

## AVANT-PROPOS

par

**Jean-Michel Charpin**

*Commissaire au Plan*

L'arrivée de l'économie dans la décision publique en matière d'environnement est un événement récent. De ce fait, les relations entre économistes, universitaires et décideurs n'ont pas pris dans ce domaine la physionomie presque routinière qu'elles peuvent revêtir dans des domaines comme la politique monétaire ou celle des transports. C'est depuis quelques années seulement que se multiplient les commandes publiques d'études et que prennent forme des programmes de recherche soutenus par les pouvoirs publics.

Il n'est pas étonnant, dans ces conditions, que ni l'économie de l'environnement elle-même, ni l'usage qu'en font les décideurs publics, ne soient stabilisés. Au contraire, il s'agit d'une branche de l'économie qui se présente comme un archipel d'approches assez diverses et en progression constante. Certaines administrations et organismes publics sont habitués à travailler avec tout ou partie des courants de pensée qui coexistent, d'autres sont moins familiarisés.

C'est pourquoi nous avons pensé, avec le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement et avec la Direction de la Prévision au ministère de l'Économie, des Finances et de l'Industrie, qu'il était nécessaire d'organiser sur le sujet un séminaire, avec un double objectif : bien clarifier ce qui est établi et ce qui reste en débat dans le domaine, faciliter le dialogue entre universitaires et responsables publics.

Les deux partenaires du Commissariat général du Plan ont mis à la disposition de ce séminaire l'ensemble de leurs réseaux dans les milieux académiques et parmi les responsables, et ont investi beaucoup d'énergie à piloter le séminaire avec nous. Je les en remercie très chaleureusement. Le petit livre qui résulte de ce travail collectif, sorte de *vade-mecum* de l'économie de l'environnement, devrait contribuer à acclimater encore mieux l'usage de la pensée économique dans la préparation des politiques environnementales.

## SOMMAIRE

---

<i>INTRODUCTION</i> .....	13
---------------------------	----

---

<i>LISTE DES THEMES ET INTERVENANTS</i> .....	17
---	----

---

<i>CHAPITRE PREMIER - MODELISATION :</i> <i>LES MODELES APPLIQUES</i> .....	23
--	----

1. Typologie et caractérisation des modèles .....	23
2. Les enjeux de la modélisation .....	25
3. Les points en débat .....	25
3.1. La complémentarité des outils.....	25
3.2. La pertinence des comportements .....	26
3.3. Les recommandations.....	27
4. Références .....	28

---

<i>CHAPITRE II - MODELISATION : LES MODELES THEORIQUES</i> <i>DE CROISSANCE</i> .....	31
--	----

1. Croissance durable et optique utilitariste.....	31
2. Les enjeux.....	34
3. Les points en débat .....	35
3.1. La définition de la durabilité .....	35
3.2. L'orientation des trajectoires.....	36
4. Références .....	37

---

<i>CHAPITRE III - LA VALORISATION DES EFFETS EXTERNES</i> <i>ET DES ACTIFS NATURELS</i> .....	39
--	----

1. Les méthodes.....	39
1.1. La présentation des méthodes.....	39

1.2.	Les enjeux des méthodes.....	41
<b>2.</b>	<b>Les points en débat .....</b>	<b>42</b>
2.1.	Quel est le domaine de validité des résultats fournis par ce type de méthodes ? .....	42
2.2.	Existe-t-il des méthodes alternatives ou complémentaires ?.....	43
<b>3.</b>	<b>Application au domaine de la santé .....</b>	<b>44</b>
3.1.	Les spécificités du domaine de la santé .....	44
3.2.	Les points en débat en matière de santé .....	46
3.3.	Les recommandations .....	47
<b>4.</b>	<b>Références.....</b>	<b>48</b>
<hr/>		
	<b>CHAPITRE IV - LA TARIFICATION PUBLIQUE.....</b>	<b>51</b>
<b>1.</b>	<b>Les outils de tarification.....</b>	<b>51</b>
<b>2.</b>	<b>Les enjeux pratiques : l'exemple des transports.....</b>	<b>52</b>
<b>3.</b>	<b>Les points en débat .....</b>	<b>54</b>
3.1.	L'acceptabilité sociale .....	54
3.2.	L'évolution des barèmes .....	55
3.3.	Les recommandations .....	55
<hr/>		
	<b>CHAPITRE V - DROITS DE PROPRIETE ET SYSTEMES DE PERMIS D'EMISSION NEGOCIABLES .....</b>	<b>57</b>
<b>1.</b>	<b>Principes et propriétés des systèmes de permis négociables .....</b>	<b>57</b>
<b>2.</b>	<b>Les enjeux.....</b>	<b>60</b>
<b>3.</b>	<b>Les points en débat .....</b>	<b>62</b>
3.1.	Égalisation des coûts marginaux et efficacité .....	62
3.2.	Quels préalables à un bon fonctionnement d'un système de permis d'émission de carbone ? .....	63
3.3.	Les recommandations .....	63
<b>4.</b>	<b>Références.....</b>	<b>64</b>

---

**CHAPITRE VI - LES INSTRUMENTS ECONOMIQUES  
POUR LES POLITIQUES DE L'ENVIRONNEMENT :  
LE CAS DES POLLUTIONS TRANSFRONTIERES ..... 67**

<b>1.</b>	<b>Le décalage entre la théorie et la réalité .....</b>	<b>67</b>
<b>2.</b>	<b>Les enjeux.....</b>	<b>69</b>
<b>3.</b>	<b>Les points en débat .....</b>	<b>71</b>
3.1.	Les permis d'émission négociables : un moyen de contourner les réticences à l'instauration d'une fiscalité mondiale ? .....	71
3.2.	Les procédures de tâtonnement .....	72
3.3.	Les recommandations.....	72
<b>4.</b>	<b>Références .....</b>	<b>73</b>

---

**CHAPITRE VII - LE DOUBLE DIVIDENDE :  
MODELES THEORIQUES..... 75**

<b>1.</b>	<b>La littérature théorique sur le double dividende .....</b>	<b>75</b>
<b>2.</b>	<b>Les enjeux.....</b>	<b>77</b>
<b>3.</b>	<b>Les points en débat .....</b>	<b>78</b>
3.1.	Les combinaisons d'instruments et le double dividende .....	78
3.2.	Double dividende et critère de décision .....	79
3.3.	Les recommandations.....	79
<b>4.</b>	<b>Références .....</b>	<b>80</b>

---

**CHAPITRE VIII - LE DOUBLE DIVIDENDE :  
MODELES APPLIQUES ..... 81**

<b>1.</b>	<b>Une approche empirique du double dividende .....</b>	<b>81</b>
<b>2.</b>	<b>Les enjeux.....</b>	<b>83</b>
<b>3.</b>	<b>Les points en débat .....</b>	<b>85</b>
3.1.	La cohérence théorique .....	85
3.2.	Les impacts sectoriels.....	85
3.3.	Les recommandations.....	86

<b>4. Références.....</b>	<b>87</b>
---------------------------	-----------

---

***CHAPITRE IX - PROCESSUS DE NEGOCIATION  
ET ACCORDS VOLONTAIRES ..... 89***

<b>1. Théorie des accords volontaires .....</b>	<b>89</b>
1.1. Les accords volontaires à la croisée de théories économiques complémentaires .....	89
1.2. Les enjeux théoriques des accords volontaires .....	92
<b>2. Pratique des accords volontaires : une évaluation empirique.....</b>	<b>93</b>
2.1. L'efficacité des accords volontaires en question.....	94
2.2. Les enjeux pratiques des accords volontaires .....	96
<b>3. Les points en débat .....</b>	<b>97</b>
3.1. L'accord volontaire comme préalable à l'action.....	97
3.2. Le futur des accords volontaires .....	98
3.3. Les recommandations .....	98
<b>4. Références.....</b>	<b>99</b>

---

***CHAPITRE X - COMMERCE INTERNATIONAL ET ENVIRONNEMENT  
OMC ET LE DUMPING ENVIRONNEMENTAL ..... 101***

<b>1. Les liens entre politique commerciale et environnement .....</b>	<b>101</b>
<b>2. Les enjeux.....</b>	<b>103</b>
<b>3. Les points en débat .....</b>	<b>104</b>
3.1. Les délocalisations .....	104
3.2. La différenciation des produits .....	105
3.3. Les recommandations .....	106
<b>4. Références.....</b>	<b>106</b>

---

***CHAPITRE XI - LES APPROCHES JURIDICO-ECONOMIQUES..... 109***

<b>1. Responsabilité civile et niveau optimum de précaution .....</b>	<b>109</b>
<b>2. Les enjeux.....</b>	<b>111</b>

<b>3.</b>	<b>Les points en débat .....</b>	<b>112</b>
3.1.	Les obstacles à la fonction indemnitrice .....	112
3.2.	Les asymétries d'information .....	113
3.3.	Les recommandations .....	114
<b>4.</b>	<b>Références .....</b>	<b>114</b>

---

***CHAPITRE XII - LA PRISE EN COMPTE DE L'INCERTITUDE  
ET DE L'IRREVERSIBILITE..... 115***

<b>1.</b>	<b>Décision en incertain et irréversibilité .....</b>	<b>115</b>
<b>2.</b>	<b>Les enjeux.....</b>	<b>117</b>
<b>3.</b>	<b>Les points en débat .....</b>	<b>118</b>
3.1.	L'identification des comportements face au risque .....	118
3.2.	Séquence de décision et investissement .....	119
3.3.	Les recommandations .....	120
<b>4.</b>	<b>Références .....</b>	<b>120</b>

---

***CHAPITRE XIII - LE PRINCIPE DE PRECAUTION ..... 123***

<b>1.</b>	<b>Une approche économique du principe de précaution.....</b>	<b>123</b>
<b>2.</b>	<b>Les enjeux.....</b>	<b>125</b>
<b>3.</b>	<b>Les points en débat .....</b>	<b>126</b>
3.1.	Le principe de précaution, un principe d'action ? .....	126
3.2.	La validité empirique des modèles .....	128
3.3.	Les recommandations .....	128
<b>4.</b>	<b>Références .....</b>	<b>129</b>

---

***CHAPITRE XIV - LE TRES LONG TERME ACTUALISATION  
ET ARBITRAGES PUBLICS INTERGENERATIONNELS .. 131***

<b>1.</b>	<b>L'actualisation du très long terme .....</b>	<b>131</b>
<b>2.</b>	<b>Les enjeux.....</b>	<b>133</b>
<b>3.</b>	<b>Les débats .....</b>	<b>134</b>

3.1. Équité intergénérationnelle et actualisation .....	134
3.2. Des procédures de décision reconsidérées .....	135
3.3. Les recommandations .....	136
<b>4. Références.....</b>	<b>137</b>
<hr/>	
<b><i>COMPOSITION DU COMITE DE PILOTAGE.....</i></b>	<b><i>139</i></b>

## INTRODUCTION

*par Michel Matheu*  
*Chef de service au Commissariat général du Plan*

Deux années durant, le Commissariat général du Plan, le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement et la Direction de la Prévision du Ministère de l'Économie, des Finances et de l'Industrie ont réuni mensuellement quelques dizaines d'universitaires et de décideurs pour débattre autour d'une discipline en développement, l'économie de l'environnement. Un comité de pilotage représentant les trois organisateurs a assuré la continuité intellectuelle et l'organisation matérielle du séminaire.

Comment transmettre à un large public le fruit de ces débats entre économistes et praticiens ? La dynamique même des réunions a suggéré la réponse. S'agissant de problématiques en évolution, dont certaines n'étaient même pas investiguées il y a vingt ans, les controverses étaient souvent très vives. Les animateurs se sont efforcés, au cours des séances, de faire le départ entre ce qui paraissait scientifiquement acquis et ce qui restait l'objet de débats entre écoles de pensée. Les décideurs qui participaient formulaient, pour leur part, de nombreuses interrogations visant à préciser l'usage que l'on pouvait faire des théories débattues.

C'est ce double effort - clarifier l'état de l'art et des controverses, éclairer les applications possibles de la théorie - que le présent ouvrage ambitionne de restituer. Dans ce but, le rapporteur a appliqué la même grille aux contenus des différentes séances. La démarche adoptée procède en trois étapes : décrire les connaissances disponibles sur un sujet donné ; cerner les enjeux du point de vue de la décision publique ; caractériser les points en débat et formuler des recommandations pour mieux répondre aux attentes des décideurs.

En raison de ce choix, l'articulation de l'ouvrage reproduit assez fidèlement celle des séances. Chaque thème abordé a fait l'objet, au cours du séminaire, d'une discussion de deux heures environ. Les résultats scientifiques étaient présentés par un chercheur, et le débat généralement introduit par deux discutants, l'un universitaire, l'autre décideur. Le but de ce choix était

- Introduction -

d'engager d'emblée un débat tourné vers la mise en œuvre de la théorie économique.

Chaque chapitre de l'ouvrage présente le débat relatif à l'un de ces thèmes, parfois à deux d'entre eux, lorsqu'ils étaient tellement connexes qu'il semblait nécessaire de les regrouper. Compte tenu de la grille retenue, il n'était pas souhaitable de résumer successivement interventions et discussions. Au contraire, le rapporteur s'est appliqué à les entrelacer pour ordonner les problèmes à l'attention du lecteur. C'est pourquoi la rédaction des chapitres ne fait pas apparaître les noms des intervenants. Dans les pages qui suivent, une récapitulation du séminaire permet toutefois de retrouver qui a contribué à la réflexion sur chaque thème. Le lecteur désireux d'approfondir un thème trouvera en outre une bibliographie sommaire en fin de chaque chapitre.

Le séminaire a parcouru la plupart des questions étudiées par l'économie de l'environnement, dans trois directions principales.

La première est la question de la modélisation. En matière d'environnement comme ailleurs, toute réflexion économique a pour soubassement un modèle. Chacun ne peut tenir que les promesses de sa structure. Aussi est-il important de bien comprendre quelle réduction du réel il opère pour lui demander les analyses et les prévisions dont il est capable. Les deux premiers chapitres sont consacrés à l'étude des modèles théoriques et appliqués.

La seconde direction est le choix des instruments de l'action publique. Après une période où les pouvoirs publics privilégiaient les outils réglementaires, la plupart des pays mobilisent aujourd'hui un éventail d'instruments de plusieurs natures : règlements, taxes, permis négociables, accords volontaires. La théorie économique fournit des guides pour choisir les plus appropriés selon le problème à résoudre, sans que soient tranchés tous les débats. Même une notion aussi popularisée que le double dividende soulève des questions théoriques complexes, qui alimentent les débats autour des politiques fiscales nationales ou européennes.

En outre, de nouvelles recherches sont rendues nécessaires par l'empilement des niveaux de décision : négociations mondiales, législation européenne, gouvernements nationaux. Les pollutions trans-frontalières, le changement climatique, le débat sur le dumping environnemental sont autant d'exemples de problèmes internationaux traités depuis une ou deux décennies à peine. Choix des instruments et nouveaux contextes internationaux de mise en œuvre sont abordés dans les nombreux chapitres de la partie centrale de l'ouvrage.

La dernière orientation est la réflexion sur les enjeux du développement durable. Sans doute la théorie économique avait-elle déjà bien entamé, il y a deux ou trois décennies, l'étude des irréversibilités et de la prise en compte du très long terme. Des problèmes comme le changement climatique et l'aval de la filière nucléaire ont cependant conduit à approfondir l'analyse. Des demandes de plus en plus nombreuses sont aujourd'hui adressées aux économistes pour éclairer les arbitrages inter-générationnels. Le cadre intellectuel de la théorie de la décision et de l'actualisation est interpellé à cette occasion, et les économistes s'efforcent de relever de nouveaux défis. C'est sur ces problématiques que se conclut le livre.

Il reste à formuler le vœu que le présent ouvrage, volontairement bref, approche son objectif, fournir aux concepteurs et aux acteurs des politiques d'environnement une sorte de *vade-mecum* : un petit livre qu'on puisse feuilleter à la recherche d'idées claires sur un concept économique ou un outil d'action publique, et qui éveille l'envie de débattre plus avant.

## Liste des thèmes et intervenants <sup>1</sup>

Le lecteur trouvera ci-après la liste complète des séances du séminaire, avec les noms des intervenants et discutants. La plupart de ces séances, parfois regroupées par deux, font l'objet d'un chapitre de l'ouvrage.

### **Modélisation**

*Modèles appliqués* : modèles macro-économétriques, modèles d'équilibre général calculable, modèles éco-énergétiques

*Intervenant* : Beaumais (Olivier), ÉRASME, Commissariat général du Plan (CGP), université de Metz

*Discutant* : O'Connor (Martin), C3ED, université de Versailles

*Modèles de croissance* : modèles de croissance exogène, modèles de croissance endogène

*Intervenant* : Ragot (Lionel), ÉRASME, École centrale de Paris, université de Paris-I

*Discutant* : Schembri (Patrick), C3ED, université de Versailles

### **Valorisation des effets externes et des actifs naturels**

#### *Les méthodes*

*Intervenant* : Desaignes (Brigitte), université de Paris-I

*Discutant 1* : Crozet (Yves), LET, Lyon

*Discutant 2* : Labat-Gest (Chantal), Direction du Trésor

---

(1) Les organismes d'appartenances des intervenants sont ceux de la date à laquelle ont eu lieu les différentes séances.

- Liste des thèmes et intervenants -

### **Application au domaine de la santé**

*Intervenant* : Chanel (Olivier), GREQAM-CNRS

*Discutant 1* : Landrieu (Guy), INERIS

### **Tarification publique dans le domaine de l'environnement**

#### ***Tarification publique et réseaux***

*Intervenant* : Quinet (Émile), CERAS, École nationale des Ponts et Chaussées

*Discutant 1* : Baumstark (Luc), CGP

*Discutant 2* : Terraz (Nicolas), ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement

### **Tarification des ressources naturelles**

*Intervenant* : Moreaux (Michel), GREMAQ, IDEI Toulouse

*Discutant 1* : Mocilnikar (Antoine-Tristan), CGP

*Discutant 2* : Lafont (Jean), direction de la Nature et des Paysages, ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement

### **Droits de propriétés, marchés de droits à polluer et à prélever**

#### ***Droits de propriété et marchés de droits à polluer***

*Intervenant* : Godard (Olivier), École polytechnique, Laboratoire d'économétrie

*Discutant 1* : Rainelli (Pierre), INRA

*Discutant 2* : Bourdair (Jean-Marie), AIE

### **Droits de propriété et marchés de droits à prélever (annulée)**

*Intervenant* : Guyomard (Hervé), INRA

*Discutant 1* : Hermitte (Marie-Angèle), CNRS

*Discutant 2* : Salmon (Jean), FNSEA

## **Instruments économiques pour les politiques de l'environnement**

### ***La fiscalité***

*Intervenant* : Zagamé (Paul), CGP, ÉRASME, université de Paris-I

*Discutant 1* : Prudhomme (Rémy), L'ŒIL, université de Paris-XIII

*Discutant 2* : Letourneur (Jean-Sébastien), UNIDEN

### **Le cas de la pollution transfrontière**

*Intervenant* : Smets (Henri), OCDE

*Discutant 1* : Gastaldo (Sylviane), Direction de la Prévision, ministère de l'Économie, des Finances et de l'Industrie (MEFI)

*Discutant 2* : Langenfeld (Fredy), Agence de l'eau Rhin-Meuse

### **Le double dividende**

#### ***Modèles théoriques***

*Intervenant* : Assouline (Mireille), EUREQUA, université de Paris-I et ÉRASME

*Discutant 1* : Lipietz (Alain), CEPREMAP

*Discutant 2* : de Monchy (Guy), Direction de la Prévision, MEFI

#### ***Modèles appliqués***

*Intervenant* : Hourcade (Jean-Charles), CNRS, CIRED

*Discutant 1* : Schubert (Katheline), EUREQUA, université de Paris-I et ÉRASME

*Discutant 2* : Lepas (Armand), CNPF

## **Commerce et environnement**

### ***OMC et dumping environnemental***

*Intervenant* : Soubeyran (Antoine), GREQAM, LEQAM

*Discutant 1* : Potier (Michel), OCDE

*Discutant 2* : Arvis (Jean-François), DREE

- Liste des thèmes et intervenants -

### ***Intégration des PECO et environnement***

*Intervenant* : Bergman (Hans), Commission européenne, DG XI

*Discutant 1* : Yavchinovki (André), ADEME

*Discutant 2* : Van Ermen (Raymond), consultant, EPE

### **Outils comptables et indicateurs**

#### ***Comptabilité nationale***

*Intervenant* : Weber (Jean-Louis), IFEN

*Discutant 1* : O'Connor (Martin), C3ED, université de Versailles

#### ***Intégration de l'environnement dans les outils de gestion de l'entreprise***

*Intervenant* : Martin (Valérie), ADEME

*Discutant 1* : Milot (Jean-Paul), Conseil national de la comptabilité

### **Indicateurs de développement durable**

*Intervenant* : Lavoux (Thierry), IFEN

*Discutant 1* : Brodhag (Christian), Commission française du développement durable

### **Investissements et irréversibilité**

#### ***Irréversibilités et incertitude***

*Intervenant* : Gollier (Christian), GREQAM, IDEI

*Discutant 1* : Godard (Olivier), École polytechnique, Laboratoire d'économétrie

*Discutant 2* : Denant-Boemont (Laurent), LET, Lyon

#### ***Principe de précaution***

*Intervenant* : Treich (Nicolas), GREQAM, IDEI

*Discutant 1* : Walliser (Bernard), École nationale des Ponts et Chaussées

*Discutant 2* : Moncomble (Jean-Eudes), EDF

## **L'évaluation *a priori* des directives européennes**

### ***Approches juridico-économiques***

*Intervenant* : Deffains (Bruno), CREDES, université de Nancy

*Discutant 1* : Monédiaire (Gérard), université de Limoges

*Discutant 2* : Rideau (Jean-Pierre), Direction de l'eau, ministère de l'Environnement

### ***Évaluation économique de la réglementation***

*Intervenant* : Duran (Patrice), CNRS, GAPP

*Discutant 1* : Lévêque (François), CERNA, École des Mines de Paris

*Discutant 2* : Guignard-Hamon (Claire), CGP

## **Processus de négociation et accords volontaires**

### ***Théorie des accords volontaires***

*Intervenant* : Lévêque (François), CERNA

*Discutant 1* : Salanié (François), INRA

*Discutant 2* : Oppeneau (Jean-Claude), ADEME

### ***Pratique des accords volontaires : évaluation de l'efficacité***

*Intervenant* : Glachant (Matthieu), CERNA

*Discutant 1* : Aviam (Jean-Marc), DGAD, ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement

*Discutant 2* : Armand (Richard), Péchiney

## **Le très long terme**

### ***L'actualisation du très long terme***

*Intervenant* : Gollier (Christian), IDEI, université de Toulouse

*Discutant* : Philibert (Cédric), Programme des Nations-Unies pour l'environnement

- Liste des thèmes et intervenants -

***Arbitrages publics et équité intergénérationnelle***

*Intervenant* : Henry (Claude), École polytechnique, Laboratoire d'économétrie

*Discutant 1* : Schubert (Katheline), EUREQUA, université de Paris-I et ÉRASME

*Discutant 2* : Moncomble (Jean-Eudes), EDF

**Une séance exceptionnelle s'est tenue avec les intervenants suivants**

*Intervenant* : Falloux (François), Banque Mondiale

*Discutant* : Garetta (Catherine), Fonds français pour l'environnement mondial

## Chapitre Premier

### Modélisation : les modèles appliqués

Longtemps, les modèles appliqués n'ont tenu qu'une place modeste dans les démarches d'analyse des politiques de l'environnement. Depuis la fin des années quatre-vingt, avec l'émergence des phénomènes globaux de pollution, avec aussi le changement d'échelle des régulations envisagées (nouvelles lois sur l'eau, sur les déchets pour la France, projets de taxation des émissions de carbone, voir *L'économie face à l'écologie*, 1993) les modèles sont apparus comme un outil commode d'évaluation *ex-post* ou *ex-ante* des politiques de l'environnement. Leur utilisation, lors des processus de négociation nationale ou internationale, rend nécessaire la compréhension de leurs propriétés principales.

#### 1. Typologie et caractérisation des modèles

On distingue trois grandes familles de modèles : les modèles macro-économétriques, les modèles d'équilibre général calculable et enfin les modèles *input-output*, éco-énergétiques.

Les modèles macro-économétriques décrivent l'économie d'un ou de plusieurs pays par un système d'équations, le plus souvent linéaires. Ces équations peuvent être de nature comptable, ou peuvent spécifier un comportement économique : de consommation, d'investissement, d'exportation, etc. Elles sont estimées par l'économétrie sur des séries temporelles, généralement selon un pas annuel. En ce sens elles intègrent l'information historique contenue dans les données. La référence théorique de ces modèles n'est pas toujours explicite ; les mécanismes de demande y tiennent cependant une place particulière, selon un schéma proche de la théorie keynésienne du multiplicateur. Ainsi, un supplément de dépense publique (investissement dans des biens d'équipement de dépollution par exemple) s'accompagnera d'effets induits (revenus supplémentaires distribués, consommation, investissement) qui, à terme, augmenteront le PIB. De tels résultats ont été mis en évidence, à l'aide du modèle Hermès, lors d'exercices d'évaluation des impacts macro-économiques

- Modélisation : les modèles appliqués -

de la politique de l'eau ou de la maîtrise de l'énergie en France (voir, respectivement, D. Brécard et L. Lemiale, 1998 et P. Le Mouël, 1998).

Les modèles d'équilibre général calculable représentent également l'économie d'un ou de plusieurs pays par un système d'équations qui peuvent faire apparaître de fortes non-linéarités. Ces équations (comptables et de comportement) comportent des paramètres dont la valeur est établie selon une procédure spécifique appelée calibrage. Le calibrage consiste à choisir une année de référence pour laquelle on construit l'ensemble des données (consommation finale, intermédiaire, investissement, production, etc.) que le modèle doit reproduire exactement. Ces modèles reposent explicitement sur des fondements micro-économiques (économie à la Walras) ; les agents sont supposés être optimisateurs, tous les marchés s'équilibrent selon un schéma de concurrence pure et parfaite, y compris le marché du travail, et le système de prix résulte de la confrontation entre l'offre et la demande de biens et de services. Ces modèles sont généralement utilisés pour l'étude de problématiques de long terme (retraite, environnement, etc.) qui touchent à la structure des économies. Ils peuvent évaluer l'effet de mesures de politique économique (réformes fiscales en particulier, systèmes de permis d'émission négociables) sur les principaux agrégats et sur le bien-être d'un consommateur représentatif. Depuis le début des années quatre-vingt-dix, la problématique de la prévention de l'effet de serre additionnel leur a fourni un terrain d'application privilégié. Des organismes tels que le Commissariat à l'énergie atomique ou encore ' ont développé des modèles d'équilibre général calculable détaillés pour l'étude des politiques énergétiques (voir A. Bernard, M. Vielle, 2000, pour une application du modèle GemWTRAP du CEA, et J.-M. Burniaux, 2000, pour une application du modèle Green de l'OCDE).

