays sont supposés identiques,

1. l'existence de coalitions stables peut être établie,
2. la dimension des coalitions stables est toujours petite, dans le sens où $\forall S^*, |S^*| \ll |N|$,
3. l'introduction de transferts entre les pays n'accroît pas la dimension des coalitions stables.

Cette thèse conduit donc à un résultat pessimiste. Elle démontre, certes, que des accords internationaux, motivés par l'intérêt individuel de chacun des

membres, peuvent voir le jour, mais, aussi, que leur dimension reste insuffisante par rapport à l'optimum international. De plus, la contrainte de stabilité de la coalition stable originelle voue à l'échec toute tentative d'élargissement de l'entente (si les pays sont identiques), par laquelle elle chercherait à susciter de nouvelles adhésions en offrant aux entrants un système d'incitations sous la forme de transferts.

Approfondissons toutefois ce point. Soit S^* une coalition stable et j un candidat à l'adhésion. L'entrée de j accroît l'utilité des membres originels, pris collectivement, de $\sum_{i \in S^*} [P_i(S^* \cup \{j\}) - P_i(S^*)]$, ce qui définit une borne supérieure pour le transfert T qu'ils sont disposés à lui offrir. De son côté, S^* étant stable par hypothèse, j préfère rester passager clandestin, à moins de recevoir un transfert couvrant au minimum le coût de son adhésion, soit $Q_j(S^*) - P_j(S^* \cup \{j\})$. Ceci définit une limite inférieure pour T . Un terrain d'entente peut donc être trouvé à la condition que :

1. le transfert puisse être auto-financé :

$$\sum_{i \in S^*} [P_i(S^* \cup \{j\}) - P_i(S^*)] \geq T > Q_j(S^*) - P_j(S^* \cup \{j\})$$

2. la contribution de chacun des membres au transfert soit tel que :

$$P_i(S^* \cup \{j\}) > P_i(S^*), \forall i \in S^*.$$

Ces deux conditions garantissent que l'adhésion est bénéfique à l'ensemble des parties (anciens comme nouveaux). Mais, pour respecter la méthodologie adoptée jusqu'ici, il faut également que l'accord ainsi passé, i.e. la coalition $S^* \cup \{j\}$, soit stable au sens de la définition 2. Deux cas se présentent alors.

Si tous les pays sont identiques, alors la troisième partie de la proposition précédente s'applique ; autrement dit, l'arrangement trouvé, quelles qu'en soient les modalités, n'est pas stable car les membres originels sont tentés de faire défection.

Sinon, en situation asymétrique, Botteon & Carraro [1995] affirment qu'un arrangement peut, dans certains cas, être stabilisé et prouvent cette assertion à l'aide d'une simulation numérique ayant trait aux négociations sur l'effet de serre.

Ainsi, en dehors du cas asymétrique, l'élargissement de S^* n'est possible que si les règles du jeu sont modifiées pour permettre à des groupes de prendre des engagements fermes (Carraro & Siniscalco [1993]). Ce recours à l'idée d'accords contraignants entre les joueurs rapproche de la méthodologie de la théorie des jeux coopératifs. Le nombre de pays attirés dépend alors des règles choisies par les auteurs : engagement de la coalition stable initiale, engagement séquentiel de la coalition initiale puis de tous nouveaux entrants, engagement minimum compatible avec la coopération complète et engagement externe.

En conclusion de cette section, il convient d'insister sur la relecture que donne la méthodologie de C&S du paradoxe de la coordination des actions

internationales en matière de préservation d'une ressource partagée. Supposons que tous les pays soient identiques (les indices i sont donc supprimés ci-dessous) et que la coalition S^* soit stable. Les pays membres, bien que ne désirant pas faire défection (par définition, $\forall i \in S^*, P(S^*) \geq Q(S^* \setminus \{i\})$), préféreraient tout de même échanger leur place avec un pays extérieur à l'accord, qui profite tout autant de l'amélioration de la qualité de l'environnement, mais sans y contribuer. Autrement dit, on a $Q(S^*) > P(S^*)$. Ceci ne décrit pas une configuration de dilemme du prisonnier, puisque cette situation de coopération partielle est un équilibre du jeu, mais celle d'un jeu de coordination illustré par la figure suivante.