Enfin, la construction des modèles éco-énergétiques repose sur le principe selon lequel il est possible de calculer le contenu en énergie de tout bien, investissement ou service. Les activités économiques y sont décrites selon des matrices *input-output* qui lient les quantités de facteurs de production demandées, dans chacun des secteurs décrits, aux quantités produites. Un tel choix de spécification permet de saisir assez directement les contraintes écologiques et énergétiques liées à l'activité économique (voir S. Faucheux, F. Levarlet, 1999). Néanmoins, *a contrario*, il n'est pas possible d'appréhender simplement l'impact de mesures de politiques économiques passant par les prix (fiscalité, système de permis d'émission négociables, etc.).

## **2. Les enjeux de la modélisation**

Les modèles dont nous avons donné les propriétés principales dans la section précédente reposent sur une représentation stylisée de la réalité économique. Ils sont généralement conçus pour éclairer les prises de décisions, publiques ou privées, et procèdent par simulation des impacts d'une ou de plusieurs mesures de politique économique (par exemple la réduction du temps de travail). Le détail des résultats quantitatifs qu'ils fournissent dépend du degré de désagrégation retenu lors de la construction du modèle ; ceux-ci sont habituellement exprimés en écart par rapport à une simulation de référence appelée « compte central ». Cependant, les modèles peuvent aussi être utilisés en projection ; dans ce cas, leur mise œuvre permet l'élaboration de *scenarii* ou encore l'élaboration de représentations possibles de l'avenir économique.

Qu'ils soient utilisés en simulation de mesures de politique économique ou en projection, les modèles se nourrissent de jeux d'hypothèses fixées de façon exogène. Ces hypothèses se construisent souvent à partir de « dires d'experts » et s'attachent à décrire l'environnement économique (par exemple, la fiscalité, le déficit public, le niveau des dépenses publiques dans un secteur donné, l'évolution de l'efficacité énergétique, la date d'arrivée de formes d'énergie alternatives, etc.) dans lequel s'inscrivent les exercices de modélisation.

*A priori*, ces hypothèses ne sont pas obligatoirement cohérentes entre elles ; la complexité des relations économiques rend illusoire toute tentative de mise en cohérence hors modèle. Les structures des modèles macro-économiques, économétriques, éco-énergétiques ou d'équilibre général calculable définissent un cadre comptable bouclé ; leur lisibilité théorique permet, conditionne même, la formulation d'interprétations des résultats qu'ils fournissent.

## **3. Les points en débat**

### **3.1. La complémentarité des outils**

Le décideur public ou privé peut légitimement s'interroger sur le type de modèle auquel il doit recourir pour évaluer les mesures de politique économique qui l'intéressent. On peut en effet lui proposer plusieurs outils, chacun possédant des propriétés structurelles spécifiques. Un modèle, quelle que soit la famille à laquelle il se rattache, donne une représentation simplifiée de la réalité économique.

- Modélisation : les modèles appliqués -

En conséquence, les enjeux de la modélisation ne tiennent pas au degré de désagrégation qu'il est possible de pratiquer, ou à la sophistication des comportements que les modélisateurs spécifient. Ils portent sur l'éclairage nécessaire des prévisions, projections, *scenarii*, etc. en regard des fondements théoriques et des hypothèses qui les sous-tendent. Un tel éclairage peut alors apporter sa contribution aux débats qui entourent une décision publique ou privée. La diversité des approches de modélisation doit alors être vue comme une source de complémentarité dans cet effort pour évaluer l'effet de mesures de politique économique ou pour construire des images du futur.

À ce titre, il est clair que la modélisation en équilibre partiel (représentation d'un seul secteur de l'économie, par exemple le secteur énergétique) peut apporter d'utiles éléments d'appréciation. L'abandon du cadrage ou du bouclage macro-économique se fait généralement en contrepartie d'une spécification beaucoup plus détaillée du secteur considéré. Cette spécification, parfois technico-économique (mélange de contraintes technologiques et de comportements économiques), ouvre généralement de bonnes possibilités de dialogue entre les parties prenantes de la décision (économistes et ingénieurs par exemple). Le groupe « Énergie 2010-2020 » du Commissariat général du Plan a ainsi recouru principalement à deux modèles d'équilibre partiel, Medee (Enerdata SA, 1996) et Midas (Voir Capros *et alii*, 1996) pour conduire ses travaux prospectifs. Par ailleurs, le modèle Poles de l'IEPE (Institut d'économie et de politique de l'énergie), voir O. Blanchard et P. Criqui, 2000) permet d'appréhender les enjeux sectoriels détaillés des contraintes futures pesant sur le système énergétique mondial.

### **3.2. La pertinence des comportements**

La description des mécanismes économiques par les modèles passe essentiellement par les fonctions de comportement (consommation, investissement, demande de facteurs, etc.). Ces comportements, d'une certaine manière, sont figés : même lorsque les anticipations formées par les agents économiques sont parfaites, on suppose que leurs procédures de choix, dans le futur, ne sont pas différentes de celles du passé. La stabilité des comportements, en réponse à un choc de politique économique, n'est cependant pas assurée. Il se peut même qu'une mesure de politique économique modifie l'influence de telle ou telle variable sur le comportement des agents économiques. Dès lors, quelle portée opérationnelle peut-on donner à des résultats, à des informations déterminés en grande partie par une structure dont on peut douter qu'elle représente fidèlement l'économie dont on cherche à décrire les ressorts ? Les modélisateurs réalisent, pour répondre à cette question, des chocs structurels sur

- Modélisation : les modèles appliqués -

leurs modèles : ceux-ci consistent à modifier les paramètres des fonctions de comportement de façon à tester la sensibilité des résultats aux spécifications retenues.

Plus particulièrement, l'analyse des questions récentes sur la fiscalité de l'énergie ou sur les systèmes de permis d'émission négociables attire l'attention sur l'importance de la spécification du fonctionnement du marché du travail : la taxation d'un facteur de production tel que l'énergie se traduit par une réallocation des ressources qui dépend des possibilités de substitutions au sein des combinaisons productives et, plus généralement, de la mobilité relative des facteurs de production. Une partie de la charge fiscale supplémentaire introduite au titre d'une politique de l'environnement se reportera donc, *in fine*, sur le travail, relativement peu mobile par rapport au capital ou à l'énergie. La façon dont le modèle représente le fonctionnement du marché du travail (possibilité ou pas d'apparition de chômage involontaire, rôle du coût du travail, etc.) apparaît donc cruciale.

Enfin la question des effets redistributifs des politiques de l'environnement (fiscalité, réglementation, etc.) bien qu'essentielle, reste peu abordée ; la mesure des effets redistributifs nécessite une approche sectorielle et exclut la solution usuelle du ménage représentatif : il faut distinguer, au niveau du modèle plusieurs types de ménages, selon un ensemble de caractéristiques, dont le revenu.

### **3.3. Les recommandations**

L'apport de la modélisation aux prises de décision, publiques ou privées, ne peut être exclusif. Les décideurs disposent de plusieurs types d'outil, qui possèdent chacun leurs propriétés propres, dont la connaissance vient en préalable à toute interprétation des résultats qu'ils fournissent. Ces outils doivent être considérés comme complémentaires lors de l'évaluation des politiques de l'environnement ou lors de l'élaboration de *scenarii* destinés à encadrer la réalité économique.

L'amélioration des comportements, par l'incorporation de l'incertitude, de dynamiques complexes (anticipations parfaites, notamment) constitue sans doute une étape nécessaire à l'enrichissement des interprétations que l'on peut faire à partir de la mise en œuvre de modèles. Elle doit nécessairement reposer sur des choix théoriques lisibles.

- Modélisation : les modèles appliqués -

Enfin, l'exposé des résultats impose que le contexte dans lequel ils ont été obtenus (présupposés théoriques, hypothèses, mécanismes) soit clairement explicité.

#### 4. Références

A. BERNARD, M. VIELLE, « Comment allouer un coût global d'environnement entre pays : permis négociables vs taxes ou permis négociables et taxes », *Économie internationale*, n° 82, 2<sup>e</sup> trimestre 2000.

O. BLANCHARD, P. CRIQUI, « La valeur du carbone : un concept générique pour les politiques de réduction des émissions », *Économie internationale*, n° 82, 2<sup>e</sup> trimestre 2000.

D. BRECARD, L. LEMIALE, « Évaluation des impacts macro-économiques des VI<sup>e</sup> et VII<sup>e</sup> programmes des Agences de l'eau », dans *L'environnement : une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Vuibert, Collection Économie, 1998.

J.-M. BURNIAUX, « Efficacité et équité dans le contrôle à long terme de l'effet de serre », *Économie internationale*, n° 82, 2<sup>e</sup> trimestre 2000.

P. CAPROS, E. KOKKOLAKIS, L. MANTZOS, Y. ANTONIOUS, G. ATSABES, *Midas 5.1 for EU-15. Model description*, Group on Economy-Energy-Environment Modelling, National Technical University of Athens, novembre 1996.

CGP, *L'économie face à l'écologie*, La Découverte/La Documentation française, 1993.

CGP, *Énergie 2010-2020*, rapport de l'atelier, septembre 1998.

ENERDATA SA, « Le traitement des effets prix dans les modèles MEDEE », BC 96-19, 1996.

S. FAUCHEUX, F. LEVARLET, « Energy-Economy-Environment Models », in J. VAN DEN BERGH (édit.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, pp. 1123-1146, 1999.

- Modélisation : les modèles appliqués -

P. LE MOUËL, « Les implications des politiques spécifiques de maîtrise de l'énergie : un bilan pour la France », dans *L'environnement : une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Vuibert, Collection Économie, 1998.

**Pour en savoir plus**

- Sur les modèles

O. BEAUMAIS, K. SCHUBERT, P. ZAGAME, « Les outils de l'évaluation », dans *L'environnement : une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Vuibert, Collection Économie, 1998.

- Sur l'application des modèles

J.-C. HOURCADE, É. FORTIN, « Impact économique des politiques climatiques : des controverses aux enjeux de coordination », *Économie internationale*, n° 82, 2<sup>e</sup> trimestre 2000.

OCDE, *Les incidences macro-économiques des dépenses de l'environnement*, OCDE, Paris, 1985.

## Chapitre II

### Modélisation : les modèles théoriques de croissance

Depuis le milieu des années quatre-vingt, le concept de développement durable occupe largement les discours et les analyses relatives aux relations entre l'économie et l'environnement. La définition qu'en a donnée la commission Brundtland (« le développement durable est celui qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins », CMED, 1988) a ouvert la voie, en théorie économique, à toute une série de travaux qui apparaissent plutôt hétérogènes (voir Godard, 1993 pour un essai de typologie). Ces travaux relèvent en grande partie de la théorie de la croissance qui cherche, par des représentations stylisées, à expliciter l'impact de la prise en compte de l'environnement sur la dynamique de l'économie.

#### 1. Croissance durable et optique utilitariste

Les relations entre l'économie et l'environnement sont à double sens. Les ressources naturelles interviennent tout d'abord directement comme un facteur de production, ou comme l'une des composantes du bien-être des consommateurs. Réciproquement, les activités de production et de consommation se traduisent par l'émission de polluants (solides, liquides, gazeux) qui affectent la qualité de l'environnement.

Les ressources épuisables posent *a priori* le problème de leur remplacement, à plus ou moins brève échéance, par une ressource d'usage équivalent. Aussi, elles occupent une place centrale dans la problématique de la croissance durable. La pollution peut, de son côté, être comprise comme un phénomène d'altération de la qualité de l'environnement, celle-ci présentant les mêmes caractéristiques qu'une ressource renouvelable. Il importe alors de connaître son aptitude à se régénérer de façon autonome ou accompagnée (par des techniques de dépollution appropriées et/ou par l'adoption de technologies propres).

- Modélisation : les modèles théoriques de croissance -

Au-delà de ces questions, les théories économiques de la croissance durable s'opposent sur une question essentielle : doit-on considérer, ou pas, que la nature a une valeur intrinsèque ? Une réponse positive à cette question conduit à privilégier une approche écocentrée qui considère que la croissance, ou le développement, est durable lorsque la qualité de l'environnement ne décroît pas dans le temps. Une réponse négative à cette question suppose en outre que l'on considère que l'environnement ne prend de valeur que par rapport à l'homme, par rapport à l'usage que celui-ci peut en faire. Cette approche peut être qualifiée d'anthropocentrée, ou plus justement d'utilitariste. Elle apparaît aujourd'hui dominante.

Au sein de cette approche, trois critères de bien-être social, pour la comparaison des trajectoires temporelles des économies, peuvent être retenus : le critère utilitariste escompté, qui revient à pondérer de manière différenciée le bien-être présent et le bien-être futur, en accordant moins de poids à ce dernier, le critère utilitariste non escompté, qui revient à accorder le même poids aux bien-être présent et futur, et enfin le critère dit du *maximin* qui cherche à maximiser le bien-être de l'agent le moins favorisé. Le critère adopté n'est pas sans conséquence sur les possibilités d'occurrence de la croissance durable (voir Y. Hiriart et K. Schubert, 1998).

Celles-ci peuvent être saisies soit dans les modèles de croissance exogène, soit dans les modèles de croissance endogène ; dans les modèles de croissance exogène (voir K. Schubert, 2000), le taux de croissance des grandeurs par tête dépend de paramètres exogènes au modèle (taux de croissance de la population active par exemple). Il est donc possible d'agir sur le niveau de la consommation, de la production, etc., mais pas sur leur taux de croissance. Les modèles de croissance endogène (voir P. Aghion, P. Howitt, 1998 ou D. Guillec, P. Ralle, 1995) offrent un cadre plus pertinent pour l'analyse des conditions de la durabilité : la croissance y est auto-entretenu par le jeu des mécanismes internes au modèle, et le taux de croissance peut être modifié par la politique économique (dépenses publiques en infrastructures, aides à la formation du capital humain, etc.). Il existe ainsi de nombreux modèles de croissance qui incorporent des éléments relatifs à l'environnement (voir M. Chevé, L. Ragot, 1998 ou A. Grimaud, 2000).

Les modèles qui traitent des ressources naturelles non renouvelables délivrent un message relativement clair : selon le critère de bien-être social retenu, l'économie peut être ou ne pas être contrainte au déclin, même lorsque la ressource est nécessaire à la production ; plus précisément, le recours à un critère utilitariste escompté conduit l'économie au déclin, le recours au critère

- Modélisation : les modèles théoriques de croissance -

utilitariste non escompté autorise la croissance, et enfin le critère du *maximin* bloque l'économie dans sa situation initiale (sentier de consommation constante). Ce sont les substitutions entre le capital manufacturé et la ressource naturelle qui permettent, dans certains cas, de conserver une consommation positive malgré l'épuisement à long terme de la ressource.

Les modèles qui s'intéressent à la pollution comme « produit fatal » (proportionnel) à l'activité économique débouchent sur une vision plus brouillée des relations entre l'économie et l'environnement. Les modèles de croissance exogène conduisent tous à un état stationnaire, différencié selon le critère de bien-être social adopté. Les modèles de croissance endogène montrent la possibilité d'un sentier de croissance équilibrée s'il y a un effet de compensation fort entre consommation et qualité de l'environnement (ce sentier est qualifié d'enfer écologique car la consommation et la pollution croissent indéfiniment). L'introduction d'un traitement curatif de la pollution laisse entrevoir des possibilités de sentier de croissance équilibrée, mais sous des conditions technologiques ou sous des conditions de comportements (forme des préférences aussi) tout à fait particulières, et uniquement lorsque le décideur recourt au critère utilitariste escompté ; il en va de même lorsque l'on introduit la possibilité d'un traitement préventif de la pollution (voir, *e.g.*, Ph. Michel, G. Rotillon, 1996).

Enfin, certains modèles analysent le rôle des instruments de politique économique, dans la quête de durabilité. L'utilisation des instruments économiques ou réglementaires ne suffit pas pour assurer la durabilité. Il faut une activité de dépollution pour compenser l'effet de l'évolution des grandeurs en niveau sur la qualité de l'environnement ; l'intervention publique est nécessaire pour décentraliser le sentier de croissance optimale durable.

Dans le cas des modèles de croissance endogène, l'introduction d'un système fiscal favorable à l'environnement peut se traduire par une baisse du taux de croissance de l'économie. Néanmoins, il est possible de trouver des solutions de type « double dividende » (voir le chapitre VII), qui améliorent simultanément le taux de croissance de l'économie et la qualité de l'environnement (substitution possible entre les facteurs de production, et effet de la qualité de l'environnement sur la productivité des facteurs). Enfin, l'intervention publique peut passer par le financement de la recherche-développement en technologies propres.

Au total, le message que délivrent les modèles théoriques de croissance durable peut paraître frustrant : les conditions de durabilité sont avant tout techniques ;

- Modélisation : les modèles théoriques de croissance -

elles portent sur la forme des fonctions de production, des préférences des consommateurs ou encore sur le critère de bien-être social.

## 2. Les enjeux

La croissance durable, dans la littérature formalisée classique, repose sur des spécifications largement *ad hoc* : celles-ci portent tant sur les technologies de dépollution, sur les secteurs de dépollution que sur les préférences des consommateurs. Au cœur des mécanismes qui autorisent la durabilité des sentiers de croissance, se trouve le phénomène de substitution. Elle peut intervenir lors de l'arbitrage entre les composantes du bien-être, pour le consommateur (peut-on compenser la détérioration de l'environnement par une consommation plus importante de biens et de services ?) ou lors des choix des combinaisons productives par les entreprises (substitutions entre ressources naturelles et capital manufacturé, entre ressources naturelles et technologies propres, etc.). Cette substitution ne renvoie pas qu'à des considérations techniques ; il n'est pas certain, en présence de rigidité sur les coûts des facteurs (sur les prix) que les mécanismes d'ajustement qui conduisent au sentier de croissance équilibrée puissent jouer librement. Par ailleurs l'arbitrage entre la consommation de biens et services et la qualité de l'environnement résulte sans doute autant d'incitations économiques que de choix éthiques.

La plupart des modèles de croissance, lorsqu'ils cherchent à définir les conditions d'obtention d'un sentier de croissance durable, se heurte à l'obstacle de l'épuisement progressif des ressources naturelles, ou encore de la qualité de l'environnement. Ces modèles, d'une façon relativement simple, attirent l'attention sur les contraintes écologiques ; lorsqu'un sentier de croissance équilibrée existe, l'influence combinée de l'évolution des modes de vie (hausse de la consommation par tête) et de l'augmentation de la population s'accompagne d'impacts, en niveau, toujours plus forts sur l'environnement. La durabilité passe alors par le recours à des technologies de production ou des structures de consommation plus respectueuses de l'environnement.

Les modèles de croissance durable tentent ainsi de définir les trajectoires temporelles de consommation, de production, etc. sous des contraintes d'évolution des stocks de ressources ou de pollution. Puisqu'ils raisonnent, la plupart du temps, sur un agent représentatif (une dynastie de consommateurs), le choix du critère de bien-être social retenu conditionne la manière dont les générations à venir sont prises en compte. Derrière ce choix, dont nous avons entrevu les conséquences sur l'existence de sentier de croissance équilibrée, se profile un enjeu plus essentiel qui touche à la nécessité ou pas d'actualiser le

futur. Aussi, les modèles de croissance durable peuvent aider, dans une approche macro-économique, à comprendre les implications de cette actualisation sur la possibilité d'occurrence de la croissance durable.

Enfin, nombre de phénomènes environnementaux apparaissent entachés d'incertitude ; cette incertitude porte parfois sur le phénomène (est-il avéré ou pas ?), sur ses impacts, ou encore la possibilité de le contrecarrer. L'incertitude n'a que récemment été prise en considération dans les modèles de croissance durable théoriques ; son intégration gagnerait sans doute à être améliorée (voir *e.g.*, M. Chevé, 2000 ou M. Ha-Daong, M. J. Grubb, J-C. Hourcade, 1997).

### **3. Les points en débat**

#### **3.1. La définition de la durabilité**

Plutôt que de *la* durabilité, il conviendrait de parler *des* durabilités. Dans la littérature néo-classique, la croissance durable, lorsqu'elle survient, est autorisée par des substitutions, entre les composantes du bien-être (consommation, qualité de l'environnement), entre les facteurs de production (capital, travail, énergie, principalement, mais pas exclusivement). L'économie écologique conteste que ces substitutions soient toujours possibles : des contraintes écologiques fortes (limitation des ressources naturelles, effet de seuil, de niveau, capacité d'absorption du milieu, etc.) s'imposent à l'activité économique et ne peuvent être relâchées simplement sous l'influence du progrès technique ; la nature, d'une certaine manière, est irremplaçable. Aussi, la valeur que l'on confère à la nature conditionne en retour la notion de durabilité, plus ou moins forte, retenue *in fine*, notamment lors des prises de décisions publiques ou privées.

Les modèles théoriques de croissance raisonnent dans un monde clos. Les ressources peuvent donc y être considérées, parfois, comme épuisables. L'histoire économique récente (depuis le début du XVIII<sup>e</sup> siècle) montre cependant que, paradoxalement, ce sont surtout quelques ressources renouvelables (espèces animales, bois selon les localisations) qui ont été épuisées sous l'effet d'une exploitation imprévoyante. L'usage des ressources en énergie fossile, de son côté, a évolué qualitativement au rythme des innovations majeures (machine à vapeur, moteur à explosion) ; leur épuisement, annoncé au début des années soixante-dix comme imminent, semble reporté dans un futur relativement éloigné et inconnu, sous la double influence du progrès technique et des découvertes de nouveaux gisements. Le charbon, de ce point de vue, peut apparaître à certains comme une énergie d'avenir. Aussi, la

- Modélisation : les modèles théoriques de croissance -

question de l'épuisement des ressources non renouvelables suscite le débat ; ce qui importerait avant tout serait de créer un contexte favorable à l'apparition de solutions technologiques nouvelles, apte à positionner l'économie sur une trajectoire durable.

### **3.2. L'orientation des trajectoires**

Les signaux de prix (taxes, en particulier) ont un rôle à jouer, dans la mise en place d'un tel contexte. Judicieusement pensés, ils peuvent orienter les comportements dans un sens favorable à l'environnement, dans un sens qui concilie le respect de contraintes écologiques et la croissance économique (voir les chapitres VII et VIII). Autrement dit, le comportement économique individuel étant sensible au système de prix, celui-ci peut être construit, en partie, par la politique économique, de façon à conduire l'économie sur un sentier de croissance durable.

En outre, face aux incertitudes qui marquent les phénomènes contemporains de pollution, plus généralement de pression sur le milieu, les stratégies ou les politiques qui permettent de gagner du temps d'apprentissage (sur les phénomènes en question, dans l'espoir de lever un peu les incertitudes) doivent être privilégiées. La durabilité passerait ainsi d'abord par le développement de la capacité d'adaptation des sociétés aux chocs, anticipés ou non, auxquels elles s'exposent.

### **3.3. Les recommandations**

La croissance durable nécessite le passage d'une logique de pollution-dépollution à une logique de prévention de la pollution. Les technologies propres ont ici un rôle essentiel à jouer ; leur connaissance est aujourd'hui encore imparfaite et implique une mise à jour régulière de bases de données technico-économiques (caractéristiques des technologies de production, coût, durée d'amortissement, etc.). En retour, de telles bases de données peuvent être utilisées lors de procédures de prise de décision, notamment par le couplage d'approches macro-économiques et méso ou micro-économiques (voir le chapitre premier).

Le choix du critère de bien-être social doit être clarifié ; en particulier, si le critère utilitariste non escompté semble plus compatible avec la notion de durabilité que le critère utilitariste escompté, il conviendrait d'examiner les

implications de ce résultat sur les procédures de calcul économique que l'on utilise lors des prises de décision publiques et privées.

Enfin, les modèles théoriques de croissance endogène appliqués à l'environnement présentent une grande variété ; il serait souhaitable d'en tirer des relations susceptibles d'être confrontées à la réalité des données ; les fondements empiriques des modèles de croissance endogène, en étant explicités, pourraient guider l'action publique et privée.

#### 4. Références

M. CHEVE, « La croissance optimale d'une économie confrontée à un risque de catastrophe écologique », *Économie et Prévision*, n° 143-144, 2000.

M. CHEVE, L. RAGOT, « La croissance endogène durable », dans *L'environnement : une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Vuibert, Collection Économie, 1998.

CMED, *Notre avenir à tous*, Éditions du Fleuve, Montréal, 1998.

O. GODARD, « Le développement durable », dans *L'économie face à l'écologie*, La Découverte/La Documentation française, 1993.

A. GRIMAUD, « Ressources naturelles et croissance endogène dans un modèle à biens horizontalement différenciés », *Économie et Prévision*, n° 143-144, 2000.

M. HA DUONG, M. J. GRUBB, J.-C. HOURCADE, « Influence of Socio-Economic Inertia and Uncertainty on Optimal CO<sub>2</sub> Emission Abatement », *Nature*, vol. 390, 1997.

Y. HIRIART, K. SCHUBERT, « Une croissance respectueuse des générations futures », dans *L'environnement : une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Vuibert, Collection Économie, 1998.

P. MICHEL, G. ROTILLON (1996), « Desutility of Pollution and Endogenous Growth », *Environmental and Resource Economics*, n° 6, 1996.

- Modélisation : les modèles théoriques de croissance -

**Pour en savoir plus**

L. RAGOT, *Quelle politique économique pour s'assurer d'une croissance durable ?*, document présenté au séminaire « Économie de l'environnement » du Commissariat général du Plan, avril, 1998.

- sur les modèles de croissance exogène

K. SCHUBERT, *Macro-économie, comportements et croissance*, Vuibert, Collection Économie, 2000.

- sur les modèles de croissance endogène

P. AGHION, P. HOWITT, *Endogenous Growth Theory*, Mit Press, Cambridge, 1998.

D. GUELLEC, P. RALLE, *Les nouvelles théories de la croissance*, La Découverte, Collection Repères, 1995.

- sur les approches éco-centrées

S. FAUCHEUX, D. PEARCE, J. PROOPS, *Models of Sustainable Development*, Edward Elgar Publisher, 1996.

## Chapitre III

### La valorisation des effets externes et des actifs naturels

Donner un prix à l'environnement, aux effets de la pollution sur le bien-être. L'idée peut paraître choquante, de prime abord. Pourtant, le calcul économique, pour l'aide à la décision publique ou privée, suppose que l'on puisse comparer les coûts et les bénéfices, notamment environnementaux, des investissements envisagés. Cependant, le fonctionnement du marché ne réalise pas spontanément la valorisation recherchée ; la plupart des actifs naturels (un paysage, un lac, une forêt, etc.) entre en effet dans la catégorie des biens libres. Aussi, l'économie de l'environnement a développé des méthodes spécifiques de valorisation des effets externes et des actifs naturels qui permettent, *in fine*, d'estimer la valeur de l'environnement dans une unité commune, usuelle, et compréhensible de tous.

#### 1. Les méthodes

##### 1.1. La présentation des méthodes

Au-delà de leur diversité apparente, les méthodes de valorisation des effets externes et des actifs naturels reposent toutes, dans leur conception même ou au travers des outils qu'elles requièrent, sur des fondements utilitaristes. Le bien-être des individus peut être affecté par l'état de l'environnement, par sa détérioration ou son amélioration. Les activités humaines, puisqu'elles s'accompagnent de pollutions, de pressions sur les ressources naturelles, génèrent des externalités, des formes de dépendances directes entre les fonctions d'utilité et/ou les ensembles de production des agents économiques. Par définition ces externalités, ces effets externes sont « hors du marché », n'ont pas prix. Mais leurs variations impliquent des variations de surplus (voir Ph. Bontems, G. Rotillon, 1998), pour les consommateurs ou les producteurs. Ce sont ces variations de surplus que les méthodes de valorisation cherchent à approcher.

- La valorisation des effets externes et des actifs naturels -

Encore faut-il définir les valeurs que l'on accorde à l'environnement et aux actifs naturels ; les valeurs d'usage correspondent à l'utilisation directe de l'actif ; celle-ci peut être marchande (pêche professionnelle dans une rivière) ou non marchande (pêche de loisir dans la même rivière, baignade). Les valeurs de non-usage peuvent correspondre à une utilisation future de l'actif, soit pour la génération présente (valeur d'option) soit pour les générations futures (valeurs de legs). L'économie de l'environnement considère enfin que l'environnement peut avoir une valeur intrinsèque ou encore une valeur d'existence qui ne serait liée en aucune manière à son usage, passé, présent ou futur (on peut accorder une valeur à l'existence des baleines, par exemple). La valeur économique totale d'un actif naturel est égale à la somme des valeurs d'usage et de non-usage qui y sont associées.

On dispose aujourd'hui principalement de cinq méthodes pour approcher cette valeur économique totale (voir B. Desaignes, P. Point, 1993, pour plus de détails).

**La méthode des prix hédonistes** tente d'isoler, par des méthodes économétriques appropriées, l'influence de variables environnementales sur le prix de biens pour lesquels il existe un marché. Ainsi on peut tenter d'inférer, de l'observation du marché des gîtes ruraux, la valeur que les individus accordent aux paysages agricoles.

**La méthode des dépenses de protection** repose sur l'observation du comportement d'évitement de la pollution des individus. Les dépenses que ceux-ci engagent pour éviter certains types de pollution (phonique, atmosphérique, etc.) peuvent être considérées comme l'expression, sans doute minorée, de leur consentement à payer pour réduire les externalités qu'ils subissent.

**La méthode des coûts de transport** procède du même esprit : la collecte d'informations sur les dépenses de transports supportées par les individus lorsqu'ils se rendent sur un site naturel permet d'approcher la valeur des services récréatifs qu'on lui accorde.

Parfois, l'observation de marchés influencés par les variables environnementales auxquelles on souhaite donner une valeur n'est pas possible, ou paraît insuffisante. Aussi, **la méthode de l'évaluation contingente** s'appuie sur la réalisation de sondages sophistiqués au cours desquels on demande aux individus d'exprimer leur consentement à payer pour réduire une pollution identifiée, ou encore pour améliorer la disponibilité d'une ressource naturelle.

Enfin, le recours à **la méthode indirecte** nécessite principalement trois étapes : après l'identification des polluants et de la dissémination des polluants impliqués dans le phénomène que l'on observe (par exemple une hausse de la morbidité en réponse à la pollution atmosphérique), la construction de fonctions de dose-réponse met en relation, sur une base scientifique établie, la pollution et ses effets sur l'homme ou sur l'environnement (nombre de crises d'asthme attribuables à une certaine forme de pollution atmosphérique par exemple). Enfin, la monétarisation de ces effets est obtenue par l'imputation d'une valeur tirée de l'application d'une des méthodes décrites ci-dessus, ou de l'analyse de données relatives au phénomène appréhendé (données épidémiologiques, par exemple).

## 1.2. Les enjeux des méthodes

Nous l'avons souligné en introduction de ce chapitre, la monétarisation présente l'avantage de ramener des phénomènes *a priori* hétérogènes, difficilement comparables, dans une unité commune. Cette simplification peut sembler abusive puisque l'on réduit la dimension de ce que l'on cherche à saisir.

Néanmoins elle sert de support au calcul économique et autorise la prise en compte explicite de l'environnement lors de la réalisation d'analyses coûts-bénéfices et lors de la hiérarchisation de projets d'investissement (voir CGP, 2001).

Les méthodes de valorisation des effets externes rencontrent des limites certaines, qui invitent à en user avec attention.

Elles impliquent toutes la collecte et l'analyse de grands ensembles de données. Celles-ci peuvent être entachées de biais (comportements stratégiques de réponse, dans le cas de l'évaluation contingente), d'erreurs d'approximation d'autant plus grandes que le bien ou le service que l'on cherche à monétariser demeure difficile à définir. La construction des valeurs ou encore la réflexion sur les méthodes apparaissent donc comme des enjeux d'importance qui concernent directement la théorie économique.

*In fine*, les évaluations monétaires acquièrent un statut de prix, qui s'intègrent, au moins partiellement, aux mécanismes de marché. Cependant, les prix marchands réagissent en permanence aux conditions d'échange contemporaines à leur formation ; les évaluations monétaires, au contraire, sont réalisées ponctuellement et restent fixes, ou suivent une évolution prédéterminée, pour

- La valorisation des effets externes et des actifs naturels -

une période généralement assez longue. La question de la révision des valeurs, de l'élaboration de procédures de révision des valeurs, se pose donc avec force. Les évaluations monétaires des effets externes constituent également un enjeu pour la gestion du risque. Elles peuvent servir de référence dans les démarches d'assurance, tant du point de vue de la détermination des primes que de celui de la détermination des niveaux d'indemnisation.

Enfin, ainsi que nous l'avons rappelé dans le chapitre consacré aux instruments de la politique de l'environnement, l'instauration d'une fiscalité pertinente sur l'environnement nécessite également que l'on dispose d'une connaissance, même provisoire et incomplète, des coûts externes liés aux phénomènes que l'on souhaite gérer.

## **2. Les points en débat**

### **2.1. Quel est le domaine de validité des résultats fournis par ce type de méthodes ?**

Il est clair que les méthodes de valorisation des effets externes ne sont pas les seules à pouvoir fournir des indications sur la valeur monétaire des actifs naturels ou encore sur la valeur monétaire des effets de la pollution. Les dires d'experts peuvent également, notamment devant les tribunaux, remplir ce rôle. Cependant, les méthodes présentées plus haut, même si elles ne sont pas familières du grand public, présentent l'avantage d'être « lisibles ». Les valeurs qu'elles fournissent sont construites selon un protocole accessible à tous, scientifiquement fondé qui peut être contesté, non manipulé.

La nature du bien évalué tient sans doute une place importante, qui conditionne en partie la pertinence, la généralité et la portée des résultats obtenus. Lorsque le bien évalué est correctement identifié, précisément défini, et familier, les possibilités de transferts des valeurs (c'est-à-dire leur utilisation dans un autre contexte que celui où elles ont été formées) en sont facilitées. Certaines valeurs, notamment celles relatives aux usages récréatifs de l'environnement, semblent pouvoir être généralisées (à partir d'une étude ponctuelle vers un pays tout entier) sans grande difficulté. De même, pour la méthode d'évaluation contingente, la connaissance initiale des nuisances influence sans doute la validité des consentements à payer révélés par les individus interrogés.

Par ailleurs l'actualisation des valeurs, lors de la réalisation d'analyse coûts-bénéfices, pose problème. Lorsque les phénomènes considérés s'étalent sur un

horizon temporel éloigné (effet de serre additionnel par exemple), l'application d'un taux d'actualisation aux coûts externes prévus aujourd'hui en écrase l'ampleur (voir le chapitre XV). Cela est sans doute de nature à fausser l'appréciation que l'on peut porter sur des projets d'investissement concurrents, dont les effets sur l'environnement diffèrent dans le temps et dans l'espace.

Enfin, l'attribution de valeurs à la morbidité et à la mortalité (le prix de la vie humaine, utilisé aussi en économie des transports) choque parfois les esprits : outre que la détermination d'une telle valeur pose de réelles difficultés méthodologiques (voir *infra* et O. Chanel, 1998), elle comprend une dimension éthique difficilement contournable. Peut-on considérer, sans risque de décrédibiliser le calcul économique, qu'une vie humaine vaut plus ou moins selon une modulation géographique, économique ou encore temporelle (la vie d'un retraité vaudrait moins que celle d'un jeune).

## **2.2. Existe-t-il des méthodes alternatives ou complémentaires ?**

Les considérations précédentes conduisent à s'interroger sur l'existence d'autres méthodes que celles que nous avons présentées pour l'aide à la prise de décisions publiques ou privées. Les méthodes de valorisation des effets externes fournissent des chiffres, dont on sait qu'ils peuvent rapidement et sans doute trop exclusivement focaliser l'attention. Il convient donc d'éviter l'écueil du fétichisme des données.

Pour rebondir sur la question de la dimension éthique de certaines valeurs (morbidité, mortalité, etc.), il semble bien établi que le choix de celles-ci ne relève pas simplement d'une démarche technique, scientifique, mais doit résulter d'une volonté politique, collective. L'approche tutélaire, faisant place à des procédures de révisions transparentes, démocratiques, prend ici toute sa pertinence.

D'autres méthodes peuvent également fournir des indications utiles ; c'est le cas de l'analyse multicritère (S. Faucheux, J-F. Noël, 1995) qui, plutôt que de donner une valeur aux actifs naturels et/ou aux effets externes, cherche à hiérarchiser des projets (d'investissement, de reconquête de l'espace naturel, etc.) en pondérant les éléments relatifs à ces projets. L'inconvénient de cette méthode, qui peut être contournée par la négociation et la concertation, tient au manque de lisibilité des pondérations retenues ; celles-ci peuvent parfois synthétiser des luttes d'influence dont la complexité reste, de toute façon, irréductible.

- La valorisation des effets externes et des actifs naturels -

Enfin, les méthodes de valorisation des effets externes reposent sur des fondements utilitaristes, sur un choix épistémologique précis : celui de l'individualisme méthodologique. Ce choix n'est d'ailleurs pas sans conséquence, puisque la question de l'agrégation des résultats (généralisation des résultats d'une étude à l'échelle d'une région ou d'un pays) reste ardue et difficile à résoudre. La révélation des préférences collectives, non plus seulement comme somme ou composition des préférences individuelles, passe par des procédures spécifiques. Les juridictions administratives, en fixant le montant d'indemnités liées à des effets externes, pourraient tenir ici un rôle complémentaire.

### **3. Application au domaine de la santé**

Depuis quelques années, les méthodes de valorisation des effets externes s'appliquent plus particulièrement au domaine de la santé. Même si, comme nous le verrons, les obstacles rencontrés restent de taille, les données nécessaires sont disponibles en quantité suffisante et se prêtent relativement bien à l'analyse.

#### **3.1. Les spécificités du domaine de la santé**

##### *3.1.1. La méthode de l'évaluation indirecte en pratique*

La méthode de l'évaluation indirecte s'applique assez bien aux questions relatives aux effets de la pollution atmosphérique sur la mortalité et sur la morbidité. Comme dans les autres domaines, il s'agit de pratiquer une normalisation monétaire pour pouvoir comparer des projets ou des mesures dont les impacts sanitaires sont différenciés dans le temps et dans l'espace.

Il importe tout d'abord de définir ce que l'on mesure. Les coûts sanitaires pris en compte par la méthode de l'évaluation indirecte correspondent d'une part aux coûts sanitaires directs (frais d'hospitalisation, de consultation, etc.), d'autre part aux coûts en terme de pertes productives (nombre de journées d'arrêt de travail, etc.). Par contre il n'existe pas, actuellement, de consensus sur l'opportunité de tenir compte des coûts psychologiques liés aux épisodes de morbidité ou de mortalité. L'objectif est alors d'associer un prix à chaque effet sur le bien-être.

La construction des fonctions de dose-réponse, ou encore d'exposition-réponse comporte ici quatre étapes. La première étape porte sur la définition de la liste

- La valorisation des effets externes et des actifs naturels -

des polluants que l'on prend en compte. Cette liste peut être contrainte par des difficultés de mesure, par les limites des connaissances scientifiques, etc. La deuxième étape consiste à construire une liste d'indicateurs sanitaires, aptes à saisir les phénomènes de morbidité et de mortalité associés à la pollution atmosphérique. La troisième étape vise à établir les corrélations statistiques (les fameuses fonctions de dose-réponse) entre les indicateurs sanitaires et les polluants. Enfin la quatrième étape s'attache à déterminer le nombre de cas attribuables à la pollution considérée et leur impute une valeur monétaire.

Cette dernière étape nécessite le calcul d'un prix de la vie humaine et la valorisation d'une variation de la morbidité. Le prix de la vie humaine est un concept statistique ; il peut être évalué selon trois méthodes (O. Chanel, 1998) ; tout d'abord par l'étude de décisions (réglementaires, par exemple) au cours desquelles une variation de la probabilité de décès a été en jeu ; ensuite, selon une vision que l'on peut qualifier de productiviste, par le calcul de la somme actualisée des revenus futurs perdus en raison d'un décès prématuré ; enfin par la révélation directe (méthode de l'évaluation contingente) du consentement à payer pour une réduction de la probabilité de décès. La valorisation d'une variation de la morbidité peut aussi être obtenue de trois manières : en recourant à la méthode des coûts de protection, en recourant à la méthode de l'évaluation contingente et enfin en comptabilisant le coût économique de la maladie.

La dynamique des effets sur la santé reste difficile à appréhender ; la connaissance des processus physiologiques impliqués est parfois insuffisante, certaines conséquences n'apparaissent qu'à très long terme et leur évaluation monétaire peut alors être écrasée par le recours à l'actualisation.

### 3.1.2. *Les enjeux de la méthode*

Outre l'incertitude sur ce qu'il convient de mesurer, et que nous avons déjà évoqué, deux autres types d'incertitude doivent être traités : les incertitudes sur les informations sous-jacentes (méconnaissance des causalités qui paralyse l'action, au moins dans un premier temps) et les incertitudes liées au caractère intertemporel des phénomènes. Dans ce dernier cas, on peut identifier plus aisément les effets aigus de la pollution. L'analyse des effets chroniques nécessite des moyens beaucoup plus importants (étude de cohortes), et de fait reste plus rare. Par ailleurs, il n'est pas toujours aisé d'estimer le degré de prématurité d'un décès. Ceux-ci touchent généralement une population déjà fragilisée, et l'on doit alors arrêter le nombre d'années de vie perdues sur une base arbitraire. Au total, il semble cependant que les effets chroniques de la

- La valorisation des effets externes et des actifs naturels -

pollution représentent une part importante des coûts sanitaires que l'on peut attribuer à celle-ci (environ 90 % selon O. Chanel, 1998).

Cela interpelle directement sur le thème du traitement des pics de pollution. Les mesures d'interdiction de circulation ou de gratuité des transports publics associées aux épisodes de pollution urbaine aiguë, en Île-de-France, coûtent cher à la collectivité (une journée de gratuité des transports en commun sur la région parisienne coûte environ 3,05 millions d'euros à la RATP). Or, l'essentiel des coûts sociaux de la pollution est dû à la pollution chronique. De telles considérations devraient conduire à reconsidérer le mode de traitement de la pollution atmosphérique urbaine ; les efforts publics, de ce point de vue, devraient se concentrer sur la réduction des émissions sur l'ensemble de l'année plutôt que ponctuellement.

## **3.2. Les points en débat en matière de santé**

### *3.2.1. Le champ d'application de la méthode*

Pour valoriser la vie humaine ou encore les variations de morbidité, les chercheurs disposent non pas d'un chiffre, mais d'une fourchette d'estimations. Ainsi, la vie humaine est valorisée à hauteur de 1,52 million d'euros aux États-Unis, 2,6 millions d'euros selon la Commission et 0,5 million d'euros par la sécurité routière française. Cette dispersion importante des valeurs peut paraître surprenante et même source de confusion. Cependant elle peut être réduite par la réalisation d'études mieux ciblées sur les questions que l'on souhaite examiner. En outre, l'existence d'une fourchette de valeurs offre la possibilité de mener des tests de sensibilité des résultats aux hypothèses retenues ; il est alors possible d'encadrer plus finement la réalité et de proposer des visions du futur plutôt qu'un scénario étriqué de l'avenir.

Il est sans doute illusoire d'aborder la question de la valorisation de la vie humaine d'un point de vue uniquement technique. Il faut au contraire en reconnaître la dimension politique et admettre les approches tutélaires. Néanmoins, l'analyse des décisions réglementaires, ou des décisions d'investissements de sécurité (fer, route, etc.) au crible du concept de prix de la vie humaine est un bon moyen de détecter des incohérences éventuelles dans les prises de décisions.

Enfin, le recours à la valorisation monétaire peut clarifier le débat public sur les questions de santé et d'environnement. Même si les critères économiques doivent être situés dans un contexte socioculturel plus large, ils peuvent amener

- La valorisation des effets externes et des actifs naturels -

l'attention sur des points essentiels et rationaliser, en partie, des débats parfois passionnels (jusqu'où peut-on mobiliser des ressources en quantité limitée pour traiter tel ou tel problème ?).

### 3.2.2. *La validité du modèle théorique de base*

Les critiques que l'on peut adresser au modèle théorique de base, à la méthode même, ne sont pas nouvelles, mais doivent être connues lorsque l'on examine les résultats qu'il fournit.

Trois points méritent d'être soulignés.

Tout d'abord, le passage de données individuelles à des données collectives ne peut se réaliser simplement. En l'absence de données exhaustives sur les indicateurs sanitaires (nombre d'hospitalisations, de visites médicales à domicile en urgence, etc.), on ne peut que procéder par échantillon, puis par extension des informations à des zones géographiques plus larges. L'évaluation finale des coûts sanitaires est donc une approximation de la réalité, dont on ne connaît pas précisément le degré.

Ensuite, l'estimation des fonctions de dose-réponse suppose que l'on choisisse des formes fonctionnelles, des fonctions mathématiques particulières qui sont estimées par l'économétrie. Plusieurs choix de spécifications s'offrent au modélisateur : linéaires, non linéaires, etc. Ceux-ci gagnent à être explicités, discutés et testés (l'économétrie moderne comporte de nombreux tests de spécification), y compris lors du rendu des conclusions finales de tels travaux.

Enfin, la monétarisation des actifs naturels, de la vie humaine ou encore de la morbidité suscitent parfois des réactions de rejets ; l'acceptabilité sociale des méthodes de valorisation des effets externes, particulièrement dans le domaine de la santé, exige sans doute un effort, dans la durée, de diffusion de l'information et de pédagogie. La démonstration de l'utilité de telles démarches se fera sans doute par l'action.

### **3.3. Les recommandations**

Au terme de ce chapitre, il apparaît que les méthodes de valorisation des effets externes peuvent apporter d'utiles éléments à la prise de décision, publique ou privée. Elles connaissent aujourd'hui des limites qui appellent des développements théoriques importants, dans le cadre d'un travail interdisciplinaire. La compréhension des comportements de réponse aux études

- La valorisation des effets externes et des actifs naturels -

sur le prix de la vie humaine ne relève pas simplement de l'économie, mais aussi, de façon complémentaire, de la sociologie. Cette remarque vaut également pour les comportements collectifs, notamment vis-à-vis des méthodes et des valeurs monétaires qu'elles fournissent.

La prise de décision démocratique ne peut se satisfaire d'un seul discours. Les méthodes de valorisation des effets externes doivent donc être comprises comme l'une des pièces du débat, au côté d'autres méthodes (méthode multicritères, décisions de tribunaux, etc.) qu'il ne faut pas négliger.

Enfin, les approches tutélaires, dans certains cas (prix de la vie humaine), sont nécessaires. Cela n'exclut pas, au contraire, qu'elles soient fondées sur des protocoles scientifiques clairs, discutés, articulés suivant des procédures de révision régulière institutionnalisées (travail de concertation en commission, conférences de citoyens, etc.).

#### **4. Références**

P. BONTEMS, G. ROTILLON, *Économie de l'environnement*, La Découverte, Collection Repères, 1998.

CGP, *Transports : choix des investissements et coût des nuisances*, Rapport du groupe présidé par M. Boiteux, La Documentation française, juin, 2001.

O. CHANEL, *L'approche économique en santé environnementale : sources d'incertitude et application à la pollution atmosphérique*, séminaire « économie de l'environnement », Commissariat général du Plan, 1998.

B. DESAIGUES, P. POINT, *Économie du patrimoine naturel*, Economica, Paris, 1993.

S. FAUCHEUX, J-F. NOËL, *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, A. Colin, Paris, 1995.

#### **Pour en savoir plus**

- application des méthodes aux ressources en eau

J.-P. AMIGUES, F. BONNIEUX, P. LE GOFFE, P. POINT, *Valorisation des usages de l'eau*, Economica, Collection Poche Environnement, 1995.

- La valorisation des effets externes et des actifs naturels -

- application des méthodes à la pollution atmosphérique

A. ROZAN, « Une évaluation des bénéfices de morbidité bénigne induits par une amélioration de la qualité de l'air », *Économie et Prévision*, n °143-144, 2000.



## Chapitre IV

### La tarification publique

La tarification publique dans le domaine de l'environnement trouve sa justification théorique, depuis les travaux précurseurs de A. C. Pigou (*The Economics of Welfare*, 1920), dans la nécessité d'internaliser les effets externes de pollution, pour que l'équilibre concurrentiel décentralisé débouche sur une allocation optimale des ressources. Le principe de base est simple : pour que les agents économiques prennent en compte les coûts que leur activité polluante impose à la société, il faut qu'ils en supportent le prix exact. Dans le cas des activités de réseaux (transports, alimentation en eau, etc.) ce prix, cette tarification, doit être fixé de façon particulière.

#### 1. Les outils de tarification

La théorie économique a élaboré, depuis le début du siècle, une gamme étendue de principes de tarification applicables aux effets externes d'environnement.

Ces principes indiquent notamment que l'internalisation des effets externes, leur intégration dans les mécanismes usuels de marché, conduit à un optimum de pollution. Celui-ci, pour la société, résulte d'un raisonnement marginaliste : il est ainsi rationnel de comparer le dommage causé par une unité supplémentaire de pollution au coût de réduction d'une unité supplémentaire de cette même pollution. Cette comparaison conduit à choisir un niveau de pollution, optimal pour la collectivité, où le coût externe marginal est égal au coût d'évitement. La tarification constitue l'un des moyens que la puissance publique peut mettre en œuvre pour atteindre ce niveau de façon décentralisée, par le calcul économique individuel des agents. L'activité qui est à l'origine de la nuisance doit supporter une taxe égale au coût marginal des dommages que celle-ci crée. Il s'agit, dans le vocabulaire des économistes de l'environnement, de la tarification au coût marginal social.

- La tarification publique -

Cette tarification de base, puisqu'elle avait une vocation opérationnelle certaine, a connu des développements multiples, destinés à tenir compte de la complexité des situations économiques réelles.

Ainsi, la tarification dite de Ramsey-Boiteux vise à rendre la tarification au coût marginal compatible avec le respect d'un équilibre budgétaire. Par ailleurs, de nombreux travaux établissent les formules à appliquer lorsqu'il existe des possibilités de substitutions ou de complémentarité avec d'autres biens, lorsqu'il y a des asymétries d'information entre les agents économiques et la puissance publique ou encore en présence d'effets de croissance de réseau. Ces formules font intervenir les fonctions de coûts, de demande et leurs élasticités et montrent que la tarification, pour remplir pleinement sa fonction d'internalisation, doit être différenciée dans le temps et dans l'espace.

En pratique cependant, le succès de ces résultats a été modeste ; le socle des politiques de l'environnement, en France, est longtemps resté réglementaire.

## **2. Les enjeux pratiques : l'exemple des transports**

La définition des normes réglementaires a rarement fait appel à l'analyse économique. Elle répond principalement à des considérations techniques, y compris, parfois, sous des formes très frustes puisque les limites peuvent être fixées, en l'absence de connaissances scientifiques des phénomènes en jeu, au seuil de mesurabilité.

Les exemples de tarification conformes aux préceptes de la théorie économique sont rares ; en France, la taxe à l'essieu, si elle a pu supprimer les silhouettes les plus agressives de la route, a été instaurée en 1970, puis n'a jamais été révisée. La plupart du temps, les taxes à finalité environnementale (taxe sur le bruit des aéronefs, redevances des Agences de l'eau, etc.) ont une vocation financière ; elles permettent la collecte de recettes qui viennent couvrir, en partie, des dépenses d'investissement, d'entretien, ou encore de fonctionnement liées aux nuisances que l'on souhaite traiter.

L'écart entre la théorie et la pratique de la tarification s'explique d'abord par les contraintes qui s'imposent au calcul économique. Les formules auxquelles il fait appel peuvent rapidement devenir complexes, peuvent ne pas être opérationnelles et surtout ont un domaine de validité conditionné par les hypothèses nécessaires à leur élaboration. Ces hypothèses ne conviennent pas toujours aux décideurs lorsqu'ils ont à construire un tarif réel.

- La tarification publique -

Par ailleurs (voir le chapitre III) le calcul d'un tarif requiert la connaissance, idéalement certaine, de la valeur monétaire de l'effet externe qu'il est supposé internaliser. Cette connaissance, on le sait, pose problème, même s'il existe aujourd'hui des méthodes qui permettent de l'approcher.

L'écart entre la théorie et la pratique de la tarification s'explique aussi par des obstacles de nature technique. Il paraît ainsi illusoire de faire payer directement l'ensemble des effets externes dû à l'usage de l'automobile (coût de congestion, nuisances phoniques, insécurité routière, pollution atmosphérique, etc.). On procède donc par approximation, en taxant principalement le carburant ; mais cette approximation ne reflète pas du tout la variabilité, dans le temps et dans l'espace, des coûts de l'automobile.