		Pays b	
		D	C
Pays a	D	$Q(s-1), Q(s-1)$	$Q(s), P(s)$
	C	$P(s), Q(s)$	$P(s+1), P(s+1)$

Dans ce jeu, la situation initiale est celle où $s-1$ joueurs coopèrent, avec $s = |S^*|$. Les joueurs a et b, n'appartenant pas à S^* , ont le choix de se joindre à l'accord (C pour coopérer) ou de camper sur leur position (D pour faire défection), sachant que les deux sont incités à entrer (puisque S^* est stable) mais qu'ils préfèrent au-delà de tout que l'autre se dévoue. Le classement des gains est donc le suivant :

$$Q(s) > P(s+1) > P(s) > Q(s-1)$$

Ce jeu ne possède pas de stratégie dominante. Il y a deux équilibres, qui sont (C, D) et (D, C) . Il s'agit d'un jeu de croisement. C&S font remarquer que cette impasse, par laquelle tous ont intérêt à participer mais surtout à attendre que les autres se décident, peut être résolue par l'introduction d'asymétrie dans le jeu.

On retiendra donc, au-delà des éléments évoqués plus haut, que le jeu du dilemme du prisonnier n'est plus pertinent si l'on élargit la définition d'un comportement coopératif pour englober les situations de coopération partielle. En pareil contexte, la non coopération n'est plus une stratégie dominante.

4.3 Coalitions stables de grande taille

La thèse des "coalitions stables de grande taille" est opposée à la précédente par Tulkens [1997].

Une première différence vient du fait qu'elle s'appuie sur un concept de la théorie des jeux coopératifs, le coeur, alors que l'analyse précédente relève de la théorie des jeux non coopératifs. En vertu de ce nouveau paradigme, la parole donnée ne peut donc plus être reprise, car les engagements sont contraignants (binding).

Partant de là, la notion de stabilité de la coalition doit être revisitée. Il ne s'agit plus, comme c'était le cas ci-dessus, de chercher une coalition S telle

qu'aucun pays ne soit tenté de revenir sur son choix d'appartenir à S (élimination de la tentation de devenir passager clandestin) puisque, par hypothèse, toute issue acceptée est réalisée. Mais il suffit de trouver une règle de répartition des bénéfices de la coopération complète, faisant intervenir tous les pays de l'ensemble N , telle que les participants tombent tous d'accord sur sa nécessité. Cette unanimité requiert donc de comparer le paiement de chacun (transferts compris) au sein de cette "grande coalition" avec toutes les autres configurations possibles du jeu, comprenant évidemment l'équilibre non coopératif mais aussi toutes les ententes partielles que les pays pourraient convenir. Nous reprenons ci-après la démarche de Chander & Tulkens [1994a,b] (nous noterons C&T par la suite).

Le point de départ de leur raisonnement est de définir la fonction caractéristique du jeu coopératif, notée $w(S)$. Elle associe à toute coalition S le paiement maximum que les membres de S peuvent obtenir collectivement : $w(S) = \max \sum_{i \in S} v_i(\cdot)$. Partant de là, la combinaison $[N, w(\cdot)]$ définit un jeu coopératif sous forme caractéristique avec utilité transférable.

Comme le paiement des pays participant à la coalition dépend, au travers de la pollution, des comportements des autres pays, il est nécessaire de le spécifier pour donner un contenu concret à la fonction caractéristique. Sur ce point, plusieurs voies se concurrencent.

La première découle de la littérature sur l'offre de biens publics purs. Elle revient à supposer que, lorsqu'une coalition se forme, les pays extérieurs prennent la décision la plus défavorable possible aux intérêts de la coalition. Ceci donne lieu à la définition d'une "fonction caractéristique- α ", notée $\omega^\alpha(\cdot)$.

Une hypothèse alternative postule que, lorsqu'une coalition dévie de la coopération complète, elle considère le comportement des autres comme invariant.

Une autre hypothèse, implicite dans les travaux de C&S, postulerait que, lorsque la coalition S se forme (par exemples, les pays du groupe S deviennent des passagers clandestins), la coalition $N \setminus S$ reste (les pays continuent à coopérer malgré les défections) et choisit sa stratégie de meilleure réponse à S , l'action de S étant donnée.

C&T adoptent pour leur part le point de vue défendu dans la définition suivante, selon lequel les pays extérieurs se désagrègent en singletons et répondent de façon non coopérative de manière à rejoindre un équilibre compatible avec leurs intérêts individuels. Ceci donne lieu à la définition d'une "fonction caractéristique- γ ", notée $\omega^\gamma(\cdot)$ (pour bien comprendre cette définition, il convient de revenir sur la présentation du modèle de base du paragraphe 2.2.1).