Dans le transport, la construction d'une tarification optimale se traduirait par une très grande diversité de tarifs, reflétant elle-même la diversité des situations à gérer : on a pu calculer qu'en Angleterre les coûts de la congestion variaient dans une proportion de 1 à 1 000 selon que l'on se trouve sur une route rurale en période creuse ou en ville à l'heure de pointe.

Il faut ajouter à cela que les nombreuses taxes qui coexistent dans le domaine des transports relèvent de niveaux de décisions différents, central pour les taxes sur le carburant, départemental pour l'ancienne vignette automobile, communal pour le stationnement. La coordination de ces tarifs, loin d'être assurée, pose donc *a priori* problème.

Enfin la mise en œuvre des recommandations de la théorie économique se heurte à un obstacle de taille : celui de leurs impacts redistributifs. La tarification publique des effets externes fait des gagnants et des perdants ; ceux qui gagnent en qualité d'environnement, en qualité de vie, ne sont pas exactement ceux qui supportent la charge financière de l'internalisation des effets externes. Les groupes d'agents économiques réagissent souvent aux projets de taxation des nuisances selon la perception directe du coût qu'ils auront à supporter au titre de ces projets. Aussi, le succès d'une mesure de tarification d'effet externe dépend grandement du poids et du degré d'organisation des agents économiques qu'elle touche immédiatement.

- La tarification publique -

### **3. Les points en débat**

Le débat sur la tarification publique dans le domaine de l'environnement se nourrit principalement de l'écart entre les recommandations théoriques et la pratique des mesures tarifaires.

#### **3.1. L'acceptabilité sociale**

Pour la théorie économique, la différenciation dans le temps et dans l'espace des tarifs est nécessaire ; cette différenciation pourrait même être très fine, dans le cas des phénomènes de congestion. Les expériences menées en ce sens (système de péage électronique à Hong-Kong modulé en fonction du coût de congestion, etc.) ont partiellement ou entièrement échoué, principalement en raison de l'opposition qu'elles ont suscitée. L'acceptabilité sociale de la tarification apparaît fortement conditionnée par ses impacts distributifs. Ainsi, les valeurs monétaires des effets externes deviennent un enjeu de négociation et les groupes d'intérêt peuvent s'appuyer sur les incertitudes qui entourent les méthodes d'estimation des effets externes pour tenter d'en tirer avantage.

Face à cette difficulté, peut-on considérer qu'il y a une pédagogie de l'exemple ? On peut penser que la modulation des péages autoroutiers au voisinage de Paris, même s'il s'agit d'une expérience modeste, permet d'entrer progressivement dans une logique de tarification de pointe. Celle-ci peut être d'autant mieux perçue de la part des usagers que la perception de l'effet externe qu'elle vise est aiguë (le phénomène de congestion).

L'acceptabilité sociale peut donc se former par l'expérience ; elle peut sans doute se former par une diffusion large des conclusions, même provisoires, auxquelles le calcul économique aboutit. Il existe ainsi des études qui indiquent que la fiscalité du transport (individuel, de marchandise) s'accompagne de transferts de charge importants entre les véhicules légers et les poids lourds, et à l'intérieur de la catégorie des véhicules légers, entre les automobiles à essence et les automobiles à diesel. La mise en regard des externalités produites par telle ou telle catégorie avec la fiscalité qu'elle supporte pourrait recentrer les enjeux de la tarification sur des termes explicites.

### **3.2. L'évolution des barèmes**

Les taxes actuellement en place dans le domaine des transports, plus généralement dans le domaine de l'environnement répondent, nous l'avons vu, à une logique principalement financière, même si elles peuvent induire, en incidente, quelques incitations favorables. La TIPP (taxe intérieure sur les produits pétroliers) n'a pas été pensée pour internaliser, même de loin, les effets externes liés aux transports. Il s'agit d'une taxation moyenne, identique dans des lieux ou des époques très différenciés. La taxation de l'essence est la même en Corrèze, où les véhicules causent peu de nuisances, qu'en Île-de-France, où leur impact négatif sur l'environnement n'est plus à montrer. Aussi, si l'on souhaitait ébaucher l'internalisation des effets externes, sans doute faudrait-il réviser les barèmes actuels en s'inspirant des résultats de la théorie économique.

Dans cette optique, la détermination de la valeur des coûts externes devrait jouer un rôle central. Cette détermination (voir le chapitre III) pose de vraies difficultés, notamment techniques, accentuées dans le domaine des transports. Ainsi, le bruit émis par un véhicule dépend du type de véhicule, de sa conduite et les dommages qu'il produit dépendent de la topographie, de la densité d'habitations, de l'heure de la journée, etc. Comment, dès lors, faire supporter un coût pertinent à ce véhicule ? La réponse à cette question, parmi d'autres, n'est pas uniquement technique ; elle est également politique. Elle montre que pour que les barèmes puissent agir, il faut certes les fonder scientifiquement, mais il faut aussi qu'ils fassent l'objet d'un consensus, issus d'une confrontation aussi large que possible des études disponibles, qui débouche sur la définition de valeurs tutélaires (par exemple pour le prix de la vie humaine).

### **3.3. Les recommandations**

La théorie économique fournit une large panoplie d'outils pour la tarification publique dans le domaine de l'environnement. Ces outils ont d'abord une portée normative ; mais cela n'exclut pas que l'on puisse leur donner une dimension opérationnelle. L'expérience passée de la tarification dans le domaine du transport permet de formuler trois recommandations.

Tout d'abord, les effets distributifs des mesures de tarifications conditionnent leur succès et leur acceptabilité sociale. Aussi, il conviendrait de réaliser, en préalable à toute mise en place d'un tarif nouveau, une étude de son impact distributif net (*i.e.* qui tient compte de la redistribution éventuelle des recettes).

- La tarification publique -

Ensuite, l'idée d'une différenciation spatiale et temporelle fine ne doit pas être rejetée définitivement. Le progrès de la télématique devrait permettre de mener des expérimentations de tarification (congestion notamment) très ponctuellement définies. De telles expérimentations doivent être encouragées.

Enfin, les valeurs des coûts externes doivent faire l'objet de débats publics, qui ne sauraient se confiner uniquement aux administrations. Ces débats doivent fonder la légitimité des valeurs retenues pour moderniser la tarification actuelle.

### **Pour en savoir plus**

B. CAUSSADE, M. MOREAUX, A. REYNAUD, « Redevances et prélèvements optimaux dans les aquifères côtiers menacés d'intrusion saline : les principes de bases », *Économie et Prévision*, n° 143-144, 2000.

CGP, *Transports : choix des investissements et coût des nuisances*, rapport du groupe présidé par M. Boiteux, La Documentation française, juin 2001.

A. V. KNEESE, H. LEVY-LAMBERT, *Économie et gestion de la qualité des eaux*, Dunod, 1967. Ce livre pose les principes de la tarification de l'eau en France, tels qu'ils avaient été pensés au moment de la création des agences financières de bassin.

B. WALLISER, *Le calcul économique*, La Découverte, Collection Repères, 1992.

## Chapitre V

### **Droits de propriété et systèmes de permis d'émission négociables**

Parmi les instruments économiques disponibles pour la conduite des politiques de l'environnement, la fiscalité (voir les chapitres VII et VIII) a été, et continue à être, privilégiée particulièrement en Europe. Cependant les effets externes apparaissent principalement lorsque les droits de propriété sur un bien (air, eau, etc.) ne sont pas, ou peu définis. L'une des modalités d'internalisation consiste à définir ces droits de propriétés et à rendre possible la confrontation des préférences des agents concernés par l'effet externe, soit par la négociation, soit par le marché. Un prix résulte alors de cette confrontation qui est pris en compte dans les calculs économiques des agents. Les systèmes de permis d'émission négociables (ou marché de droits « à polluer ») s'inscrivent en partie dans cette logique, même si leurs implications, en terme d'appropriation de l'environnement, ne sont pas toujours évidentes.

#### **1. Principes et propriétés des systèmes de permis négociables**

Les systèmes de permis d'émission négociables, tels qu'ils sont aujourd'hui pratiqués ou envisagés reposent sur des principes clairs. Il faut, en préalable, convenir de la contrainte quantitative globale d'émission de polluants que l'on souhaite respecter, selon une échéance ou un calendrier connus. Cette contrainte quantitative est, le plus souvent, définie en référence aux émissions d'une année donnée (par exemple, atteindre en 2000 des émissions égales à 50 % de celle de 1990) ou d'une technologie de production identifiée (par exemple, la meilleure technologie disponible, *Best Available Technology* ou BAT, dans la terminologie anglo-saxonne). Puis ce plafond d'émission global doit être réparti entre les agents économiques que les pouvoirs publics souhaitent intégrer dans le système de permis. Il existe plusieurs méthodes pour opérer cette répartition ou cette allocation initiale : les permis peuvent être mis aux enchères (en partie ou en totalité, sur une place boursière), ils peuvent être vendus à un prix fixé à l'avance ou encore être distribués gratuitement selon une clé établie en

- Droits de propriété et systèmes de permis d'émission négociables -

pondérant un ou plusieurs critères. Le *grandfathering* consiste à allouer les permis gratuitement entre les agents en proportion de leurs émissions passées de polluants.

Enfin, les achats et les ventes de permis sont autorisés, dans un cadre réglementaire (modalités de contrôle, charge de la preuve des émissions, sanctions, etc.) adapté. La confrontation des offres et des demandes de permis débouche sur un prix de permis (prix de la tonne de carbone, de la tonne de dioxyde de soufre) qui guide les choix de production et de consommation des agents.

Les propriétés théoriques des systèmes de permis d'émission négociables s'apprécient dans l'absolu ou relativement à celles d'autres instruments tels que les taxes et la réglementation.

Tout d'abord, l'objectif de dépollution fixé est, par définition, atteint. A *contrario*, il est illusoire de chercher à définir le taux de taxe correspondant à un plafond d'émission donné ; on peut certes l'approcher, mais les effets économiques induits par la mise en œuvre d'une taxe sont difficiles à établir *a priori*, tandis qu'ils conditionnent les impacts environnementaux *a posteriori*. Dans le même registre, il faut souligner que le prix des permis négociables s'adapte en permanence aux conditions économiques contemporaines aux échanges de permis. L'inflation, tandis qu'elle érode les éventuelles propriétés incitatives d'une taxe, touche le prix des permis comme celui des biens marchands usuels. Alors qu'il faudrait réviser le taux d'une taxe, à objectif fixé, pour être certain de l'atteindre, le prix des permis évolue spontanément par le jeu du marché, dans le respect de la contrainte quantitative décidée.

Enfin, et surtout, un système de permis d'émission négociables assure la réalisation de l'objectif de dépollution à moindre coût, par l'égalisation des coûts marginaux de dépollution. Cette propriété n'est pas propre aux systèmes de permis d'émission négociables ; elle vaut également pour les taxes. Confronté à un prix pour les émissions de polluants, chaque agent pollueur doit arbitrer entre l'émission d'une unité supplémentaire de polluant (qui lui coûte le prix du permis) et la réduction d'une unité supplémentaire de polluant (qui lui coûte également, selon la technologie ou la méthode de réduction des émissions qu'il utilise). De façon rationnelle il choisira un niveau d'émission qui égalise son coût marginal de réduction des émissions de polluant au prix du permis. Globalement il y aura donc égalisation des coûts marginaux de réduction des émissions de polluants entre tous les agents pollueurs, ce qui signifie que la

- Droits de propriété et systèmes de permis d'émission négociables -

charge de la dépollution sera répartie de manière à minimiser le coût global d'obtention de l'objectif de dépollution.

Les applications de cet instrument restent limitées, dans l'espace et dans le temps, à celles des États-Unis depuis le milieu des années soixante-dix. Les systèmes de marché de droits à polluer ont été d'abord mis en place dans la perspective d'apporter un peu de souplesse à l'application de la loi américaine sur la pollution atmosphérique (*Clean Air Act*). Celle-ci reposait sur une approche réglementaire très stricte (définition de zones géographiques de conformité, de non-conformité, référence aux meilleures technologies disponibles, etc.) qui, en pratique, n'a pas pu être respectée (délai de mise en conformité trop courts, contestation juridique des contrôles de pollution, etc.). La définition de dispositifs permettant la réaffectation des limites d'émission entre entreprises (bulles, système des émissions nettes, système de compensation, système de capitalisation, voir S. Gastaldo, 1992) si elle ne s'apparentait pas totalement à la création d'un système de permis d'émission négociables, ouvrit de réelles marges de manœuvre aux entreprises confrontées aux normes de pollution.

Puis, de 1982 à 1987, l'administration américaine, désireuse d'obtenir l'éviction du plomb dans l'essence à des conditions économiques supportables, notamment par les petites raffineries, mit en place un système de droits d'adjonction de plomb. Ce système, accessible uniquement aux raffineries, s'appuyait sur la définition d'un calendrier précis de réduction de la norme de concentration en plomb (jusqu'à l'éviction complète) minimale acceptable. En fin de programme (1985-1987) les droits mis en dépôt pouvaient être échangés entre les raffineries selon la qualité de l'essence qu'elles fabriquaient. Au total, les petites unités ont pu lisser dans le temps les investissements nécessaires à la mise en conformité de leur production ; le fonctionnement du système de droits d'adjonction de plomb s'est traduit par des économies substantielles, comparé à ce qu'aurait coûté l'application d'une norme indifférenciée à toutes les unités de raffinage (R. W. Hahn et G. L. Hester, 1989).

Enfin, à partir de 1990 une nouvelle réforme du *Clean Air Act* crée un système de permis d'émission de SO<sub>2</sub> négociables (voir O. Godard, 2000). Pour l'EPA, (*Environmental Protection Agency*, Agence de l'environnement américaine), il s'agissait de diminuer de moitié les émissions de SO<sub>2</sub> du secteur électrique, en 2000, par rapport à leur niveau de 1980. Les centrales électriques ont donc la possibilité d'échanger des permis d'émission pour respecter les contraintes qui leur sont imposées. Elles peuvent également réduire leurs émissions par l'installation de filtres ou encore par l'utilisation de combustible (charbon) à

- Droits de propriété et systèmes de permis d'émission négociables -

basse teneur en soufre. La comparaison de ces différentes solutions, les anticipations formées sur l'évolution future du prix des matières premières (prix du charbon) influencent sensiblement le prix des permis, dont l'allocation initiale, gratuite, se fait approximativement selon les émissions passées (voir O. Beaumais, M. Chiroleu-Assouline, 2002).

L'application de règles simples de fonctionnement, l'identification claire des opérateurs, la bonne disponibilité de l'information ont assuré le succès de la formule, pour autant que l'on puisse en juger aujourd'hui. Aussi, il a semblé qu'il était possible et souhaitable de s'inspirer de ce résultat pour proposer un système de permis d'émission de CO<sub>2</sub> négociables pour la gestion préventive du réchauffement climatique.

## **2. Les enjeux**

L'expérience américaine des systèmes de permis d'émission négociables ne peut sans doute pas être transposée, telle quelle, à la gestion préventive de l'effet de serre additionnel. En effet, les amendements du *Clean Air Act* se sont appliqués à des phénomènes locaux, bien identifiés et relativement peu controversés de pollution atmosphérique. Or, l'effet de serre additionnel implique potentiellement, quoiqu'à des degrés divers, l'ensemble des pays de la planète ; malgré les progrès réalisés dans la connaissance du climat (IPCC, 1996, 2001), le phénomène reste fortement entaché d'incertitude. Le réchauffement climatique relève de la catégorie des externalités globales, transfrontières. Sa gestion nécessite sans doute des solutions spécifiques qui doivent notamment expliciter la façon dont le respect des plafonds d'émissions fixés pourrait être contrôlé et leur dépassement sanctionné (voir O. Godard, C. Henry, 1998 pour une présentation détaillée).

Le protocole de Kyoto (décembre 1997) retient des objectifs quantitatifs d'émissions par pays ou groupe de pays, définis pour la période 2008-2012 en référence aux émissions de l'année 1990. Ainsi pour l'Union européenne, les émissions de la période 2008-2012, ne devront pas dépasser 92 % des émissions de l'année 1990. Par ailleurs, le protocole de Kyoto définit des mécanismes de flexibilité, pour la réalisation des objectifs de réduction des émissions ; la possibilité d'échanger des permis d'émission de CO<sub>2</sub> est l'un de ces mécanismes.

Dès lors, le prix qui résulterait du fonctionnement d'un système international de permis d'émission négociables doit être compris comme l'expression monétaire des contraintes quantitatives fixées, dans le contexte économique qui prévaudra

- Droits de propriété et systèmes de permis d'émission négociables -

au moment des achats et des ventes de permis. Les exercices de modélisation, sur ce thème, montrent que la valeur du carbone dépend de nombreux facteurs, en particulier du nombre et de la qualité des pays participants aux échanges (voir O. Blanchard, P. Criqui, 2000) et des modalités d'allocation initiale des permis (lorsque les agents économiques impliqués sont hétérogènes).

L'allocation initiale des permis (les plafonds d'émissions attribués à chaque pays ou groupe de pays), dans le protocole de Kyoto, n'a pas été obtenue par l'application d'un critère explicite ; elle exprime surtout l'état des intérêts et des rapports de force en jeu lors des négociations. D'un point de vue international, la question du critère d'allocation initiale des permis joue donc surtout sur les choix qui seront arrêtés pour la période qui débutera après 2012. D'un point de vue national, cependant, chaque pays devra gérer sa contrainte individuelle en recourant éventuellement aux mécanismes internationaux de flexibilité ; il pourra choisir de répartir sa dotation initiale en permis entre les agents résidents, selon un critère qu'il définira seul ou en coordination avec d'autres parties du protocole de Kyoto. Dès lors les modalités d'allocation initiale des permis redeviennent un enjeu important ; selon que l'on choisit de mettre les permis aux enchères ou de les distribuer gratuitement, par exemple aux industriels, l'impact sur la compétitivité sera différencié. Il est ainsi clair qu'un même secteur d'activité contraint dans un pays à acheter sa dotation initiale en permis et bénéficiant dans un autre d'une allocation gratuite ne supportera pas les mêmes charges financières. D'une façon générale, et bien que cela soit mal pris en compte dans les exercices de modélisation sur les systèmes de permis d'émission négociables, les modalités d'allocation initiale des permis ont des conséquences redistributives importantes. Celles-ci conditionnent en grande partie les positions adoptées par les uns et les autres lors des négociations sur le réchauffement climatique.

Elles ont également des conséquences en termes de pouvoir de marché. La participation de grands pollueurs (États-Unis, Russie, Chine à terme) à un système de permis d'émission négociables est la condition *sine qua non* de son succès. Elle peut se traduire par la formation d'ententes (États-Unis/Russie, par exemple) au moment de la conception du système ou durant son fonctionnement, qui pèseront sans aucun doute sur les résultats environnementaux d'ensemble. Les propositions de Kyoto, si elles étaient appliquées, permettraient à la Russie et à l'Ukraine de céder des permis d'autant plus facilement que l'évolution économique de ces deux pays a considérablement réduit leurs émissions de carbone. Cette cession de permis, qui ne correspond à aucun effort de dépollution constituerait certes une aubaine pour un pays comme les États-Unis, qui pourraient en achetant à la Russie et

- Droits de propriété et systèmes de permis d'émission négociables -

l'Ukraine, atténuer la contrainte quantitative qui leur est imposée, mais elle ne permettrait pas d'aller plus loin dans la limitation des émissions de polluants, et retarderait sans doute les ajustements nécessaires à la gestion à long terme de l'effet de serre additionnel.

### **3. Les points en débat**

Sans attendre l'entrée en vigueur du protocole de Kyoto, le projet d'un système de permis d'émission de CO<sub>2</sub> négociables suscite des débats souvent houleux. L'idée qu'un tel système débouche sur l'appropriation inique d'une partie de l'atmosphère y est pour beaucoup, alors que les économistes semblent surtout sensibles à ses propriétés « techniques », notamment son efficacité.

#### **3.1. Égalisation des coûts marginaux et efficacité**

L'égalisation des coûts marginaux de réduction des émissions de polluants au prix du carbone permet de réaliser l'objectif de dépollution à moindre coût. La recherche de cette propriété de coût-efficacité, puisqu'il est illusoire de prétendre établir un niveau optimal de pollution, paraît rationnelle, voire de bon sens. La répartition judicieuse de l'effort de réduction de la pollution libère potentiellement des moyens qui peuvent être consacrés à d'autres actions ou qui permettent d'accentuer l'effort de réduction de la pollution. Cette accentuation peut intervenir lors de la définition des objectifs (les parties de la négociation accepteront des objectifs plus stricts parce qu'ils coûteront moins chers) ou lors de leur réalisation.

Aussi, on peut s'interroger sur la pertinence d'une limitation du recours aux mécanismes de flexibilité, tels qu'ils sont avancés dans le protocole de Kyoto. Cette limitation pourrait ainsi porter sur la quantité de permis susceptibles d'être échangée, et viserait à éviter que l'achat de permis ne soit que le simple pendant de l'absence de toute mesure de réduction des émissions de carbone. Les opposants à une telle restriction des prérogatives du marché soulignent que l'analyse des échecs qu'ont connus les systèmes de permis d'émission (dans le domaine de l'eau, notamment) montre que ce sont précisément les restrictions aux échanges qui ont, en quelque sorte, déterminé *a priori* la faillite de l'outil mis en place. En définitive, le succès d'un système de permis d'émission négociables suppose, au moins, que les échanges puissent se faire dans des conditions favorables, qu'il y ait un bien à acheter et à vendre.

### **3.2. Quels préalables à un bon fonctionnement d'un système de permis d'émission de carbone ?**

La création d'un système de permis d'émission de CO<sub>2</sub> négociables pose de redoutables problèmes, qui s'expliquent principalement par la nature de l'effet externe que l'on cherche ainsi à gérer.

L'organisation des échanges, la définition du cadre juridique et réglementaire dans lequel ils se tiendront supposent que les acteurs du système soient clairement identifiés. Sur le plan international, les pays apparaissent directement concernés ; il est possible d'imaginer que les échanges se tiennent d'abord à un niveau intergouvernemental, puis à un échelon inférieur, national ou multinational. Dans ce cas, il convient de s'interroger sur les agents qui auront effectivement la possibilité d'acheter et de vendre des permis ; s'agit-il uniquement des entreprises, des entreprises et d'organisations non-gouvernementales, soucieuses de contraindre davantage les émissions en « stérilisant » une partie des permis, peut-on ouvrir le système à des particuliers ou groupement de particuliers ? Les réponses apportées à ces questions influenceront, à l'évidence, sur le fonctionnement d'ensemble du système.

Par ailleurs le fonctionnement d'un tel système implique qu'il faut parvenir à contrôler la sincérité, la validité, des échanges de permis d'émissions négociables ; en somme il faut être capable de mesurer les émissions de polluants à un moment donné, d'en assurer le suivi, selon des procédures crédibles aux yeux de tous. Il faut en outre prévoir un dispositif *dissuasif* de sanctions ou de pénalités en cas de vente de permis sans réels fondements. L'instauration d'un tel dispositif ne va pas de soi : elle requiert la présence active d'une forme d'autorité supranationale, et, de façon plus subtile, la connaissance au moins approximative du prix de la tonne de carbone (comme référent pour les sanctions financières).

Ces conditions préalables au fonctionnement d'un système de permis d'émission de CO<sub>2</sub> négociables ne peuvent pas être tirées du raisonnement économique ; elles relèvent d'une démarche de négociation telle celle engagée depuis la conférence de Rio.

### **3.3. Les recommandations**

L'approfondissement de la connaissance des propriétés des systèmes de permis négociables passe à la fois par le bilan de l'expérience de cet instrument et par

- Droits de propriété et systèmes de permis d'émission négociables -

la réalisation d'exercices prospectifs (modélisation appliquée à l'effet de serre additionnel, calcul de la valeur du carbone permettant de respecter les contraintes de Kyoto, etc.).

La plupart des modèles, cependant, font l'hypothèse d'un agent représentatif unique ; ils ne peuvent donc, par construction, traiter les questions relatives aux effets distributifs de diverses modalités d'attribution initiale des permis. Or, l'imposition d'une contrainte quantitative sur les émissions d'un polluant crée une rareté relative ; la quantité de permis d'émission est limitée. Les agents qui bénéficient d'une allocation initiale gratuite disposent d'une rente de rareté qui vient modifier leur contrainte budgétaire intertemporelle. Les effets distributifs existent donc et gagneraient à être explicités par la réalisation de modèles qui prennent en compte l'hétérogénéité des agents impliqués dans les échanges de permis.

Enfin, le succès d'un système de permis d'émission négociables dépend de la réalité et du montant des transactions qu'il suscite. Il est donc souhaitable de choisir des règles (accès au système, contrôle des achats et des ventes, contrôle des émissions, sanctions et pénalités, etc.) qui ne brident pas la propriété de coût-efficacité de ces systèmes.

#### **4. Références**

O. BEAUMAIS, M. CHIROLEU-ASSOULINE, *Économie de l'environnement*, Bréal, Collection Amphi, 2002.

O. BLANCHARD, P. CRIQUI, « La valeur du carbone : un concept générique pour les politiques de réduction des émissions », *Économie internationale*, n° 82, 2000.

S. GASTALDO, « Les droits à polluer aux États-Unis », *Économie et Statistique*, n°258-259, 1992.

O. GODARD, C. HENRY, « Les instruments des politiques internationales de l'environnement : la prévention du risque climatique et les mécanismes de permis négociables », dans *Fiscalité de l'environnement*, La Documentation française, Les rapports du Conseil d'analyse économique, 1998.

O. GODARD, « L'expérience américaine des permis négociables », *Économie internationale*, n° 82, 2000.

- Droits de propriété et systèmes de permis d'émission négociables -

R.-W. HAHN, G.-L. HESTER, « Marketable Permits : Lessons from Theory and Practice », *Ecology Law Quarterly*, vol. 16, 1989.

IPCC, *Climate Change 1995 - Economic and Social Dimensions of Climate Change*, contribution du groupe de travail III, *the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, 1996.

IPCC, *Climate Change 2001 : Mitigation*, Cambridge University Press, Cambridge, 2001.

### **Pour en savoir plus**

- sur l'expérience américaine des permis d'émission négociables

D. BURTRAW, A.-J. KRUPNICK, E. MANSUR, D. AUSTIN, D. FARREL, « The Cost and Benefits of Reducing Acid Rain », *Resources for the Future*, discussion paper n° 97-31, 1997.

C. CARLSON, D. BURTRAW, M. CROPPER, K. PALMER, « Sulfur Dioxide Control by Electric Utilities : What are the Gains from Trade ? », *Resources for the Future*, discussion paper n° 98-44, 1998.

- sur les aspects nationaux

C. CROS, « Public Policy and Institutional Trajectories : What About Introducing SO<sub>2</sub> Emissions Trading in France », dans *Pollution for Sale. Emissions Trading and Joint Implementation*, sous la direction de S. Sorrel et J. Skea, Edward Elgar, 1999.

OCDE, *Permis transférables nationaux et politiques environnementales. Conception et application*, 2001.



## Chapitre VI

### **Les instruments économiques pour les politiques de l'environnement : le cas des pollutions transfrontières**

Depuis maintenant au moins deux décennies, l'attention publique s'est portée sur des phénomènes de pollution transfrontière, dont la gestion comporte des aspects spécifiques, que la théorie économique a tenté d'appréhender. Ces phénomènes de pollution transfrontière peuvent correspondre à des externalités globales, tel l'effet de serre additionnel, ou encore l'altération de la couche d'ozone stratosphérique. Pour ce type d'externalité, la localisation de la source d'émission importe peu. Ils peuvent également correspondre à des externalités plus locale, dont le support (un fleuve frontalier, l'atmosphère) s'affranchit, par nature, des limites géographiques. Pour ces externalités, la localisation de la source d'émission importe. Dans les deux cas, l'internalisation des effets externes implique au moins deux pays, quelquefois, potentiellement, l'ensemble de la planète.

#### **1. Le décalage entre la théorie et la réalité**

R. H. Coase, dans un article fameux (*The Problem of Social Cost*, 1960) avait pointé la nature réciproque des externalités. L'activité d'un médecin peut être gênée par les nuisances phoniques d'une fabrique voisine. Mais, le médecin, en exigeant que la fabrique fasse moins de bruit, contraint sa production, nuit à sa production. Aussi, l'identification d'une victime et d'un responsable de l'externalité ne va pas de soi ; parmi les solutions envisageables (que l'on observe dans la réalité quotidienne), entre le déménagement du médecin et la limitation de la production de la fabrique, il conviendrait de privilégier celle qui socialement coûte le moins.

L'internalisation des effets externes peut alors être réalisée par la définition préalable de droits : soit le droit à un environnement sans nuisance, si l'on se place du point de vue de l'agent qui subit l'externalité, soit le droit d'usage de l'environnement, si l'on se place du point de vue du producteur de l'externalité.

- Le cas des pollutions transfrontières -

Une fois ces droits définis, d'une manière ou d'une autre, R. H. Coase établit que la négociation entre les parties concernées par l'externalité débouche sur son internalisation optimale. Toutefois, ce résultat (connu sous le nom du théorème de Coase) suppose qu'il n'y a pas de coût de transaction, ceux-ci regroupant l'ensemble des coûts de coordination des agents économiques. Ce qui peut être vrai lorsque les protagonistes de la négociation ne sont pas nombreux. Dans un tel cadre théorique, la victime de l'externalité peut être amenée à verser une compensation au responsable de l'externalité, qui jouit d'un droit d'usage de l'environnement, en échange d'une limitation d'accès à ce droit.

Le principe de compensation réciproque fonctionne en partie selon ce schéma et s'applique aux pollutions transfrontières. Sa mise en œuvre repose sur la définition préalable des droits, en particulier des droits d'accès à une ressource naturelle, d'un bien libre, partagés entre au moins deux pays (le Rhin, l'air à la frontière germano-polonaise). Puis, après évaluation, le dommage évité peut être versé au pollueur, sous forme de compensation financière. La compensation devient réciproque lorsque les pays impliqués dans la négociation sont à la fois victimes et responsables de l'externalité (pollution de l'eau par exemple, par des eaux usées).

Théoriquement ce mécanisme révèle l'information sur les coûts externes et sur les coûts de réduction de la pollution.

En pratique, le paiement de compensations réciproques nécessite une chambre de compensation, qui calcule la contribution nette de chacune des parties impliquées dans la gestion de l'effet externe transfrontalier. L'une des difficultés de cette solution réside dans le coût de fonctionnement de cette chambre de compensation, qui vient grever le coût total de l'internalisation réalisée. Par ailleurs, le principe de compensation réciproque peut être compris comme un principe victime-payeur qui, s'il ne pose pas de problème particulier à la théorie économique, est parfois perçu comme inéquitable ; la répartition initiale des droits a des effets distributifs réels, même si elle ne joue pas sur l'efficacité de la solution négociée.

Enfin, le principe de compensation réciproque, pour bien fonctionner, requiert une certaine stabilité des droits définis en préalable ou au cours de la négociation. Précisément, le droit d'être pollueur peut être régulièrement contesté, au gré de l'évolution des préférences des individus et des sociétés, ce qui, concrètement, se traduit par une renégociation des droits initiaux. Cette

renégociation pèse lourdement, en termes de coûts, de prévisibilité temporelle des agents, sur l'efficacité d'ensemble de la solution.

Aussi, les pollutions transfrontalières font surtout l'objet de négociations sur une base juridique qui offrent peu de place aux instruments ou mécanismes économiques et privilégient les solutions réglementaires. Il y a eu, exceptionnellement, des transferts financiers, dans trois cas : lors d'épisodes de pollution accidentelle (marée noire), dans le cadre d'accords de coopération entre pays (subventions versées par les pays industrialisés aux pays en voie de développement, ou entre pays industrialisés, par exemple pour la déphosphatation du lac Léman), et lors de la prise en charge d'actions conjointes de réhabilitation d'un milieu pollué (réduction de la pollution du Rhin par le chlorure, mise en œuvre par la France, et dont le coût est pris en charge à 70 % par la Suisse, l'Allemagne et les Pays-Bas).

On notera cependant que le protocole de Montréal pour la protection de la couche d'ozone (1987, voir le chapitre IX) comprend essentiellement des dispositions relatives à la production des substances détruisant la couche d'ozone, au commerce de ces produits, et au commerce de produits obtenus par des processus incluant de telles substances, mais ne définit pas de mécanismes économiques de limitation de l'altération de la couche d'ozone.

Enfin, le protocole de Kyoto achoppe aujourd'hui sur la difficulté de parvenir à un consensus sur un instrument économique international de gestion de l'effet de serre additionnel. La définition d'une taxe internationale, ou encore d'un système de permis d'émission négociables suppose en effet que l'on accepte une certaine dose de supranationalité, dans les possibilités de contrôle et de sanctions à l'encontre des parties qui ne respecteraient pas la sincérité des engagements pris.

## **2. Les enjeux**

La gestion des pollutions transfrontières pose des difficultés particulière car elle lie des agents économiques qui évoluent dans des contextes économiques, juridiques mais aussi culturels différents. Le recours à des instruments (taxe, permis d'émissions, subventions, etc.) habituellement clairement définis sur un territoire où ne s'exerce, *in fine*, qu'une seule autorité souveraine, doit ici se faire sur des zones transfrontalières, internationales où s'exercent des autorités aux objectifs potentiellement concurrents, parfois complémentaires.

- Le cas des pollutions transfrontières -

La localisation de la source de l'effet externe prend ici toute son importance, car elle définit en partie les responsabilités, en tout cas les positions respectives lors des négociations nécessaires à l'obtention d'une solution efficace.

Ainsi que nous l'avons écrit en introduction, il existe des effets externes transfrontaliers dont l'origine et la destination peuvent être identifiées et doivent être prises en compte lors du choix de la solution d'internalisation. Il s'agit généralement de pollution habituellement considérées comme locales, mais qui ont ici des effets sur plusieurs territoires (émissions de SO<sub>2</sub>, pluies acides, pollution atmosphérique, eaux usées). Dans ce cas, le contrôle de la pollution passe par l'établissement d'un lien entre les lieux d'émission et de réception des polluants. Ce lien peut être formalisé par des matrices de transferts et par le recours à des modèles de transports des polluants. Ensuite, la connaissance des dommages marginaux collectifs et des coûts de réduction de la pollution permet d'établir un niveau optimal de taxe (voir le chapitre IV) qui sera différencié selon le lieu et le temps ; en conséquence la taxe ou la compensation financière marginale demandée à un pollueur variera selon sa situation, son niveau de production, etc.

Il existe également des effets externes globaux auxquels chaque source de pollution contribue, quelle que soit sa localisation (les émissions de carbone, par exemple). Dans ce cas, il est rationnel de chercher à minimiser le coût total de l'effort de diminution des émissions de polluants, de chercher une répartition efficace des charges individuelles de dépollution. Cette répartition peut être obtenue (voir les chapitres VII et VIII) par l'instauration d'une taxe internationale unique ou par la création d'un système de permis d'émission négociables international, qui conduira à l'égalisation des coûts marginaux de réduction de la pollution.

La mise en place de tels instruments ne peut se faire que dans le cadre de conventions, de protocoles, plus généralement d'accords négociés. La théorie économique s'intéresse aux moyens d'inciter toutes les parties concernées par un effet externe à s'associer dans de tels accords. Concernant les phénomènes de pollution globale, il est ainsi primordial de définir les mesures (sanctions généralement) prises à l'encontre des pays qui ne s'associent pas à leur gestion (mais qui en bénéficient). Celles-ci peuvent être commerciales (protocole de Montréal) et financières, mais elles se heurtent souvent aux principes de l'OMC (Organisation mondiale du commerce, voir le chapitre IX).

### **3. Les points en débat**

D'une certaine manière, les instruments choisis lors d'un accord négocié participent au succès de son application et déterminent l'attraction qu'il peut exercer sur d'éventuels nouveaux participants. La proposition de création d'un système de permis d'émission négociables pour la gestion préventive de l'effet de serre additionnel est venue comme un moyen d'aller de l'avant dans un dossier où la fiscalité ne semblait pas trouver sa place, du moins sur le plan international (voir le chapitre V).

#### **3.1. Les permis d'émission négociables : un moyen de contourner les réticences à l'instauration d'une fiscalité mondiale ?**

Le traitement des pollutions transfrontières nécessite en préalable que l'on parvienne à définir, même implicitement, les droits et les responsabilités des agents qu'elles impliquent. Les droits définis initialement peuvent être reconsidérés suivant un échéancier prévu à l'avance, ou à l'occasion de circonstances parfois exceptionnelles (mise en œuvre incomplète de l'accord, accident de pollution, etc.). *A contrario*, l'instauration d'une fiscalité mondiale paraît plus contraignante, car elle touche directement à l'une des fonctions essentielles d'un État souverain : celle qui consiste à lever des recettes, comme élément d'un budget ouvrant la possibilité de mener, en autonomie, une politique. Les réticences à l'utilisation de l'outil fiscal proviennent également de réactions culturelles profondément ancrées, comme aux États-Unis. Il semble donc établi qu'une action internationale coordonnée dans le domaine de l'environnement doit préserver des marges de manœuvre aux gouvernements qui s'y associent, notamment en terme de choix d'instrument. Les partisans d'un système de permis d'émission négociables (pour les émissions de carbone) considèrent que celui-ci peut permettre d'obtenir un accord international là où la fiscalité constituait un obstacle, et qu'il peut être articulé avec des solutions fiscales à un niveau national ou international (au niveau de l'Union par exemple). Les opposants à un tel système doutent des avantages, en terme d'efficacité environnementale, qu'il procure, et rétorquent que des mesures à caractère fiscal, bien pensées, peuvent être prises de façon unilatérale. Il y aurait en somme une pédagogie de l'exemple que l'on pourrait montrer par l'action. En outre, l'expérience des systèmes de permis d'émission négociables ne serait pas suffisante, et la question de la répartition initiale des droits semble difficile à établir. En définitive, y compris dans le cas des systèmes de permis

- Le cas des pollutions transfrontières -

d'émission négociables, une certaine dose de supranationalité apparaît incontournable (contrôle des échanges de permis, voir le chapitre V).

### **3.2. Les procédures de tâtonnement**

Les accords multilatéraux, dans le domaine de l'environnement tout comme dans le domaine commercial, prévoient des calendriers de révision, d'avancement. Ceux-ci sont l'occasion de modifier les choix arrêtés, dans le sens d'une plus grande rigueur ou au contraire d'une plus grande souplesse. Ces procédures de tâtonnement, de révision des normes ou des taux de taxe sont-elles pertinentes, du point de vue de l'analyse économique ?

Le protocole de Montréal, après sa signature en 1987, a été révisé en 1990 (Londres) puis 1992 (Copenhague) ; cette révision a porté sur le resserrement des objectifs initiaux. Ceux-ci prévoyaient la diminution de moitié des substances détruisant la couche d'ozone à l'horizon de 2000. C'est finalement l'élimination totale de ces substances qui a été décidée, à partir de 1996.

Cet exemple simple montre que les procédures de tâtonnement, si elles nuisent à la stabilité des anticipations des agents économiques, permettent cependant d'intégrer les informations scientifiques, au fur et à mesure qu'elles deviennent disponibles. Cela présente des avantages significatifs lorsque les externalités que l'on cherche à maîtriser sont fortement entachées d'incertitude ou de controverses scientifiques. Les procédures de tâtonnement permettent également d'évaluer la réaction du tissu productif, de l'économie dans son ensemble, à une mesure restrictive dans le domaine de l'environnement, avant d'aller plus loin.

### **3.3. Les recommandations**

L'expérience acquise en matière de gestion des pollutions transfrontières attire l'attention sur deux points principaux, susceptibles d'interpeller l'analyse économique.

Tout d'abord, il semble que la renégociation des droits initiaux, qui semble être la contrepartie nécessaire de la pérennité des accords internationaux sur les phénomènes de pollution transfrontière, altère l'efficacité des solutions retenues. Elle est en effet coûteuse, directement, mais aussi indirectement puisqu'elle produit de l'incertitude. Peut-on évaluer plus précisément ces coûts d'efficacité et les réduire par des mécanismes de négociation idoines ?

Ensuite, puisque l'approche des externalités transfrontières est fondée sur le droit, il est souhaitable de promouvoir des solutions originales (système de permis de pollution négociables) y compris dans des domaines tels que la politique de l'eau ou la politique des déchets, en s'appuyant sur les résultats robustes que l'analyse économique peut apporter (voir le chapitre V).

#### **4. Références**

R.-H. COASE, « The Problem of Social Cost », *Journal of Law and Economics*, n° 3, 1960.

#### **Pour en savoir plus**

P. BONTEMS, G. ROTILLON, *Économie de l'environnement*, La Découverte, Collection Repères, n° 252, 1998.

M. RAINELLI, *L'organisation mondiale du commerce*, La Découverte, Collection Repères, n° 193, 1999.



## Chapitre VII

### Le double dividende : modèles théoriques

La notion de « double dividende » a tout d'abord été mise en avant lors de travaux empiriques sur la gestion préventive de l'effet de serre additionnel par l'instauration de taxes (sur le carbone, sur l'énergie, mixte, etc. ; voir le chapitre VIII). Puis une littérature théorique prolixe a été consacrée à cette notion, s'efforçant de la clarifier, délivrant un message d'abord plutôt pessimiste, ensuite modérément optimiste, sur la possibilité d'occurrence d'un double dividende.

#### 1. La littérature théorique sur le double dividende

L'instauration d'une taxe à finalité environnementale, qu'elle réponde à une logique incitative ou budgétaire, procure un revenu supplémentaire à l'État. Ce revenu supplémentaire peut être affecté à des actions dans le domaine de l'environnement (comme le sont les redevances prélevées par les agences financières de bassin), ou peut venir augmenter l'ensemble des recettes fiscales et être réinjecté dans l'économie, recyclé, de façon à réduire le coût brut de la politique que l'on souhaite mener.

Bien pensé, un tel recyclage, par l'abaissement d'un ou de plusieurs impôts préexistants (les taxes sur le travail, l'impôt sur le revenu, etc.) pourrait déboucher sur un double dividende, en décourageant les activités ou les comportements polluants, et en réduisant les imperfections du système fiscal actuel (voir M. Chiroleu-Assouline, 2001).

En effet tout système fiscal réaliste s'accompagne de distorsions de comportements, qui réduisent, *ex-post*, son rendement. Ainsi, l'instauration d'une taxe sur un bien quelconque ampute en partie le pouvoir d'achat des agents qui le consomment (effet de revenu) et les conduit à se détourner (ce qui est parfois souhaité, dans le cas des biens polluants) de ce bien (effet de substitution). Certaines taxes sont sans doute moins distordantes que d'autres, et

- Le double dividende : modèles théoriques -

il peut être souhaitable de remplacer un impôt très distordant (une taxe sur le travail, par exemple) par un impôt moins distordant ou visant à corriger une externalité négative.

Trois formes de double dividende sont aujourd'hui communément distinguées ; la forme faible indique que le recyclage des recettes d'une écotaxe par l'abaissement d'un impôt distordant préexistant est préférable à un recyclage des recettes sous forme forfaitaire (même réduction pour tous les agents) ; la forme intermédiaire dit qu'il est possible de trouver un impôt distordant préexistant que l'on peut remplacer par une écotaxe, à recettes budgétaires inchangées, de telle manière que le coût brut de ce redéploiement fiscal soit nul ou négatif ; enfin la forme forte repose sur l'idée que la substitution d'une écotaxe à une taxe distordante générique implique un coût brut nul ou négatif.

Dans la plupart des modèles théoriques, les dividendes correspondent à une variation positive du bien-être du ou des ménages, qui dépend à la fois de la qualité de l'environnement et de l'arbitrage consommation/loisir. Il s'agit d'un double *dividende d'efficacité*, qui sous certaines hypothèses équivaut à un double dividende d'emploi (amélioration simultanée de la qualité de l'environnement et de l'emploi), tel qu'il avait été mis en avant par les exercices de modélisation appliquée.

Au début des années quatre-vingt-dix, la littérature théorique sur le double dividende délivrait un message pessimiste : les taxes environnementales, dont la base s'érode aisément, sont plus distordantes que la plupart des autres impôts. Elles pèsent, *in fine*, sur le facteur travail, relativement moins mobile que le facteur capital ou énergie. Aussi, le remplacement d'une taxe distordante préexistante par une écotaxe ne pouvait déboucher sur un coût brut nul ou négatif. La forme forte du double dividende apparaît donc illusoire.

Puis ces travaux théoriques ont été affinés, dans plusieurs directions, qui visaient à rendre leur description de l'économie plus réaliste. Ils ont ainsi incorporé plusieurs catégories de ménages (revenus différenciés), raisonné en économie ouverte, introduit du chômage involontaire, décrit des structures de marché imparfaites ; ils se sont aussi interrogés sur les interactions et les compensations, au niveau du bien-être, entre la qualité de l'environnement, la consommation et le loisir.

Dans tous ces cas, il est possible d'identifier des conditions d'occurrence du double dividende (voir M. Chiroleu-Assouline, 2001), parfois sous sa forme forte. Par exemple, l'instauration d'une taxe sur l'énergie peut réduire, si elle est

adoptée par de nombreux pays, le prix hors taxe du pétrole. Dans ce cas, une partie de la charge fiscale supplémentaire est reportée sur l'extérieur (les pays exportateurs de pétrole) et les gains de termes de l'échange qui en découlent peuvent induire un double dividende.

## 2. Les enjeux

La définition du double dividende est, à elle seule, un enjeu. Certains auteurs contestent que le raisonnement dans un cadre d'équilibre général soit pertinent ; cette contestation, cependant, va au-delà de la problématique des réformes fiscales à composante environnementale et porte surtout sur l'intérêt de focaliser la réflexion sur le double dividende d'efficacité ; il serait plus pertinent de retenir la notion de double dividende d'emploi (amélioration simultanée de la qualité de l'environnement et de l'emploi), à la fois plus parlante et plus réaliste.

Il semble que ce soit avant tout la difficulté d'estimer les bénéfices liés à une politique de l'environnement qui ait assuré le succès de la notion de double dividende. Cette difficulté apparaît clairement pour les phénomènes de pollution très controversés ou fortement entachés d'incertitude, tel l'effet de serre additionnel. Puisque l'on ne sait pas si les avantages qui seront tirés de la réduction des émissions de carbone représentent une part sensible de la richesse mondiale à venir, la recherche de stratégies préventives de moindre regret semble rationnelle. Celles-ci s'articulent autour de mesures dont le coût brut est nul ou négatif (aides aux économies d'énergie, réformes fiscales, etc.) et qui sont *a priori* favorables à l'environnement (sans qu'il soit possible d'évaluer *combien* elles lui sont favorables). Indirectement, la problématique du double dividende interpelle sur la nécessité de creuser les évaluations monétaires des bénéfices environnementaux, chaque fois que cela semble envisageable. Le premier dividende prend ici toute son importance, et ne doit pas être occulté par la recherche d'une plus grande efficacité globale du système fiscal actuel.

Enfin, les travaux théoriques récents attirent l'attention sur une propriété méconnue du double dividende : l'occurrence de celui-ci peut nécessiter le déplacement de la charge fiscale d'agents « favorisés » (par exemple les salariés) vers des agents « moins favorisés » (inactifs, sans emploi). Il n'est donc pas certain qu'un redéploiement des impôts favorable à l'environnement soit équitable. L'examen de cette question nécessiterait certes une évaluation de la répartition de la charge fiscale, mais aussi une évaluation de la distribution des bénéfices environnementaux. Là encore, à titre d'exemple, il est probable

- Le double dividende : modèles théoriques -

que la taxation de l'énergie touche plus les bas revenus que les hauts revenus ; mais il est également probable que les bénéfices d'une réduction de la pollution atmosphérique se concentrent en majorité sur les populations à bas revenu.

### **3. Les points en débat**

#### **3.1. Les combinaisons d'instruments et le double dividende**

L'un des avantages relatif des écotaxes réside dans leur aptitude à lever des recettes supplémentaires, qui peuvent être recyclées dans l'économie. Les systèmes de permis d'émission négociables (voir le chapitre IV) n'offrent pas cette même opportunité. Généralement, l'allocation initiale des permis est réalisée gratuitement, puis les agents économiques peuvent les échanger, notamment sur la base de la comparaison de leurs coûts marginaux de réduction de la pollution. Un tel mode d'allocation initiale ne dégage aucune recette pour l'État, qui ne peut alors chercher à obtenir un double dividende par la mise en œuvre d'une réforme fiscale judicieuse. Par contre, lorsque l'allocation initiale se fait par la mise aux enchères des permis, et que les recettes afférentes à celle-ci abondent le budget de l'État, leur utilisation dans le sens d'une stratégie de double dividende devient envisageable.

Dans la même logique, la définition de stratégies composites (voir CGP, 1993), qui combinent plusieurs types d'instruments, pourrait déboucher sur des situations de double dividende. Le fonctionnement d'un système de permis d'émission de carbone négociables au niveau international pourrait s'articuler avec le recours à la fiscalité soit au niveau national, soit au niveau de bulles<sup>1</sup> (bulle européenne). Un pays, confronté à la nécessité de respecter son plafond d'émissions, pourrait instaurer une taxe en interne, destinée à s'approcher ou à

---

(1) Une bulle correspond à un regroupement de pollueurs (entreprises, pays) qui décident de respecter conjointement, et non isolément, le plafond global d'émissions qui résulte de l'addition de leurs contraintes individuelles initiales. Ainsi, dans le cadre du protocole de Kyoto, sur la régulation préventive de l'effet de serre additionnel, les pays de l'Union européenne s'étaient engagés à respecter, chacun, un plafond d'émissions correspondant à 92 % de leurs émissions de gaz à effet de serre de 1990, sur la période qui va de 2008 à 2012. Globalement, cela revenait à un objectif de 92 % par rapport aux émissions de 1990 pour l'ensemble de l'Union européenne, objectif qui a été réparti (17 juin 1998) entre les quinze pays d'une bulle « Union européenne ». Cette bulle engage la France et l'Allemagne, par exemple, à respecter un objectif individuel de 100 % et de 79 % par rapport à leurs émissions de 1990 (voir O. Beaumais, M. Chiroleu-Assouline, 2002).

- Le double dividende : modèles théoriques -

dépasser son objectif, et acheter ou vendre des permis à d'autres pays. Le recours à un mécanisme de flexibilité, au niveau international, serait alors compatible avec l'obtention d'un double dividende en interne.

### **3.2. Double dividende et critère de décision**

Le double dividende a parfois été compris comme un argument destiné à asseoir la légitimité, peu robuste, des taxes à finalité environnementale. Certains économistes se demandent si, finalement, les taxes environnementales doivent être justifiées par d'autres considérations que leur impact sur l'environnement. N'y a-t-il pas un risque que ces taxes soient utilisées pour favoriser la prise de décision en faveur d'une réforme fiscale, dont l'objectif principal serait l'emploi (baisse des cotisations sociales, en particulier) ; le double dividende doit-il être retenu comme critère de décision lors du choix de politique de l'environnement ?

Les modèles théoriques de double dividende délivrent un message relativement clair à ce sujet ; le seul critère de décision et de comparaison des effets des politiques économiques (y compris les politiques de l'environnement) est celui de la variation de bien-être. Il est rationnel de mettre en œuvre la politique (réforme fiscale) qui conduit à la plus grande variation positive de bien-être, même lorsque cette mise en œuvre nuit à l'environnement.

Cette conclusion peut paraître inacceptable, car elle présuppose que l'environnement est correctement pondéré dans la fonction de bien-être retenue. Or rien ne prouve que la pondération entre des arguments tels que l'emploi, la qualité de l'environnement, la consommation, le temps non travaillé puisse être définie sans ambiguïté.

Dès lors, il serait souhaitable de réaliser cette pondération en dehors de toute référence à un cadre théorique fixé, par une démarche empirique et de concertation.

### **3.3. Les recommandations**

La littérature théorique sur le double dividende relève d'une démarche de second rang, qui décrit des économies en présence d'une fiscalité préexistante distordante. La mesure des distorsions fiscales n'est pas très aisée et repose sur des techniques de modélisation appliquée. Des estimations ont été proposées

- Le double dividende : modèles théoriques -

pour le système fiscal américain, mais il n'existe pas d'études comparables pour la France et l'Europe. Le débat sur le double dividende gagnerait sans doute à la réalisation de tels travaux, dans un avenir proche.

En outre, deux points méritent un approfondissement supplémentaire. Tout d'abord, une réforme fiscale, quelle qu'elle soit, peut engendrer des coûts administratifs supplémentaires. Quel serait le coût d'une réforme fiscale à finalité environnementale ? Ce coût, s'il existe, peut-il être réduit, gommé, inversé ? Peut-il contrarier l'occurrence d'un double dividende ? Ensuite, nous l'avons évoqué précédemment, la question du caractère régressif ou progressif d'une réforme fiscale à finalité environnementale n'est pas tranchée. Il paraît donc essentiel d'engager une réflexion (appuyée sur des éléments quantitatifs *et* qualitatifs) sur ce thème.