Définition (C&T [1994a, b]) : Si une coalition $S \subset N$ se forme, l'utilité agrégée maximale qu'elle peut obtenir pour ses membres est donnée par la fonction

:

$$\omega^\gamma(S) = \max_{(x_i, E_i)_{i \in S}} \sum_{i \in S} [x_i - d_i(z)]$$

sous :

$$\begin{aligned} \sum_{i \in S} x_i &\leq \sum_{i \in S} f_i(E_i) \\ z &= \sum_{i \in S} E_i + \sum_{j \in N \setminus S} E_j \end{aligned}$$

sachant que les pays non membres de la coalition maximisent leur bien-être en considérant que la décision de la coalition est donnée. On a, $\forall j \in N \setminus S$

:

$$(x_j, E_j) \text{ maximise } x_j - d_j(z)$$

sous

$$\begin{aligned} x_j &\leq f_j(E_j) \\ z &= \sum_{i \neq j} E_i + E_j \end{aligned}$$

Si la coalition N se forme, l'utilité agrégée maximale qu'elle peut obtenir pour ses membres est donnée par :

$$\omega^\gamma(N) = \sum_{i \in N} [x_i^* - d_i(z^*)]$$

où x^* et z^* correspondent à l'optimum international.

La seconde étape du propos de C&T est de démontrer que le coeur du jeu coopératif $[N, \omega^\gamma(\cdot)]$, appelé coeur- γ , n'est pas vide.

Définition : Une stratégie de la coalition N appartient au coeur du jeu coopératif $[N, \omega^\gamma(\cdot)]$ si le paiement qu'elle assure à tout groupe S de pays est plus grand que $\omega(S)$, quelle que soit la coalition $S \subset N$.

Le coeur- γ s'interprète donc de la manière suivante. La coalition N constitue le référentiel du jeu. L'issue $(x^*, y^*, E^*, z^*, T^*)$ appartient au coeur du jeu $[N, \omega^\gamma(\cdot)]$ si aucun groupe de pays ne peut, en la reniant, obtenir pour lui-même un paiement plus grand que s'il ne le fait pas, étant entendu que toute défection de sa part se traduit par l'éclatement de la coalition résiduel en singletons agissant dans leur propre intérêt en adoptant un comportement de Nash vis-à-vis de la coalition S (conformément à la construction de la fonction caractéristique- γ). S'il n'existe aucune stratégie possédant cette propriété, alors le coeur du jeu est vide.

Comme le font remarquer C&T, la “vacuité” ou la “non vacuité” du coeur dépend du pouvoir des pays extérieurs à S .

Dans l’hypothèse comportementale α , ce pouvoir est relativement grand, dans la mesure où les pays $N \setminus S$ engagent, par hypothèse, l’action la plus défavorable qui soit à l’encontre de S . Ceci limite, dans une certaine mesure, la capacité des pays à augmenter leur paiement en sortant de la grande coalition N . De ce fait, dans de nombreux jeux, le coeur- α n’est pas vide.

L’hypothèse retenue par C&T est moins favorable à l’existence d’un coeur non vide (mais le comportement décrit est plus crédible). En effet, intuitivement, compte tenu des notations et des comportements afférents, on a, quelle que soit S , $\omega^\alpha(S) \leq \omega^\gamma(S)$, si bien que, s’il n’est pas vide, le coeur- γ est contenu dans le coeur- α , et éventuellement plus petit ; les chances qu’il soit vide sont donc plus grandes.

Ceci étant dit, nous résumons le résultat de C&T dans la proposition suivante, qui prouve l’existence d’un coeur- γ non vide et énonce une règle de répartition des gains de la coopération correspondante. Elle n’est démontrée que pour le cas où tous les pays ont une même fonction de production ou des dommages linéaires.

Proposition (C&T [1994a,b]) : Etant donné le vecteur d’émissions (E_1^*, \dots, E_n^*) , des transferts de biens privés de la forme :

$$T_i^* = -[f_i(E_i^*) - f_i(\hat{E}_i)] + \frac{d'_i(z^*)}{\sum_{i \in N} d'_i(z^*)} \sum_{i \in N} [f_i(E_i^*) - f_i(\hat{E}_i)], \forall i \in S$$

produisent un état faisable du système tel que, pour toute coalition $S \subset N$,

$$\sum_{i \in S} [x_i^* - d_i(z^*)] \geq \omega^\gamma(S)$$

La formule précédente explicite le montant des transferts reçus par chaque pays. Ils se composent de deux éléments. Le premier terme entre crochets implique que chacun reçoit une compensation égale au coût de dépollution supporté, c’est-à-dire égale à la différence entre la production à l’équilibre de Nash et celle prévalant à l’optimum international. Le second élément définit la contribution de chacun au budget global redistribué, $B = \sum_{i \in N} [f_i(E_i^*) - f_i(\hat{E}_i)]$. Cette dernière est proportionnelle à la propension marginale à payer relative de chaque pays, i.e. $d'_i(z^*) / \sum_{i \in N} d'_i(z^*)$. Le solde de ces deux éléments est positif ou négatif selon les cas. Au total, le budget est équilibré (la somme des transferts est nulle).