#### **4. Références**

O. BEAUMAIS, M. CHIROLEU-ASSOULINE, *Économie de l'environnement*, Bréal, Collection Amphi, 2002.

CGP, *L'économie face à l'écologie*, rapport de l'atelier « Environnement, économie, croissance » de la commission « Environnement, qualité de vie, croissance » du XI<sup>e</sup> Plan, La Découverte/La Documentation française, 1993.

M. CHIROLEU-ASSOULINE, « Le double dividende – Les modèles théoriques », *Revue Française d'Économie*, n° 16, 2001.

## **Chapitre VIII**

### **Le double dividende : modèles appliqués**

S'il existe aujourd'hui une littérature théorique abondante sur le thème du double dividende, ce concept a tout d'abord été forgé à partir de travaux de modélisation appliquée. L'analyse du double dividende relève, nous l'avons vu, d'une approche de second rang : le système de prélèvements obligatoires en place implique des distorsions de comportements que l'on peut chercher à gommer ou à atténuer à l'occasion d'une réforme fiscale d'ensemble. La question des réformes fiscales peut être appréhendée de façon purement analytique, mais la complexité des mécanismes en jeu requiert d'autres approches, fondées sur la réalité économique.

#### **1. Une approche empirique du double dividende**

La gestion préventive de l'effet de serre additionnel présente des caractéristiques particulières, qui obligent à définir des procédures de décision adaptées. Il s'agit tout d'abord d'un phénomène controversé ; même s'il semble aujourd'hui établi que l'accumulation de gaz à effet de serre, d'origine anthropique, dans l'atmosphère, provoque une augmentation de la température moyenne du globe, les modèles climatiques ne peuvent prédire avec précision ses conséquences (notamment en termes régionaux). Par ailleurs l'influence, essentielle, de la couche nuageuse (et son évolution) et des océans (dans le cycle du gaz carbonique) reste méconnue.

Cependant les gaz à effet de serre ont une durée de vie qui, en retour, imprime une forte inertie au phénomène de réchauffement climatique. Il faut réduire les émissions de polluants aujourd'hui pour éviter des effets qui interviendront dans un futur relativement lointain. Cette réduction a un coût brut, que l'on a cherché à estimer par le recours à des modèles économiques ou énergétiques, par des approches multi modèles (voir le chapitre Premier). Ainsi, au début des années quatre-vingt-dix, un projet communautaire de taxe mixte carbone/énergie visant à limiter les émissions de CO<sub>2</sub> a suscité beaucoup de travaux (voir CGP, 1993).

- Le double dividende : modèles appliqués -

Cette taxe, si elle avait été instaurée, aurait conduit à prélever, à son taux plein et chaque année, environ 1 % du PIB des pays impliqués. Assez rapidement, les économistes se sont interrogés sur l'utilisation qui pouvait être faite de ces recettes supplémentaires. En particulier, on pouvait envisager, dans l'optique de ne pas alourdir la pression fiscale existante, de redistribuer celles-ci sous forme d'abaissement d'un ou de plusieurs impôts déjà en place, en laissant le budget général inchangé. En procédant ainsi, il semblait possible de réduire voire d'annuler le coût macro-économique brut des mesures de régulation de l'effet de serre. Les évaluations *ex-ante* du projet européen, ainsi que bon nombre de travaux anglo-saxons sur la taxation du carbone, ont montré qu'un recyclage judicieux des recettes fiscales supplémentaires pouvait déboucher sur un « double dividende », dont les contours sont toutefois restés flous : le premier dividende concernait, bien sur, l'environnement, tandis que le second dividende portait sur l'activité économique (la croissance) ou l'emploi.

Les modalités du recyclage jouent un rôle sensible sur les résultats obtenus : un recyclage par diminution de l'impôt sur le revenu aura tendance à relancer la demande globale, mais contrariera les propriétés incitatives de la taxe sur le carbone (les émissions suivent en partie l'activité économique) ; une baisse des cotisations sociales employeurs/employés faciliterait les substitutions entre le facteur travail et le facteur énergie, s'accompagnerait d'une création nette d'emplois et de bons résultats environnementaux (voir CGP, 1993).

Il est également possible d'envisager qu'une partie des recettes soit utilisée pour l'aide à l'adoption de technologies propres, économes en énergie. Ces technologies ne sont pas toujours intensives en travail ; mais, leur mise en place, en participant au renouvellement des capacités productives peut déboucher sur des gains de compétitivité-prix, qui à leur tour rétro-agiront positivement sur l'ensemble de l'activité économique.

L'intégration du progrès technique, dans les modèles utilisés pour les exercices d'évaluation empirique du double dividende passe généralement par des « dires » d'experts qui sont « traduits » dans le langage des modèles. Ainsi l'*amélioration autonome de l'efficacité énergétique* désigne une évolution favorable de l'intensité énergétique de la production guidée par les changements de produits ou de processus techniques qui ne s'expliquent pas par l'influence des prix. Elle réduit les consommations d'énergie et, en conséquence, les émissions de carbone qui leur sont liées. Aussi les résultats issus de l'utilisation des modèles doivent être considérés explicitement en regard des hypothèses arrêtées, notamment sur l'évolution de l'intensité énergétique.

## - Le double dividende : modèles appliqués -

Par ailleurs, les travaux empiriques font ressortir l'importance de la spécification du fonctionnement du marché du travail sur la possibilité d'occurrence d'un double dividende ou sur sa pérennisation. Dans les modèles de type keynésien, la création nette d'emplois (selon la modalité de recyclage des recettes) agit, par l'intermédiaire d'un effet Phillips, sur la boucle prix-salaire-prix. À moyen terme, l'inflation qui en découle nuit à la compétitivité-prix de l'économie considérée ce qui modère l'activité économique. Dans les modèles d'équilibre général calculable, le marché du travail est souvent représenté en équilibre. Dans ce cas une taxe sur l'énergie provoque un ajustement de l'emploi, mais le signe de celui-ci dépend avant tout de l'évolution des distorsions fiscales. L'introduction de rigidités sur le marché du travail (de chômage involontaire) peut accroître la fixité relative de ce facteur qui, même s'il n'est pas taxé directement (on taxe l'énergie) supportera de fait la charge fiscale supplémentaire.

Il est clair cependant que la recherche d'un double dividende, si elle permet de concilier le progrès de l'activité économique et la protection de l'environnement, ne doit pas faire oublier l'objet premier de la fiscalité environnementale : la réduction de la pollution.

## **2. Les enjeux**

Ce qui importe avant tout, en effet, ce sont les bénéfices environnementaux des politiques fiscales envisagées. Le dividende obtenu sur l'activité économique n'apparaît que comme un produit joint de la réforme fiscale, qui vise à positionner les systèmes économiques sur une trajectoire durable. En d'autres termes, la recherche d'un dividende d'activité économique ou d'emploi ne doit pas être comprise comme le moyen d'accentuer la légitimité des taxes à finalité environnementale, qui se suffit à elle-même.

Le rôle des modèles dans l'identification des possibilités d'occurrence d'un double dividende conduit certains à s'interroger sur la pertinence et la crédibilité des mécanismes et des hypothèses sur lesquelles ils reposent. En particulier, la dimension macro-économique des phénomènes en jeu ne convainc pas la plupart des industriels, qui vivent les contraintes technologiques à un niveau micro-économique. Les possibilités de substitutions entre les facteurs de production (travail et énergie, en particulier) seraient réduites, voire inexistantes.

- Le double dividende : modèles appliqués -

En outre les modèles représentent la réalité économique selon une structure qui n'évolue pas, en tout cas en réponse à une mesure de politique économique. Or, la mise en œuvre d'une réforme fiscale d'ampleur conduirait sans doute à des évolutions structurelles d'importance des comportements ; celles-ci ne sont pas spontanément prises en compte par les modèles appliqués et doivent donc, lorsqu'on le juge nécessaire, faire l'objet d'une réflexion hors modèle, préalable à son utilisation.

Dans le cas particulier de la taxation du carbone, la modélisation du commerce extérieur constitue également un enjeu d'importance. En réponse à un alourdissement de la fiscalité, certaines entreprises pourraient choisir de se délocaliser, de déplacer les émissions de carbone vers des lieux économiques plus cléments (les « fuites » de carbone). Bien qu'il soit difficile d'évaluer la portée réelle d'un tel mouvement de délocalisations, il semble qu'il comporte principalement une dimension de compétitivité-prix qui, pour être intégrée pleinement, nécessiterait sans doute une révision structurelle des équations qui, dans les modèles, spécifient les comportements d'importation et d'exportation.

L'intérêt des exercices de modélisation appliquée réside également dans la possibilité qu'ils offrent de faire comprendre comment la charge fiscale liée à un impôt supplémentaire se répartit *in fine*. Là encore, une première approche, trop rapide, pourrait laisser croire qu'une taxe sur le carbone et l'énergie pèserait uniquement sur les finances des entreprises. En fait celles-ci peuvent répercuter en partie, selon leur position concurrentielle nationale et internationale, la charge supplémentaire qui leur incombe sur leur prix de production. Il est également clair que les facteurs de production (travail, capital, énergie, etc.) ne possèdent pas tous le même degré de mobilité ; aussi, en l'absence de redéploiement fiscal bien pensé, une taxe sur l'énergie pourrait toucher défavorablement l'emploi.

Enfin, les différentes approches de modélisation appliquée (voir le chapitre Premier) doivent être considérées comme complémentaires. Chacune d'entre elles (approches macro-économétrique, d'équilibre général, technico-économique, éco-énergétique) attire l'attention sur des comportements, sur un horizon temporel ou sur des variables dont la connaissance est nécessaire à la compréhension d'ensemble des mécanismes en cause.

### **3. Les points en débat**

#### **3.1. La cohérence théorique**

La volonté des modélisateurs d'approcher la réalité économique les amène parfois à s'affranchir du cadre théorique qu'ils avaient initialement adopté, pour incorporer les comportements qui leur semblent pertinents, en regard de leur objet d'étude. En modélisation, cette démarche permet d'intégrer les dires d'experts, exogènes aux modèles (caractéristiques des technologies propres, etc.), permet de tenir compte des structures de l'économie, du déséquilibre de certains marchés ; elle était déjà présente dans les travaux précurseurs, y compris ceux qui se réclamaient de fondements micro-économiques explicites (voir le chapitre Premier, et K. Schubert, 1993). Cependant elle comporte un risque non négligeable : celui de rendre les résultats obtenus en partie illisibles. Ceux-ci ne peuvent être compris en dehors du contexte théorique et appliqué qui les a formés. La tentation, parfois grande, d'inférer des causalités à partir de chiffres, doit ainsi être évacuée par la clarté des mécanismes en jeu lors des exercices de modélisation.

De ce point de vue, la cohérence théorique n'apparaît pas comme un objectif en elle-même, puisque l'identification des conditions d'un « double dividende » ne répond pas à des exigences normatives. Elle apparaît comme la condition nécessaire à la mise en perspective des résultats d'une recherche empirique, largement heuristique. Les modélisations de type « boîte noire » qui n'indiquent rien sur les relations structurelles qui sous-tendent les résultats qu'elles fournissent présentent ici peu d'intérêt, notamment pour l'aide à la décision publique ou à la conception de politiques économiques.

#### **3.2. Les impacts sectoriels**

Le « double dividende » est une notion macro-économique, qui exprime l'idée que, *globalement*, une réforme fiscale bien pensée peut déboucher sur l'amélioration simultanée de l'activité économique et de l'environnement. Le niveau de désagrégation des modèles qui ont participé à la découverte et à la promotion du « double dividende » est éloigné, par construction, de celui de la réalité économique. Les industriels s'interrogent ainsi sur la validité des propositions déduites de tels modèles : les effets intersectoriels sont-ils correctement appréhendés, et si ce n'est pas le cas, ne passe-t-on pas à côté de

- Le double dividende : modèles appliqués -

l'essentiel ? Ce débat, sur l'articulation entre les comportements micro-économiques et les relations macro-économiques ne s'applique pas uniquement à la notion de « double dividende », et ne peut être tranché simplement. Il rappelle que les exercices de modélisation macro-économique ont leur intérêt propre, mais doivent être complétés par des études sectorielles fines qui pourront désigner les gagnants et les perdants d'une réforme fiscale donnée (voir CGP, 1993) pour une application à la taxation du carbone et de l'énergie).

Cela vaut d'autant plus qu'une telle réforme s'accompagnerait d'un déplacement de la charge fiscale des biens ou des facteurs de production non polluants vers des biens ou des facteurs de production polluants et d'une modification de la distribution des revenus. Les aspects distributifs de la fiscalité environnementale sont aujourd'hui encore mal connus, mal évalués par les exercices de modélisation, alors qu'ils déterminent sans doute en grande partie la possibilité effective de modifier le système des prélèvements obligatoires dans un sens durable.

Aussi, parmi les outils disponibles pour réguler l'effet de serre additionnel, certains économistes jugent utile de souligner que l'émergence d'un signal de prix faible, mais bien conçu, peut orienter les comportements dans le sens souhaité, peut agir comme une incitation permanente à l'adoption des nouvelles technologies, ce qui ne sera pas toujours le cas des solutions fondées sur des accords volontaires ou réglementaires (voir le chapitre XIV).

### **3.3. Les recommandations**

Les résultats empiriques sur le « double dividende » doivent être mis en regard des hypothèses et du cadre théorique des modèles qui les fournissent. Cela implique que le recours à plusieurs types de modèles complémentaires doit être recherché et favorisé. Cela implique également que les modèles mis en œuvre doivent reposer sur des mécanismes lisibles, aisément appropriables par ses utilisateurs potentiels.

En outre, les possibilités d'occurrence d'un double dividende dépendent en grande partie des caractéristiques des technologies économes en énergie ; leur rentabilité, leur contenu en emploi doivent être recensés le plus précisément possible, de manière à ce qu'elles puissent être intégrées lors des simulations numériques.

- Le double dividende : modèles appliqués -

Enfin, les risques de délocalisation, de fuites de carbone, doivent être évalués objectivement ; la position concurrentielle nationale et internationale (et la possibilité de répercuter la hausse des coûts de production) des secteurs intensifs en énergie déterminera en grande partie leur réaction à une réforme fiscale qui les défavoriserait. Une telle évaluation permettrait d'étayer d'éventuelles mesures d'exemption en direction des agents les plus pénalisés sur le plan financier.

#### **4. Références**

CGP, *L'économie face à l'écologie*, rapport de l'atelier « Environnement, économie, croissance » de la commission « Environnement, qualité de vie, croissance » du XI<sup>e</sup> Plan, La Découverte/La Documentation française, 1993.

J-Ch. HOURCADE, F. GHERSI, « Le rôle du changement technique dans le double dividende d'écotaxes », *Économie et Prévision*, n° 142-143, 2000.

K. SCHUBERT, « Les modèles d'équilibre général calculable : une revue de la littérature », *Revue d'Économie politique*, n° 6, 1993.

#### **Pour en savoir plus**

D. BUREAU, J-Ch. HOURCADE, « Les dividendes économiques d'une réforme fiscale écologique », dans *Fiscalité de l'environnement*, La Documentation française, Les rapports du Conseil d'analyse économique, 1998.



## **Chapitre IX**

### **Processus de négociation et accords volontaires**

Alors que les écrits théoriques d'économie (manuels, articles, thèses, ouvrages) consacrent une place importante à l'étude des propriétés des taxes, des permis d'émission négociables, de la réglementation ou encore des subventions, la littérature reste peu fournie en références sur les accords volontaires. Pourtant, le recours à cette possibilité, pour limiter les émissions de polluants, date du début des années soixante (soixante-dix pour la France) et va en s'accroissant depuis une décennie. Ce paradoxe s'explique simplement : les accords volontaires ont été mis en place par des praticiens, sans réflexion théorique préalable, souvent en réaction à des formes de régulation plus habituelles (taxes, réglementation) proposées par la puissance publique. Des travaux récents tentent de combler ce déficit de connaissances en s'appuyant sur une recension des expériences acquises en la matière (voir OCDE, 2000).

#### **1. Théorie des accords volontaires**

Même s'il n'existe pas une théorie des accords volontaires, il est possible d'en faire une lecture alimentée par les résultats de plusieurs champs de l'analyse économique contemporaine.

##### **1.1. Les accords volontaires à la croisée de théories économiques complémentaires**

Le terme d'accords volontaires recouvre quatre catégories d'instruments. **Les accords négociés** sont conclus entre l'industrie (une branche de l'industrie, un groupe d'entreprises, etc.) et les pouvoirs publics. Ils comportent généralement un objectif et un calendrier de réduction de la pollution (une ou plusieurs nuisances) et définissent les sanctions appliquées en cas de non-respect des engagements pris (recours à un autre instrument, législation plus stricte, limitation des autorisations administratives d'activité, etc.). Ainsi, dans un accord conclu avec le ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du

- Processus de négociations et accords volontaires -

territoire, en 1996, Péchiney s'engageait à réduire significativement ses émissions de gaz à effet de serre à l'horizon de l'an 2000 (réduction de 34 % des émissions, mesurées en équivalent carbone, par rapport à un scénario tendanciel). De même, l'organisation de la collecte et du traitement des déchets ménagers d'emballage relève, en France, de la catégorie des accords négociés (sociétés Éco-Emballage, Adelphe, Cyclamed, voir O. Godard, 2000). **Les accords privés** résultent d'une négociation bilatérale ou multilatérale entre des agents privés concernés (en tant que victime ou producteur) par une même externalité dont on souhaite réduire les effets. Ces accords explicitent notamment les compensations financières versées par l'une ou l'autre des parties pour aboutir à la solution visée. Le rachat, par la Société générale des eaux de Vittel, d'une partie des terres agricoles qui environnaient sa zone de captage entre dans cette logique (voir P. Rainelli, D. Vermersch, 1997). **Les programmes publics volontaires** offrent un cadre technico-économique (normes d'émission, normes de production respectueuses de l'environnement) auquel les entreprises peuvent individuellement adhérer. Cette adhésion peut être motivée par des opportunités de subvention (aide aux économies d'énergie, aide à la restructuration de la production, etc.) ou par des perspectives d'assistance technique. En France, l'action en faveur de la maîtrise de l'énergie s'est largement appuyée sur ce type d'approche. À titre d'exemple, les entreprises signataires de la charte « Flamme verte » cherchent à promouvoir, en collaboration avec l'ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie), l'utilisation du bois comme combustible de chauffage en commercialisant des appareils qui présentent des normes techniques minimales, du point de vue de leur rendement énergétique et de leur impact sur l'environnement. Enfin, **les contrats de progrès** correspondent à des engagements unilatéraux dont les termes (objectif d'amélioration de la sécurité, de l'environnement, calendrier de réalisation) sont choisis par les entreprises qui les mettent en œuvre. Dans cet ordre d'idées, Eurelectric, qui regroupe les producteurs européens d'électricité, a publié un code de bonne conduite auquel ses membres déclarent se conformer, et dont le contenu vise à assurer l'utilisation efficiente de l'énergie électrique (notamment par la pratique de tarifs reflétant la structure des coûts de production, voir OCDE, 2000).

Le regard théorique sur les politiques de l'environnement s'est essentiellement porté sur les instruments économiques (taxes, permis, subvention, etc.), sur la réglementation, plus largement sur le droit. Une littérature spécifique sur les accords volontaires se développe depuis quelques années ; elle emprunte ses outils d'analyse, ses concepts, à de nombreuses branches de l'économie, dont aucune n'est particulière à ce type d'instrument et s'articule autour de deux enjeux, celui de pouvoir (pouvoir de marché, pouvoir de négociation, pouvoir

- Processus de négociations et accords volontaires -

d'influence sur la régulation publique, etc.) et celui d'efficacité (efficacité environnementale, économique).

L'économie industrielle peut aider à comprendre les motivations d'une entreprise ou d'une coalition d'entreprises, qui s'engage « volontairement » à aller au-delà des exigences initiales de réduction de la pollution. Il peut s'agir pour elle de différencier les biens issus de sa production, en leur associant un label « vert » (bien respectueux de l'environnement) reconnaissable par les consommateurs. La formation d'une coalition d'entreprises désireuses de limiter ses émissions de polluants peut également apparaître comme le moyen de diffuser l'information, entre ces entreprises, sur les technologies de dépollution ou encore sur les technologies propres.

L'économie publique cherche à appréhender les voies empruntées par les entreprises, lorsqu'elles proposent de gérer en autonomie les externalités qu'elles engendrent, pour influencer les politiques de l'environnement. L'organisation de groupes de pression dirigés contre un projet de régulation renforcée peut parfois aboutir à une proposition d'accord volontaire qui aura principalement pour vocation de servir les intérêts d'un secteur de l'économie plutôt que ceux de la collectivité. L'étude des conditions de formation de tels groupes, des conditions de succès de leurs actions nécessite de faire appel aux concepts usuels de l'économie publique ou encore de la théorie des organisations.

Enfin, l'analyse économique du droit (voir le chapitre XII) permet d'examiner comment la définition des droits sur l'environnement (droits de propriété, d'accès, d'usage, etc.), ou encore la définition des responsabilités afférentes à un phénomène de pollution facilite la négociation ou encore la rend efficace (au sens économique du terme).

Selon cette approche théorique, l'efficacité économique des accords volontaires dépend principalement de quatre facteurs. Elle dépend tout d'abord des contraintes informationnelles et des coûts de transaction (ou encore des coûts de négociation) liés à la négociation. La conclusion d'un accord peut aider à lever une série d'obstacles à la bonne circulation de l'information, notamment sur les technologies disponibles (mise en commun d'une information privée, détenue par les entreprises ; les entreprises pourraient organiser une sorte d'externalité technologique positive). Toutefois, les coûts de transaction ne doivent pas être prohibitifs, supérieurs aux bénéfices attendus (voir *infra*), sans quoi les entreprises n'auraient pas intérêt à s'engager. Elle dépend ensuite des incitations, particulièrement celles qui poussent au respect des engagements ;

- Processus de négociations et accords volontaires -

ces incitations prennent principalement appui sur les sanctions appliquées lorsque les objectifs déclarés ne sont pas remplis. L'efficacité économique dépend également des jeux des groupes d'intérêt ; ceux-ci peuvent infléchir la régulation publique dans un sens qui l'éloigne d'une véritable internalisation des effets externes qu'elle visait. Enfin, elle dépend de la demande de qualité environnementale qui émane des individus et de la collectivité ; dans un jeu de négociation où les effets d'image comptent pour beaucoup, la réaction du public conditionne fortement l'ampleur des engagements pris et le suivi de leur réalisation.

Un accord volontaire ne peut exister si les entreprises qui le proposent n'en tirent aucun bénéfice ; celui-ci peut prendre la forme d'une économie de matières premières, d'un accroissement des ventes associées à une différenciation des produits, de gains d'image ou d'un infléchissement de la politique de l'environnement.

## **1.2. Les enjeux théoriques des accords volontaires**

Les entreprises s'engagent donc à améliorer leur performance environnementale au-delà des obligations légales parce qu'elles en attendent un gain (rationalisation de leur production, par exemple), surtout parce qu'elles anticipent le renforcement de la régulation publique (nationale, régionale, locale) dans le domaine de l'environnement. Lorsqu'un accord volontaire est accepté, cela se fait, la plupart du temps, en substitution à un autre instrument d'internalisation des effets externes (taxe ou système de permis d'émission négociables). En conséquence, les pouvoirs publics renoncent à instaurer un signal de prix, habituellement recherché pour sa capacité à orienter l'allocation des ressources (capital productif, ressources naturelles) dans la direction souhaitée. Les entreprises ne paient alors plus de taxe résiduelle ou ne disposent plus de l'opportunité de céder des permis d'émission. L'incitation à développer des technologies alternatives s'en trouve réduite, alors qu'un signal de prix tend à l'accroître.

Les pouvoirs publics renoncent également, en partie ou en totalité, à un véritable contrôle, à une véritable connaissance des mesures de réduction de la pollution dont le choix, dans le cadre des accords volontaires, relève de l'action décentralisée des entreprises. Ce renoncement peut être justifié, lorsqu'il s'accompagne d'économie de coûts administratifs (par rapport à une autre solution d'intervention) ou lorsque la collecte de l'information nécessaire à une intervention publique efficace semble impossible ou trop coûteuse à réaliser. Il

n'est cependant pas certain que la solution des accords volontaires conduise les entreprises à révéler pleinement leur information privée. Celles-ci s'auto-organisent pour gérer un problème précis (récupération des emballages, du verre, des médicaments) et s'auto-disciplinent pour répliquer aux comportements éventuels de « passager clandestin » (entreprises qui essaient de bénéficier du système, en terme d'image par exemple, sans en supporter le coût). Aussi elles se livrent à des pratiques anticoncurrentielles, qui débouchent parfois sur des situations de monopoles ou de quasi-monopoles peu favorables à la transparence d'activité. Dans certains cas, les accords volontaires peuvent empêcher l'émergence d'un véritable marché (matières premières secondaires, par exemple) en agissant comme des barrières à l'entrée de nouveaux concurrents. Ils apparaissent comme un processus de sélection d'entreprises qui forment une coalition destinée à défendre ses intérêts (au sens large). Une rente de position peut en découler, qui résulte certes d'une entente entre les entreprises et le régulateur, mais qui peut se faire au détriment d'agents moins organisés, tels les consommateurs.

Ces pratiques collusives ne vont d'ailleurs pas dans le sens d'une répartition efficace de la charge de dépollution. Une telle répartition exigerait en effet que les entreprises les plus performantes dans le domaine de la dépollution supportent une part effectivement plus grande de dépollution, donc une charge financière plus lourde à ce titre. Les effets distributifs qui en résulteraient seraient de nature à modifier les positions concurrentielles respectives des entreprises impliquées dans l'accord, ce qu'elles veulent précisément éviter. En d'autres termes, l'objectif d'un accord volontaire n'est pas de promouvoir la concurrence entre les entreprises qui y participent. L'allocation efficace de l'effort de réduction des émissions de polluants peut, dans certains cas, apparaître antinomique avec la volonté de figer les conditions d'exercice de la concurrence inter-entreprises.

## **2. Pratique des accords volontaires : une évaluation empirique**

Les accords volontaires suscitent beaucoup d'interrogations théoriques. Leur statut semble encore flou et les chercheurs manquent du recul nécessaire à tout examen critique de leurs propriétés. Néanmoins les données existantes (essentiellement sur les accords négociés et les programmes publics volontaires) permettent de porter un jugement sur la pratique de cette famille d'instruments.

- Processus de négociations et accords volontaires -

## 2.1. L'efficacité des accords volontaires en question

Les propriétés théoriques des accords volontaires n'étant pas clairement établies, les arguments analytiques ne peuvent suffire à en apprécier la pertinence économique. Leur évaluation empirique nécessite, en préalable, la définition de critères que l'on puisse utiliser pour synthétiser les résultats des études disponibles. Les travaux d'évaluation récents les plus achevés retiennent sept critères (OCDE, 2000) : l'efficacité environnementale, l'efficacité économique, le coût de mise en œuvre (coûts administratifs), les aspects concurrentiels, les effets secondaires (effets d'image), les effets d'apprentissage et enfin la viabilité et la faisabilité. Nous nous concentrerons sur les deux premiers.

Le critère de l'efficacité environnementale permet de comprendre en quoi la formation d'un accord volontaire agit favorablement sur les émissions de polluants. Pour pouvoir en juger, il faut construire une situation de référence, qui montre quelle aurait été l'évolution de la pollution en l'absence d'accord volontaire. La construction d'une telle situation de référence (scénario au « fil de l'eau », *Business as Usual*) pose de véritables problèmes puisqu'elle exige un effort d'imagination prospective sur les technologies à venir, sur leur degré d'intégration spontanée par les entreprises, sur l'évolution du contexte économique général, etc. Il faut ici, dans la dynamique observée, séparer la part imputable à l'accord volontaire de celle imputable aux tendances structurelles de l'économie.

Le critère de l'efficacité économique peut être compris de deux façons. L'efficacité dite de « premier rang » se réfère à la notion d'optimum de Pareto ou encore d'allocation optimale des ressources. Cette efficacité est atteinte lorsque les effets externes (de pollution, notamment) sont parfaitement internalisés, ce qui, en réalité, semble difficile à réaliser. Aussi, la notion de coût-efficacité apparaît plus opérationnelle ; on dit qu'un instrument de politique de l'environnement est efficace (coût-efficace) quand il permet de réaliser l'objectif de limitation de la pollution visé à moindre coût. La référence à une version très affaiblie (voire totalement vidée de sens) de cette notion conduira à dire qu'un instrument est efficace quand les objectifs sont atteints à un coût moins important que celui qui résulterait de l'utilisation d'un autre instrument (la réglementation indifférenciée, par exemple).

L'efficacité environnementale des accords volontaires est conditionnée par deux facteurs : d'une part l'ambition des objectifs affichés, d'autre part la crédibilité des sanctions appliquées en cas de non-respect des engagements initiaux.

- Processus de négociations et accords volontaires -

L'ambition des objectifs doit être appréciée, comme nous l'avons indiqué ci-dessus, par rapport aux niveaux de pollution qui auraient été atteints en l'absence d'accord volontaire. Les entreprises qui, dans la connaissance de leurs perspectives d'activité disposent *a priori* d'un avantage sur le régulateur, peuvent user de cette asymétrie d'information pour proposer des réductions d'émission qui se seraient spontanément produites. Le pouvoir de négociation des parties impliquées (entreprises, pouvoirs publics), leurs motivations implicites (un gouvernement peut se contenter de l'existence d'un programme en faveur de l'environnement, sans s'inquiéter de son effectivité) déterminent donc en grande partie l'ampleur des efforts qui seront consentis. Dans cette confrontation des intérêts, la crédibilité de la menace d'un mode de régulation contrôlé par les pouvoirs publics (taxe, réglementation stricte) donne, à l'évidence, plus de poids au monde extérieur aux entreprises et débouche sur des engagements plus stricts. Dans le même ordre d'idée, la crédibilité des sanctions appliquées en cas de non-respect des engagements initiaux joue en faveur de l'efficacité environnementale des accords volontaires. Cette crédibilité, dans la pratique, est assurée par des dispositions légales sous une forme habituelle (responsabilité civile, décrets fixant les objectifs dans le cas de la gestion des déchets ménagers en France, recours aux autorisations d'activité dans le cas des conventions (*covenants*) néerlandaises, etc.). Cela signifie que l'efficacité environnementale des accords volontaires nécessite leur articulation avec d'autres instruments, réglementaires ou juridiques. L'examen de la littérature empirique montre que cette articulation n'est pas toujours pensée ; l'efficacité environnementale des accords volontaires semble ainsi globalement faible.

S'interroger sur l'efficacité économique des accords volontaires revient à se demander s'ils comportent des mécanismes endogènes qui conduisent à une répartition optimale de la charge de dépollution. Celle-ci n'est généralement pas explicitée ; les entreprises qui s'engagent à limiter leur pollution évitent de bouleverser les positions concurrentielles existantes. Aussi, l'étude de la littérature empirique sur les accords volontaires confirme sans ambiguïté que leur mise en œuvre ne débouche pas sur l'égalisation des coûts marginaux de dépollution, donc ne permet pas la réalisation des objectifs de dépollution à moindre coût. Par contre, comparée à la réglementation pure et indifférenciée (même norme imposée à toutes les entreprises quelle que soit leur technologie de production et de dépollution), la solution des accords volontaires offre une plus grande flexibilité aux entreprises, qui peuvent accéder sans contrainte à tout l'éventail des technologies disponibles.

- Processus de négociations et accords volontaires -

## **2.2. Les enjeux pratiques des accords volontaires**

Dans la famille des accords volontaires, les engagements unilatéraux (ou contrats de progrès) occupent une place particulière. Par construction, les pouvoirs publics n'interviennent pas dans leur élaboration ; ils ne comprennent aucune contrainte forte, et procèdent par affichage d'objectifs généraux à destination des employés, des actionnaires ou encore des consommateurs. Les possibilités de contrôle sur les résultats diffusés par les entreprises sont donc restreintes. En définitive, il est difficile d'évaluer la portée pratique des contrats de progrès, dont l'annonce répond d'abord à des motivations d'image, en interne et en externe. Une telle évaluation nécessiterait, en amont, que les entreprises concernées acceptent une plus grande transparence sur les impacts environnementaux de leur activité (que se serait-il passé en l'absence d'engagement unilatéral, les objectifs qu'il définit sont-ils ambitieux ?). Elle pourrait servir de point d'ancrage à l'analyse économique, pour aider à comprendre comment l'image d'une entreprise, dans le domaine de l'environnement peut influencer ses décisions et modifier ses choix de combinaison productive.

La disponibilité de l'information constitue donc un enjeu d'importance pour les accords volontaires. D'une part, les contraintes informationnelles sont souvent invoquées pour justifier le recours à cet instrument. Comme nous l'avons précédemment écrit, le régulateur a une connaissance incomplète des coûts de production, des coûts de réduction de la pollution et des technologies de production. Les accords volontaires, négociés directement avec les entreprises permettraient au régulateur de faire l'économie des frais d'acquisition de cette information privée. D'autre part, les contraintes informationnelles réapparaissent au moment des exercices d'évaluation. Ceux-ci ne pourront d'ailleurs pas être menés dans de bonnes conditions, si aucune disposition contraignante n'a été prise (lors de la négociation de l'accord) pour que les entreprises fassent état des résultats qu'elles obtiennent.

Ce qui apparaît comme une propriété intéressante de l'instrument (l'allègement de la charge d'information pour le régulateur) lors de sa conception, pose problème à l'occasion de son évaluation. Cette difficulté serait sans conséquence si les accords volontaires possédaient des propriétés théoriques d'efficacité reconnues ; précisément, ces propriétés ne sont pas avérées et ne peuvent qu'être approchées par une démarche empirique. Son contournement appelle des solutions spécifiques qui peuvent s'inspirer de la théorie économique (modèle du type « principal agent » ou « multi-principal agent »).

### **3. Les points en débat**

Malgré les tentatives récentes de revue de la littérature sur les accords volontaires, cette famille d'instruments reste méconnue, et ses propriétés suscitent beaucoup d'interrogations.

#### **3.1. L'accord volontaire comme préalable à l'action**

L'efficacité environnementale et économique des accords volontaires n'est pas clairement établie ; elle ne découle pas spontanément de leurs propriétés intrinsèques, mais s'explique plutôt par la dynamique des négociations qui mènent à leur conclusion (état des forces en présence, pour les accords négociés et les programmes publics volontaires) et par le niveau de contrainte qu'ils imposent aux entreprises. Pourtant, celles-ci mettent souvent en avant l'efficacité des accords volontaires. De quelle efficacité s'agit-il ? En fait, les accords volontaires permettraient de s'engager, en faveur de l'environnement, dans des contextes de blocages institutionnels. Par exemple, le projet de taxe mixte CO<sub>2</sub>/énergie pour la régulation de l'effet de serre additionnel a rencontré, au début des années quatre-vingt-dix, une vive opposition de la part des industries fortement consommatrices d'énergie. Cette opposition a reporté, semble-t-il loin dans le temps, l'instauration d'une telle taxe. Mais, dans certains pays (Allemagne, France) les industriels se sont engagés à réduire leurs émissions de gaz à effet de serre dans le cadre d'accords négociés ou de programmes publics volontaires. En somme, les accords volontaires permettraient de s'engager sur un terrain où il semble impossible de s'engager avec d'autres instruments ; ils seraient « efficaces », puisqu'ils permettent d'aller dans le bon sens.

En réalité, les négociations sont initiées par une menace (nouvelle réglementation, nouvelle directive communautaire). La sévérité de cette menace, sa crédibilité et sa récurrence agissent comme de puissants leviers, en faveur du régulateur, lors des négociations. Ce qui importe donc avant tout, c'est l'articulation entre les accords volontaires et les autres instruments. Cette articulation peut intervenir lors de la négociation ou de la définition d'un engagement : la menace d'une réglementation renforcée ou d'une taxe améliore l'efficacité de celui-ci (voir *supra*). Elle peut aussi intervenir lors de la mise en œuvre de l'accord, par le biais des sanctions applicables en cas de non-respect des objectifs (instauration effective d'une taxe, réglementation, etc.) ou comme solution particulière appliquée à certaines branches de l'économie (combinaison taxe sur le carbone et programme public volontaire de réduction des gaz à effet

- Processus de négociations et accords volontaires -

de serre pour les industries grosses consommatrices d'énergie au Danemark, voir OCDE, 2000). Cette articulation peut enfin être considérée sous un autre angle : les accords volontaires, en tant que réponse à une menace de régulation renforcée, visent à contourner les instruments d'intervention usuels ; ils se substituent en partie à ceux-ci, ce qui peut nuire à l'efficacité d'ensemble de la politique de l'environnement que l'on souhaite développer.

### **3.2. Le futur des accords volontaires**

Le nombre d'accords volontaires progresse, depuis maintenant deux décennies. Cependant, cet instrument ne semble pas avoir d'existence autonome. Il apparaît en effet, comme nous l'avons déjà souligné, en réponse à une menace de régulation renforcée. En outre, ses propriétés ne sont pas assurées ; l'efficacité environnementale et économique, quand on peut les isoler, proviennent de l'influence d'autres instruments, de nature juridique, réglementaire ou encore fiscale, qui sont utilisés comme repoussoir (sanction en cas de non-respect des engagements) ou qui contextualisent les engagements des entreprises. Aussi, paradoxalement, les conditions de bon fonctionnement des accords volontaires leur sont largement exogènes. L'internalisation des externalités implique l'intervention d'un régulateur public (que ce soit pour la définition des droits, des responsabilités, ou pour la détermination d'un taux de taxe pertinent). L'accord volontaire, comme modalité d'internalisation des externalités, accompagne l'évolution de l'intervention collective dans le domaine de l'environnement. La promotion des instruments économiques se heurte en effet à de fortes inerties de comportement, liées à l'impact distributif qu'ils peuvent avoir. Entre l'idéal de mécanismes décentralisés de régulation et l'inaction, l'accord volontaire apparaît alors comme un outil négocié de politique publique, qui permet de progresser dans la bonne direction plutôt que de stagner. L'attention des pouvoirs publics (nationaux, régionaux, locaux) ne devrait donc plus se focaliser uniquement sur l'instrument, mais aussi sur les moyens d'accroître son efficacité ; les aspects concurrentiels (présomption de cartellisation), la question des sanctions, des contrôles, des comportements de passager clandestin arrivent ainsi au premier plan des préoccupations.

### **3.3. Les recommandations**

Au-delà des travaux de recension et d'examen de la littérature empirique sur les accords volontaires (qui doivent être abondés et prolongés), l'analyse économique peut contribuer à la compréhension des propriétés théoriques de

- Processus de négociations et accords volontaires -

cette famille d'instruments. Les questions d'information, lors de la conception, de la mise en œuvre et de l'évaluation nécessitent un approfondissement, qui pourrait se fonder sur le développement de modèles de type « principal agent » ou « multi-principal agent ». La question de la combinaison des instruments invite à s'interroger sur le niveau d'intervention d'une telle combinaison (au moment de la conception, de la mise en œuvre) et sur les conditions d'une articulation bien pensée entre taxes, réglementation, permis négociables et accords volontaires.

Par ailleurs, l'expérience cumulée sur les accords volontaires autorise trois recommandations pratiques, susceptibles d'en augmenter l'efficacité ; tout d'abord, les objectifs doivent être clairement définis, dans le temps et dans l'espace ; ensuite, les menaces de sanctions doivent être crédibles et doivent s'adosser sur des instruments dont les propriétés d'efficacité sont reconnues ; enfin la négociation doit être ouverte à des tierces parties (ONG, groupements de consommateurs, etc.).

#### **4. Références**

O. GODARD, *Incitations économiques et régimes de gestion des déchets. Réflexions sur le système français de valorisation des emballages ménagers*, contribution présentée au colloque « Économie de l'environnement » organisé conjointement par le ministère de l'Économie et des Finances, le ministère de l'Environnement et le Commissariat général du Plan, 19 janvier, 2000.

OCDE, *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement. Analyse et évaluation*, 2000.

P. RAINELLI, D. VERMERSCH, *Les pollutions d'origine agricole et le principe pollueur-payeur*, étude pour le Commissariat général du Plan, 1997.



## **Chapitre X**

### **Commerce international et environnement OMC et le dumping environnemental**

L'énoncé du principe pollueur-payeur, par l'OCDE en 1972, était sans doute inspiré en partie par les résultats de la théorie économique sur l'internalisation des effets externes. Selon la recommandation initiale, « ce principe signifie que le pollueur devrait se voir imputer les dépenses relatives aux mesures arrêtées par les pouvoirs publics pour que l'environnement soit dans un état acceptable ». Mais, le texte se poursuit : « d'une façon générale de telles mesures ne devraient pas être accompagnées de subventions susceptibles d'engendrer des distorsions importantes dans le commerce et les investissements internationaux ». Cette motivation de protection des conditions internationales de la concurrence contre une utilisation stratégique des politiques de l'environnement joua sans aucun doute un rôle essentiel dans la constitution et la diffusion du principe pollueur-payeur. Depuis, le commerce international a pris de l'ampleur et est toujours considéré comme un moteur fondamental de la croissance économique mondiale. Parallèlement, les politiques de l'environnement, tout du moins depuis la fin des années quatre-vingt, manipulent des sommes de plus en plus considérables, dont les effets macro-économiques deviennent sensibles. La théorie économique s'est donc logiquement interrogée sur les liens entre politique commerciale, libéralisation des échanges et environnement.

#### **1. Les liens entre politique commerciale et environnement**

Les liens entre politique commerciale et environnement peuvent être appréhendés de deux manières ; tout d'abord, le mouvement de libéralisation des échanges commerciaux, initié après la Seconde guerre mondiale et prolongé jusqu'à aujourd'hui est-il néfaste, ou favorable à l'environnement ; ensuite, les politiques de l'environnement peuvent-elles être utilisées à des fins stratégiques pour favoriser telle ou telle activité nationale, ou pour pallier l'impossibilité de mener une politique commerciale avec les instruments usuels ?

- Commerce international et environnement -

Nous nous concentrerons principalement sur la seconde question, qui a suscité une littérature économique imposante. On notera cependant que l'analyse économique n'apporte pas de réponse tranchée à la première question. Le mouvement de libéralisation des échanges, en modifiant profondément la structure des échanges, la localisation des productions, les modes de consommation ont eu des impacts positifs et négatifs sur l'environnement. Si l'on considère que le commerce international est un vecteur de croissance, alors s'interroger sur l'impact de la libéralisation des échanges sur l'environnement revient à s'interroger sur les relations entre croissance économique et environnement (voir le chapitre II). Ces relations ne sont pas univoques ; l'ampleur des politiques de l'environnement apparaît positivement corrélée au revenu par tête, ce qui indique que les politiques de l'environnement sont encore perçues comme un luxe, comparées au défi du développement économique.

Par ailleurs (voir P. Bontems, G. Rotillon, 1998) le protectionnisme, la protection du marché intérieur par la subvention des productions domestiques peut être néfaste à l'environnement ; il suffit, pour s'en convaincre, d'observer les effets de la politique agricole commune sur les ressources en eau, ou sur la biodiversité (voir J.-L. Pujol, D. Dron, 1999).

La réponse à la seconde question est sans doute plus simple : les politiques de l'environnement manipulent les prix ; elles peuvent donc influencer la compétitivité des économies nationales et être conçues de façon stratégique, ce qui explique que l'OMC s'en préoccupe explicitement.

L'écodumping ou dumping environnemental consiste à fixer des niveaux de taxes environnementales inférieurs au coût marginal social de l'externalité qu'elles sont censées internaliser. L'idée, assez simple, consiste à favoriser les produits domestiques, par rapport aux produits étrangers, par l'adoption d'une politique de l'environnement laxiste.

L'analyse économique montre (Ngoc Van Long, A. Soubeyran, 1998) que le pouvoir de marché est ici déterminant. Lorsque la production des biens se fait dans un univers de concurrence imparfaite, cela se traduit par l'apparition d'une rente de situation (rente d'oligopole) qui peut être captée par le pays ou les pays qui orientent stratégiquement leur politique de l'environnement. Il peut alors être avantageux de mener une politique de l'environnement relativement laxiste.

Plus subtilement, même lorsque la politique de l'environnement menée est conforme à la théorie économique (minimisation du coût de réalisation de

l'objectif de pollution, internalisation parfaite des effets externes), cela n'exclut nullement qu'elle puisse être aménagée de façon à favoriser la production domestique. Dans un contexte de concurrence interfirmes, des mesures d'exemptions, partielles ou totales, de certaines industries ont évidemment des impacts significatifs. Plus récemment, les évaluations du projet de taxe mixte carbone-énergie proposé par l'Europe pour gérer l'effet de serre additionnel montraient que le choix de l'assiette déterminait en grande partie, à politique de l'environnement identique, le différentiel de compétitivité obtenu entre la France, l'Allemagne, le Royaume-Uni et l'Italie (voir CGP, 1993).

## 2. Les enjeux

Le dumping environnemental ne se résume cependant pas à une différenciation tarifaire. Dans certains cas, les normes environnementales peuvent être invoquées comme un motif de restriction des échanges, soit sur une base sincère, soit pour protéger le marché intérieur contre la concurrence étrangère. Ainsi, un des conflits portés devant l'OMC concernait l'embargo décrété par les États-Unis sur le thon d'origine mexicaine, sous le prétexte que les filets utilisés (filets dérivants) capturaient également des dauphins, ce qui allait à l'encontre de la loi américaine de protection des mammifères marins. Les conclusions de l'OMC, sur ce conflit, indiquent que ce type d'entrave à la circulation des biens est contraire aux principes du commerce international, tels qu'ils ont été construits lors des rounds successifs du GATT (*General Agreement on Tariffs and Trade*), puis au sein de l'OMC.

L'environnement est donc une source de tensions au sein de l'OMC. Ces tensions prennent principalement une dimension Nord-Sud (commerce des bois tropicaux, appropriation de la biodiversité, commerce des ressources naturelles plus généralement) mais aussi une dimension Nord-Nord (cas des organismes génétiquement modifiés, par exemple).

L'OMC admet qu'un pays membre prenne des mesures unilatérales en faveur de l'environnement, à condition toutefois que celles-ci ne constituent pas une restriction déguisée au commerce international. *A contrario*, il est difficile de prouver qu'une politique de l'environnement laxiste provoque des distorsions de concurrence réelles ; pourtant, à titre d'exemple, il est clair que la sous-tarification de l'eau dans les pays producteurs de fruits et de légumes favorise l'exportation de biens qui contiennent principalement de l'eau.

- Commerce international et environnement -

L'OMC ne reconnaît pas les mesures discriminatoires fondées sur les procédés de fabrication ; il n'est donc pas possible de limiter l'importation d'un produit, sous prétexte qu'il est issu d'un procédé de fabrication beaucoup plus polluant que le procédé de fabrication domestique.

Finalement, les effets de la libéralisation des échanges sur l'environnement ne passent pas obligatoirement par la croissance d'ensemble de l'économie. Ils peuvent aussi avoir une dimension sectorielle. L'achèvement du Marché unique s'est ainsi accompagné d'une hausse du trafic routier de marchandises, qui se poursuit aujourd'hui encore, et se manifeste par une pollution atmosphérique accrue.

### **3. Les points en débat**

Certains débats, anciens, resurgissent régulièrement à l'occasion d'un nouveau projet de politique de l'environnement. Il en va ainsi du débat sur les délocalisations.

#### **3.1. Les délocalisations**

Les politiques de l'environnement, qu'elles s'appuient sur la réglementation ou sur les instruments économiques, modifient les conditions de la concurrence internationale. Elles peuvent augmenter les coûts de production de certains secteurs, intensifs en produits polluants, et en détériorer la compétitivité-prix. Une partie des industriels se saisit parfois de cet argument, et brandit le risque de délocalisation des activités pour contester la pertinence d'une taxe ou d'une réglementation nouvelle dans le domaine de l'environnement.

La réalité du risque de délocalisation, en réponse à une politique de l'environnement active, paraît difficile à estimer. Les stratégies d'investissement direct des multinationales s'élaborent en fonction de nombreux critères tels que le coût de la main-d'œuvre, l'élargissement des parts de marché, la stabilité politique, les possibilités de rapatriement des profits, la qualité des infrastructures, etc. Ponctuellement, une mesure prise au nom de la protection de l'environnement peut être coûteuse, mais ce coût ne semble pas déterminer les décisions de délocalisation ; il peut néanmoins s'agir d'un élément qui emporte la décision, par un effet de seuil, lorsque celle-ci n'est pas nettement tranchée. En outre, l'impact de l'augmentation des coûts de production n'est pas, *a priori*, évident. Il dépend de la structure de marché, de

l'exposition du secteur touché à la concurrence internationale et des possibilités qui lui sont offertes de répercuter le renchérissement de ses matières premières (énergie, ressource naturelle au sens large) sur ses prix de production. Seules des études sectorielles fines, quasi comptables, peuvent apporter un éclairage étayé sur ce point.

Enfin, les délocalisations relèvent d'une perspective dynamique et doivent donc être examinées dans des modèles qui spécifient des comportements explicitement dynamiques. Les modèles statiques, développés pour l'analyse des relations entre le commerce et les politiques de l'environnement, sont ici insuffisants pour que l'on puisse en tirer quelques enseignements utiles.

### **3.2. La différenciation des produits**

L'influence des politiques de l'environnement sur la compétitivité, là encore, n'est pas univoque. Les pays qui investissent beaucoup dans le domaine de l'environnement anticipent parfois l'évolution des normes futures et positionnent ainsi favorablement leur industrie (par exemple le pot catalytique, pour l'Allemagne). Ils en tirent ainsi un avantage compétitif certain qui peut agir positivement sur leurs exportations.

La différenciation des produits, par un label, par un étiquetage particulier (biens respectueux de l'environnement, biens verts) informe aussi les consommateurs sur la manière dont ont été produits les biens ou encore sur leur devenir (gestion des déchets ménagers). Dans certains cas, cela agit comme une incitation à modifier la structure de consommation, suivant, bien sûr, la structure des préférences individuelles et collectives. L'efficacité de tels mécanismes d'information reste mal connue, faute d'enquête détaillée régulière et mise à jour sur l'attitude des ménages face à la nature.

Tout comme dans le domaine de la santé, les exigences semblent se cristalliser sur la traçabilité des produits ; les consommateurs souhaitent effectuer leur choix en connaissance : connaissance de l'origine des biens qu'ils acquièrent, connaissance du procédé de fabrication de ces biens (contiennent-ils des OGM, des bois tropicaux menacés d'extinction, etc.), connaissance du mode de prise en charge en fin de vie, etc. Ces considérations peuvent être abordées par la micro-économie, dans sa composante qui évalue l'influence des modifications de préférences sur les choix et les trajectoires de consommation ; jusqu'à présent, elles n'ont cependant pas suscité de recherches prolixes.

- Commerce international et environnement -

### 3.3. Les recommandations

Les débats récurrents sur les relations entre le commerce international et les politiques de l'environnement s'articulent autour des questions de compétitivité-prix et hors-prix et de structure de consommation ou de production.

L'examen de ces questions par l'analyse économique, s'il paraît bien avancé, doit être approfondi. Deux voies d'amélioration, déjà connues mais peu pratiquées, peuvent être envisagées.

Tout d'abord, les modèles construits pour l'étude des relations entre le commerce international et l'environnement devraient, même si le coût analytique de ce choix est sans doute élevé, s'inscrire systématiquement dans une perspective dynamique, et reposer sur des mécanismes de concurrence imparfaite.

Ensuite, la différenciation des produits, et la perception qu'en ont les consommateurs pourraient fournir une base féconde à des travaux sur la micro-économie des préférences ou encore à des études micro-économétriques sur les comportements.

## 4. Références

P. BONTEMS, G. ROTILLON, *Économie de l'environnement*, La Découverte, Collection Repères, n° 252, 1998.

CGP, *L'économie face à l'écologie*, rapport de l'atelier « Environnement, économie, croissance » de la commission « Environnement, qualité de vie, croissance » du XI<sup>e</sup> Plan, La Découverte/La Documentation française, 1993.

J.-L. PUJOL, D. DRON, *Agriculture, monde rural et environnement : qualité oblige*, La Documentation française, Collection des Rapports officiels, 1999.

NGO VAN LONG, A. SOUBEYRAN, « *Entwining Environmental and Trade Policies* », *working papers* du GREQAM, 1998.

**Pour en savoir plus**

M.-F. CALMETTE, « Régulation de firmes polluantes en libre échange : conséquences des asymétries d'information et des groupes de pression », *Économie et Prévision*, n° 142-143, 2000.

C. LONDON, *Commerce et environnement*, PUF, Collection Que sais-je ?, 2001.

M. RAINELLI, *L'Organisation mondiale du commerce*, La Découverte, Collection Repères, n° 193, 1999.



## Chapitre XI

### Les approches juridico-économiques

Longtemps la part du droit dans la définition des politiques de l'environnement a été primordiale. Aujourd'hui encore, les grands textes de loi (directives européennes, loi sur les déchets, loi sur l'eau, etc.) rythment la progression des mesures relatives à la protection de l'environnement. Quel regard l'analyse économique peut-elle porter sur le droit, quelle appréciation peut-elle porter sur l'efficacité des règles édictées ? C'est principalement la gestion du risque environnemental par le droit qui a retenu l'attention des chercheurs, à travers la notion de responsabilité civile.