Bibliographie

- Anderson, K. et R. Blackhurst (sous la direction de), Commerce mondial et environnement, Economica, Paris, 1991, 338 p.
- Barrett, S. [1990] "The problem of global environmental protection", Oxford review of economic policy, 6 (1) : 68 - 79.
- Barrett, S. [1991] "International Environmental Agreements as Games", pages 11-36, in Pethig, R. (Ed.), Conflicts and Cooperation in Managing Environmental Resources, Springer-Verlag, 1991, 273 p.
- Barrett, S. [1992] Conventions on climate change: Economic aspects of negotiations, Paris, OECD.
- Barrett, S. [1994] "Self-Enforcing International Environmental Agreements", Oxford Economic Papers, 46 : 878 - 894.
- Black, J., M.D. Levi et D.D. Mesa [1993] "Creating a Good Atmosphere : Minimum Participation for Tackling the "Greenhouse Effect"", Economica, 60 : 281 - 293.
- Botteon, M. et C. Carraro [1995] "Burden-Sharing and Coalition Stability in Environmental Negotiations with Asymmetric Countries", Working Paper n° 95.05, prepared for the 2nd workshop on "Designing Economic Policy for Management of Natural Resources and the Environment", Venice, 12-13 may, 1995.
- Carraro, C. et D. Siniscalco [1992] "The international dimension of environmental policy", European Economic Review, 36 : 379 - 387.
- Carraro, C. et D. Siniscalco [1993] "Strategies for the international protection of the environment", Journal of Public Economics, 52 : 309 - 328.
- Carraro, C. et D. Siniscalco [1995] "International Coordination of Environmental Policies and Stability of Global Environmental Agreements", Working Paper n° 95.01.
- Chander, P. et H. Tulkens [1994a] "The Core of a economy with multilateral environmental externalities", California Institute of Technology Social Science Working Paper 886, August 1994.
- Chander, P. et H. Tulkens [1994b] "A Core-theoretic solution for the design of cooperative agreements on transfrontier pollution", California Institute of Technology Social Science Working Paper 897, August 1994.
- Chichilnisky, G. [1994] "North-South Trade and the Global Environment", The American Economic Review, 84 (4) : 851 - 874.
- Copeland, B.R. et M.S. Taylor [1994] "North-South Trade and the Environment", The Quarterly Journal of Economics, 109 (3) : 755 - 787.
- Copeland, B.R. et M.S. Taylor [1995] "Trade and Transboundary Pollution", The American Economic Review, 85 (4) : 716 - 737.
- Grether, J.M. et J. De Melo [1995] "Commerce, environnement et relations Nord-Sud : les enjeux et quelques tendances récentes", Revue d'économie du développement, 3 (4) : 69 - 101.
- Hoel, M. [1991] "Global Environmental Problems : The Effects of Unilateral Actions Taken by one Country", Journal of Environmental Economics and Management, 20 (1) : 55 - 70.

- Mäler, K.-G. [1990] "International Environmental Problems", *Oxford Review of Economic Policy*, 6 (1) : 80- 108.
- Markusen, J.R. [1975] "Cooperative Control of International Pollution and Common Property Resources", *Quarterly Journal of Economics*, 89 : 618 - 632.
- Markusen, J.R. [1975] "International Externalities and Optimal Tax Structures", *Journal of International Economics*, 5 : 15 - 29.
- Newbery, D.M. [1990] "Acid Rain", *Economic Policy*, 5 (11) : 297 - 346.
- Nordhaus, W.D. and Yang, Z. [1996] "A Regional Dynamic General-Equilibrium Model of Alternative Climate-Change Strategies", *The American Economic Review*, 86 (4) : 741 - 765.
- Oliveira-Martins, J., Burniaux, J.M., Martin, J.P. and Nicoletti, G. [1993] "The Cost of Reducing CO2 Emissions : A Comparison of Carbon Tax Curves with GREEN", pages 67-94, in OCDE, *Les coûts de la réduction des émissions de carbone : résultats tirés des modèles mondiaux*, Paris, 1993, 160 pages.
- Rauscher, M. [1994] "Ecological Dumping", *Oxford Economic Papers*, 46 : 822 - 839.
- Rauscher, M., *International Trade, Factor Movements, and the Environment*, Clarendon Press, Oxford, 1997, 335 p.
- Russel, C.S. et H.H. Landsberg [1971] "Les problèmes d'environnement à l'échelle internationale", pages 77-102, in R. et N.S. Dorfman (sous la direction de), *Economie de l'environnement*, Calmann-Lévy, Paris, 1972, 316 pages.
- Tulkens, H. [1997], "Cooperation vs Free Riding in International Environmental Affairs: Two Approaches", *Core Discussion Paper 9752*.