#### 1. Responsabilité civile et niveau optimum de précaution

Les travaux économiques sur la responsabilité civile viennent dans le prolongement de la théorie économique des accidents. La notion de responsabilité civile (pour faute, sans faute <sup>1</sup>) remplit une fonction préventive et indemnificatrice. L'anticipation de la sanction financière incite les agents économiques, les entreprises en particulier, à adopter *ex-ante* un comportement de gestion du risque. Par rapport aux solutions réglementaires, le mécanisme de la responsabilité civile présente l'intérêt de faire appel à l'autodiscipline des agents ; sa mise en œuvre exige donc, de la part du régulateur, une charge d'information moins importante.

La théorie économique montre qu'un tel instrument est efficace : quelle que soit la règle de responsabilité retenue (pour faute, sans faute), celle-ci conduit les agents économiques à choisir un niveau de précaution (de production) optimal. La règle de responsabilité pour faute motive l'évitement de la faute ; la règle de

---

(1) On parle de responsabilité sans faute lorsque l'agent économique imposant les risques est légalement responsable des dommages qu'il provoque, quel que soit par ailleurs le degré de précaution avec lequel il exerce son activité. On parle de responsabilité pour faute lorsque l'agent économique imposant les risques est légalement responsable des dommages qu'il provoque si son effort de prévention est inadéquat par rapport à une norme ou standard de comportement fixé par le tribunal compte tenu des caractéristiques de la situation (B. Deffains, 1999).

- Les approches juridico-économiques -

responsabilité sans faute incite à prendre des mesures qui minimisent le coût privé de l'accident.

Mais, ces propriétés théoriques remarquables ne jouent pas pleinement en réalité. Tout d'abord, le coût d'accès à la justice limite les recours devant les tribunaux et ouvre des perspectives d'immunité aux responsables de dégradation de l'environnement. Ensuite, les tribunaux doivent disposer d'informations pour établir le montant des dommages qui doivent être versés aux victimes d'un effet externe de pollution. Les méthodes décrites dans le chapitre III peuvent être sollicitées ; mais elles ne fournissent que des approximations de la valeur monétaire des dommages, et peuvent être contestées<sup>1</sup>. Enfin, la solvabilité des agents économiques constitue une limite importante à la fonction d'incitation de la responsabilité civile. Il faut, pour que celle-ci prenne effet, que les agents puissent potentiellement couvrir financièrement les dommages qu'ils sont susceptibles d'occasionner à la société. Sans quoi la règle de responsabilité civile ne conduit pas au niveau de précaution optimal.

Cette faille n'a d'ailleurs pas échappé aux entreprises, qui peuvent organiser leur insolvabilité en cas d'accident grave de pollution par l'intermédiaire de relations de sous-traitance (comportement que l'on désigne sous le terme de stratégie d'évasion de responsabilité). Ainsi une compagnie pétrolière américaine, plutôt que de transporter son pétrole avec des navires qui lui appartiennent peut choisir de vendre chacun de ses tankers à une filiale ou une entreprise individuelle qui contractera ensuite avec la maison mère pour la réalisation effective du transport. Cette filiale ou cette entreprise sera alors engagée à hauteur de ses fonds propres, et non à hauteur de ceux de la compagnie pétrolière (voir B. Deffains, 1999, pour d'autres stratégies d'évasion de responsabilité, qui peuvent aller jusqu'à la liquidation d'une entreprise avant que les dommages dont elle porte la responsabilité ne soient connus ou jugés).

Comment, dès lors, peut-on restaurer la fonction d'incitation de la règle de responsabilité civile ? Trois solutions peuvent être envisagées. Une première solution passe par une réglementation stricte, *a priori*, des possibilités d'accident (définition d'itinéraires obligatoires pour le transport de certains produits). Mais elle est coûteuse en information et en procédures de contrôle. Une deuxième solution consiste à exiger une obligation de moyens pour

---

(1) Après le naufrage de « l'Exxon Valdez », en 1989, Exxon fut condamné à verser un milliard de dollars à l'État d'Alaska, notamment sur la base d'estimations obtenues par l'application de la méthode d'évaluation contingente. En 1992, Exxon répliqua en organisant un séminaire qui avait pour objectif de semer le doute sur la validité de telles méthodes.

certaines activités (l'entreprise doit pouvoir couvrir tous les dommages qu'elle peut causer). L'application de cette deuxième solution requiert également une information lourde, pas toujours à la disposition du régulateur. Enfin la troisième solution procède par l'extension de la responsabilité (responsabilité conjointe ou déléguée) à un partenaire de l'entreprise (une banque par exemple) qui dispose d'une capacité de contrôle (participation, financement) sur celle-ci.

L'analyse économique montre que la règle de responsabilité étendue renforce l'incitation, mais ne permet pas toujours d'atteindre le niveau optimum de précaution. En effet, cette règle peut amener l'entreprise à transférer une partie du risque sur l'un de ses partenaires, donc à choisir un niveau de précaution décalé par rapport à son activité productive.

## 2. Les enjeux

Les phénomènes de pollution, accidentelle ou pas, impliquent de fait une pluralité d'acteurs, qui, dans certains cas, peuvent partager la responsabilité d'un accident, ou d'une dégradation de l'environnement. En fait, il y a une grande diversité des situations ; concernant les sites de déchets, un principe d'indivisibilité des dommages s'applique, qui désigne l'exploitant actuel comme responsable potentiel ; *a contrario*, la loi sur l'eau de janvier 1992 autorise une certaine diffusion des responsabilités. L'article 23 de cette loi prévoit en effet d'infliger de lourdes peines en cas, notamment, d'installation, d'exploitation et de mise en place ou *de participation à la mise en place* d'ouvrages (touchant à la ressource en eau) sans les autorisations requises. Toutefois, cette diffusion ne va pas jusqu'à reconnaître une responsabilité étendue dans le domaine de l'environnement et le foisonnement des textes accroît le coût d'une éventuelle réforme du droit.

La régulation publique semble donc en question. La règle de responsabilité civile, pour qu'elle puisse jouer, implique que les possibilités de recours devant les tribunaux, que les possibilités de sanctions soient crédibles. Les moyens consacrés au contrôle et à la surveillance prennent ici toute leur importance, tant du point de vue quantitatif (montants engagés) que qualitatif (organisation des contrôles, calendrier des contrôles, crédibilité des contrôles face à des arguments du type « sauvegarde des emplois », etc.). Il est ainsi notoire que la police des eaux, en France, relève des compétences de nombreux organismes ou institutions dont la coordination ne s'organise pas spontanément (voir CGP, 1997).

L'identification des responsabilités peut par ailleurs être rendue difficile, du fait de la dynamique des phénomènes considérés ; l'apparition des dommages se fait

- Les approches juridico-économiques -

parfois après une période de latence plus ou moins longue (décharge de déchets ménagers, par exemple) qui complique l'application du droit. Ici, comme dans la production de biens, la traçabilité des polluants, dans le temps et dans l'espace, constitue un enjeu de taille.

Le partage des responsabilités s'opère enfin parfois de manière subtile, par un transfert des charges afférentes aux mesures de surveillance et de contrôle sur la clientèle la plus captive. Ainsi, le consommateur final d'eau potable supporte une grande part des dépenses de mise en conformité des exploitations agricoles (programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole, PMPOA) ou de potabilisation des eaux polluées par les nitrates. La clarification des responsabilités, surtout dans le cas des pollutions diffuses, serait ici de nature à alimenter les débats sur le niveau et la structure des redevances versées aux Agences de l'eau.

Au total, la règle de responsabilité civile, seule, a un pouvoir d'incitation significatif, mais limité. Dans certains cas, tout comme il paraît souhaitable de recourir à plusieurs instruments économiques pour les politiques de l'environnement (voir les chapitres VII et VIII), il peut être avantageux de combiner plusieurs instruments juridiques, pour en tirer quelque effet synergique. La responsabilité pénale peut être ainsi engagée de telle façon que les entreprises choisissent un niveau de précaution plus proche de l'optimum.

### **3. Les points en débat**

Les points en débat viennent dans le prolongement des limites pratiques aux fonctions incitative et indemnitrice de la règle de responsabilité civile.

#### **3.1. Les obstacles à la fonction indemnitrice**

Potentiellement, le risque d'insolvabilité peut être contourné par les mécanismes d'assurance. Mais ceux-ci ne s'appliquent pas à toutes les situations, à toutes les formes de pollution. Les accidents de pollution se produisent, heureusement, rarement. Techniquement, il n'est donc pas toujours possible de probabiliser leur occurrence, et de calculer les primes qu'il conviendrait de réclamer aux assurés potentiels. Certains risques, lorsqu'ils impliquent le versement de compensations financières potentiellement très importantes, sont exclus d'emblée des polices d'assurance (pollution nucléaire par exemple).

Enfin, il n'est pas toujours possible de repérer clairement le responsable d'une externalité ; en dehors des pollutions diffuses (dont la gestion exige des

solutions spécifiques), le cas des sites ou des sols pollués illustre les difficultés qui en découlent (impossibilité d'indemnisation, notamment). L'ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie) entreprend parfois la dépollution de sites dits « orphelins », dont le propriétaire ne s'est pas fait connaître, n'a pu être identifié ou se déclare insolvable. Le site dépollué acquiert alors à nouveau une valeur, dont l'attribution paraît, *de facto*, difficile à réaliser.

Il existe des solutions tutélaires aux externalités qui prennent des proportions catastrophiques ; celles-ci sortent du champ habituel de l'assurance privée pour s'appuyer sur des fonds d'indemnisation pris en charge par la puissance publique. La théorie économique ne dit cependant pas en quoi l'opportunité, en dernier recours, de trouver un financement auprès de l'État influence le niveau de précaution des entreprises, des individus ou le niveau d'exigence des assureurs.

### 3.2. Les asymétries d'information

La règle de la responsabilité étendue suppose que l'on reporte en partie le risque sur un partenaire de l'entreprise (une banque), qui détient un contrôle, direct ou indirect (financement de l'activité), sur celle-ci. Selon B. Deffains, 1999, la Convention de Lugano<sup>1</sup> met ainsi « à la charge des banques un risque « vert » en invoquant le fait qu'elles prennent souvent une part active dans les décisions des entreprises qu'elles financent ». Une autre solution, nous l'avons vu, consiste à tourner le problème de la solvabilité par l'assurance. Dans les deux cas, l'entreprise partage la gestion du risque avec un organisme extérieur, qui ne détient pas toute l'information sur le processus de production de l'entreprise et sur les probabilités d'accident. Il existe donc des asymétries d'information qui sont susceptibles d'affecter le niveau de précaution choisi et qui dans certains cas peuvent augmenter la probabilité effective de pollution accidentelle. Dans ce contexte peut-on comparer les implications de la délégation du risque auprès d'une banque et auprès d'une assurance ? Ce type de problématique peut être traité dans le cadre de modèles principal agent ou encore multi-principal agent (M. Boyer, J.-J. Laffont, 1995). Il semble que deux critères interviennent ici dans la détermination de la supériorité de l'une ou l'autre des solutions (banque *versus* assurance) ; d'une part le degré d'asymétrie d'information (le bailleur de fonds peut avoir plus d'informations que l'assureur) ; d'autre part le montant susceptible d'être payé au titre des réparations. Le transfert de risque peut alors

---

(1) Convention du Conseil de l'Europe sur « la responsabilité civile des dommages résultant d'activités dangereuses pour l'environnement », 21 juin 1993. Cette convention n'est pas encore entrée en vigueur, mais a pu influencer l'évolution récente du droit de l'environnement.

- Les approches juridico-économiques -

être plus efficace vers la banque que vers l'assurance. Les assurances peuvent toutefois élargir leurs marges de manœuvre en faisant appel aux mécanismes de réassurance.

### **3.3. Les recommandations**

Le mécanisme de responsabilité civile incite les agents économiques, par l'anticipation qu'ils font des compensations financières qu'ils auraient à verser en cas d'accident, à adopter un comportement précautionneux. Toutefois, celui-ci peut être relâché lorsque la menace de sanction n'est pas crédible, par insuffisance de contrôle ou par absence de solvabilité. L'extension du principe de responsabilité permettrait de dépasser cette limite.

Les approches juridico-économiques, toujours dans cette optique, pourraient s'attacher à examiner s'il existe des combinaisons optimales d'instruments juridiques (responsabilité civile, responsabilité pénale, principe de précaution) ou encore s'il existe des combinaisons optimales d'instruments juridiques et économiques.

## **4. Références**

M. BOYER, J.-J. LAFFONT, *Environmental Protection, Producer Insolvency and Lender Policy*, Cirano document de travail n° 95s-50, 1995.

B. DEFFAINS, *L'évaluation a priori des règles juridiques : l'exemple de la convention de Lugano (1993) sur la responsabilité des firmes face aux dommages environnementaux*, document présenté au séminaire « Économie de l'environnement » organisé conjointement par le ministère de l'Économie et des Finances, le ministère de l'Environnement et le Commissariat général du Plan, 1999.

CGP, *Évaluation du dispositif des Agences de l'eau*, La Documentation française, 1997.

## **Chapitre XII**

### **La prise en compte de l'incertitude et de l'irréversibilité**

Beaucoup de choix publics ou privés peuvent avoir des conséquences irréversibles, sur l'environnement ou les ressources naturelles. En particulier, le développement des infrastructures (routières, énergétiques) implique souvent des décisions lourdes, que l'on cherche à éclairer par le calcul économique ; celui-ci doit tenir compte, pour être opérationnel lors de la comparaison de projets, d'une double incertitude : une incertitude sur les flux de revenus futurs générés par les projets en question et une incertitude sur les impacts environnementaux qui y sont associés. Partant de l'attitude des individus face au risque (voir également le chapitre XI), la théorie économique propose des critères de décision en incertain qui intègrent explicitement l'irréversibilité des investissements.

#### **1. Décision en incertain et irréversibilité**

L'axiomatique de base de la théorie économique de la décision en incertain est celle de J. von Neumann et O. Morgenstern (dénommée axiomatique VNM) que l'on désigne également sous le terme de modèle de l'espérance d'utilité. L'axiomatique VNM suppose que les individus connaissent les états futurs de la nature, auxquels ils peuvent attribuer des probabilités d'occurrence. Elle suppose aussi qu'il leur est possible de comparer plusieurs distributions de probabilités et d'établir une relation de préférence sur l'ensemble des probabilités. Cette relation de préférence repose sur quatre axiomes (comparabilité, transitivité, indépendance forte, continuité, voir O. Jokung-Nguéna, 1998) ; selon le résultat central de von Neumann et Morgenstern (1947), lorsque les quatre axiomes sont vérifiés, alors il existe une fonction d'utilité telle que, quelles que soient deux distributions de probabilités, l'une est préférée à l'autre si et seulement elle conduit à une espérance d'utilité supérieure. La décision optimale en incertain, selon ce modèle, est celle qui maximise l'espérance d'utilité intertemporelle. Suivant le même protocole,

- La prise en compte de l'incertitude et de l'irréversibilité -

*l'investissement optimal, en incertain, est celui qui maximise l'espérance de valeur actuelle nette.*

Dans ce cadre théorique, le comportement des individus ou des sociétés face au risque peut être caractérisé aisément, par les propriétés mathématiques de leur fonction d'utilité <sup>1</sup> : si celle-ci est concave (convexe), l'individu est considéré comme risquophobe (risquophile) ; si elle est linéaire, l'individu est considéré comme neutre face au risque. Ces propriétés mathématiques reçoivent une interprétation simple ; quand un individu choisit *a priori* le gain moyen plutôt que le gain réalisé d'une loterie, alors il est risquophobe (et inversement). Le coefficient d'aversion absolue pour le risque mesure ainsi la courbure de la fonction d'utilité. Ce coefficient intervient dans le calcul de la prime de risque associée à toute loterie ; cette prime prend une valeur positive pour un individu risquophobe, négative pour un individu risquophile et est nulle pour un individu neutre face au risque. Elle comprend une composante subjective (le coefficient d'aversion absolue pour le risque) et une composante objective (la dispersion des valeurs de la loterie).

En pratique, la mesure de l'aversion pour le risque relève de l'économie expérimentale. On peut, par exemple, demander à des individus de se prononcer sur la somme qu'ils sont prêts à verser pour échapper au risque de perdre un certain pourcentage de leur revenu. L'économie expérimentale des choix en incertitude a d'ailleurs permis de montrer les limites de l'axiomatique VNM (voir *infra*).

Un investisseur, public ou privé, doit généralement faire ses choix sans connaître de façon certaine l'information à venir (qui pourtant déterminera la rentabilité de ses investissements). Une décision prise est considérée comme irréversible (à un degré plus ou moins fort) lorsqu'elle réduit l'ensemble des choix futurs. *A contrario*, une décision est flexible lorsqu'elle préserve l'ensemble des choix futurs. Ainsi, la destruction d'une partie de la biodiversité (exploitation de la forêt, destruction d'un biotope spécifique pour le passage d'une autoroute, etc.) peut être irréversible ; elle représente un coût, pour la société, car elle empêche définitivement l'usage pour la médecine, l'industrie, etc., des variétés et des espèces disparues.

En résumé, l'irréversibilité a un coût qui doit être pris en compte lors des choix d'investissement ; symétriquement la flexibilité prend une valeur, dite valeur d'option, qui correspond au coût d'irréversibilité que l'on évite par la

---

(1) L'utilité dépend ici de la réalisation de la loterie, qui procure un revenu à l'individu.

préservation des possibilités d'action future, et par la possibilité d'intégrer de nouvelles informations à la décision, au fur et à mesure de leur arrivée.

Les modèles séquentiels de décision d'investissement qui recourent au critère de l'espérance de la valeur actuelle nette permettent d'exprimer la valeur de la flexibilité ou de la réversibilité. Leur utilisation, pour le calcul économique appliqué, nécessite une réflexion préalable sur la distribution des risques, sur la dynamique d'apprentissage (comment intégrer les informations nouvelles), sur le coût d'acquisition des connaissances ou encore sur les stratégies d'intervention possibles. Ces modèles attirent enfin l'attention sur la chronologie des décisions (articulation entre les décisions et l'arrivée d'information) et sur la dépendance des choix futurs par rapport aux choix contemporains.

## **2. Les enjeux**

Le décideur public doit-il tenir compte de l'aversion pour le risque lors de ses prises de décision ? Les théories de gestion de portefeuille d'actifs risqués nous enseignent qu'il faut ici établir une distinction entre les risques diversifiables et les risques non diversifiables. Lorsque les risques sont diversifiables et indépendants, il est possible de combiner les choix de façon à limiter, voire à gommer, le risque total supporté. Dans certains cas, l'augmentation du nombre d'actifs risqués (indépendants et identiquement distribués) laisse l'espérance de rendement du portefeuille inchangé, tandis que sa variance (le risque objectif lié au portefeuille) tend vers zéro. L'État dispose d'une large palette d'actions potentielles ; il peut concevoir sa politique en diversifiant le risque qui lui est associé.

Ainsi, ses choix dans le domaine de la production d'électricité (construction de centrales thermiques classiques, de centrales nucléaires, de barrages hydroélectriques, de champs d'éoliennes, etc.) doivent certes être guidés par des considérations relatives à l'indépendance énergétique, au coût des différentes filières, mais aussi par des appréciations relatives au risque associé à chacune de ces filières (pollution atmosphérique, gestion des déchets nucléaires, destruction de biotopes, nuisances phoniques, etc.). En définitive, puisque l'État a la possibilité de diversifier les risques, ses décisions ne devraient pas tenir compte de l'aversion pour le risque.

Cependant, ce résultat se heurte à la réalité des risques ; ceux-ci ne sont pas toujours indépendants (les uns des autres, des décisions prises), peuvent paraître inacceptables (lorsque des vies humaines sont en jeu, notamment) ou encore

- La prise en compte de l'incertitude et de l'irréversibilité -

difficiles à compenser. Cela signifie que les risques sont, en partie ou en totalité, non diversifiables. La partie irréductible, non diversifiable du risque appelle des procédures de décision adaptées, qui favorisent la flexibilité (voir le chapitre XI).

Celle-ci dépend essentiellement de la faculté d'intégrer l'information future. Il faut en effet que les choix puissent être révisés à la lumière de nouvelles données, scientifiques, économiques ou encore sociologiques. L'acquisition des connaissances (identification des distributions de probabilité, connaissance des processus physiques d'atteinte au milieu, connaissance des impacts locaux d'un phénomène global, tel l'effet de serre additionnel, etc.) apparaît comme un préalable indispensable tant à la prise de décisions publiques ou privées qu'à leur suivi. Son coût direct (investissement en recherche et développement) et indirect (délai d'acquisition des connaissances) oblige les décideurs à raisonner sur la valeur nette et non sur la valeur brute de l'information. En d'autres termes, pour que les modèles séquentiels de choix d'investissement en incertain déterminent une valeur pertinente de la réversibilité, il faut qu'ils spécifient correctement le « coût d'accès » à celle-ci.

### **3. Les points en débat**

La vocation opérationnelle des modèles d'aide à la décision en incertain amène les débats à se focaliser d'une part sur la pertinence des représentations usuelles des comportements face au risque, d'autre part sur les possibilités pratiques de tenir compte de l'arrivée d'informations dans le calcul économique.

#### **3.1. L'identification des comportements face au risque**

Dans la gestion courante des externalités négatives, les agents économiques sont confrontés à une incertitude qui revêt des formes multiples, complexes. L'incertitude porte parfois sur le phénomène considéré (est-il avéré ?), sur ses conséquences (horizon temporel, ampleur) ou encore sur les distributions de probabilité des événements anticipés. Bien souvent les scientifiques ne peuvent pas apporter tous les éléments (y compris en termes probabilistes) nécessaires à la prise de décision, et font état de leur ignorance, de la nécessité d'approfondir leur compréhension de la réalité avant de se prononcer. La problématique de l'effet de serre additionnel a ainsi suscité un véritable programme de recherche, dont les conclusions, intermédiaires, sont régulièrement relayées, mises à jour et diffusées par le GIEC (Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat, voir IPCC, 2001).

Par ailleurs l'axiomatique VNM, loin d'être confirmée par les travaux d'économie expérimentale, présente des insuffisances notoires, qui en limite fortement l'applicabilité (paradoxe d'Allais, paradoxe d'Ellsberg, voir O. Jokung-Nguéna, 1998) surtout dans des cas extrêmes du type pari de Pascal (effet de serre additionnel, gestion préventive des catastrophes naturelles, etc.). En conséquence, ne faut-il pas abandonner le modèle de l'espérance d'utilité, pour se tourner vers des représentations du risque plus en phase avec les comportements observés ? Il semble en particulier que les individus manifestent non seulement une aversion pour le risque, mais aussi une aversion pour l'ambiguïté dont l'appréhension dans toute sa subtilité exige sans doute le recours à de nouveaux outils probabilistes (voir le chapitre XI) et à de nouvelles axiomatiques. Celles-ci sont en développement, depuis quelques années ; elles essaient, par exemple, de fonder les procédures de décision sur des approches non additives de l'incertitude (voir R. Congar, 2000, M. Chevé, 2000).

### **3.2. Séquence de décision et investissement**

La plupart des modèles séquentiels de décision en incertain font l'hypothèse d'une incertitude exogène, qui n'est pas modifiée par l'acquisition des connaissances. Logiquement cependant, les décisions contemporaines, les investissements contemporains, ont un impact sur l'environnement et influencent en retour l'occurrence des événements aléatoires. Comment peut-on prendre en compte cette rétroaction ? Les modélisateurs tentent actuellement de le faire par la construction de modèles où l'incertitude devient endogène (voir L. Denant-Boémont, S. Hammiche, 2000), où la distribution des risques évolue en réponse aux décisions prises. Ils montrent alors, dans certains cas, que l'effet d'irréversibilité peut être invalidé.

De même, les modèles récents reviennent sur la question de la cohérence temporelle des décisions. Celle-ci peut être affectée par l'élargissement de l'éventail des choix possibles ou encore par la représentation des préférences. Ainsi, en allant vers davantage de réalisme, les modèles qui s'affranchissent de l'axiomatique VNM, le font parfois au détriment de la cohérence temporelle des procédures de prise de décision qu'ils proposent. Il y aurait, en somme, un arbitrage à établir entre la nécessité de mieux représenter les attitudes face aux risques et la nécessité de respecter la rationalité des comportements intertemporels.

D'un point de vue plus pratique, enfin, comment peut-on intégrer la valeur de la flexibilité au calcul économique ? Deux voies peuvent être envisagées : la

- La prise en compte de l'incertitude et de l'irréversibilité -

première consiste à faire apparaître explicitement une valeur de la flexibilité liée à l'apprentissage, la seconde, sans doute plus satisfaisante, mais analytiquement plus complexe à manipuler, consiste à calculer d'emblée une rentabilité sociale espérée en information croissante (voir L. Denant-Boémont, S. Hammiche, 2000).

### **3.3. Les recommandations**

L'axiomatique VNM reste un cadre d'analyse fécond pour l'étude des décisions en incertain et des effets d'irréversibilité. Elle débouche sur des propositions opérationnelles qui peuvent et doivent être intégrées dans le calcul économique, à l'occasion, notamment, des choix d'investissements en infrastructures.

Toutefois, cette axiomatique ne semble pas toujours adaptée à la gestion des phénomènes contemporains de pollution. Aussi, d'autres représentations du risque doivent être explorées, dans l'optique de définir des protocoles de décisions réalistes et opérationnels. Les travaux actuellement entrepris dans ce sens gagneront à être approfondis, sur le plan théorique, mais aussi sur le plan pratique. Il s'agirait tout d'abord, par le recours à l'économie expérimentale, d'asseoir les fondements empiriques, dans le domaine de l'environnement, des nouvelles axiomatiques. Il s'agirait ensuite de démontrer, par l'application à des cas concrets de pollution, le caractère opérationnel des propositions issues de ces travaux.

## **4. Références**

M. CHEVE, « La croissance optimale d'une économie confrontée à un risque de catastrophe écologique », *Économie et Prévision*, n° 143-144, 2000.

R. CONGAR, *Incertitude forte et environnement, de nouveaux critères de décision*, thèse de doctorat en sciences économiques, de Rouen, 2000.

L. DENANT-BOEMONT, S. HAMMICHE, « Gains d'information du décideur public et valeur d'option des grands projets d'infrastructures », *Économie et Prévision*, n° 143-144, 2000.

IPCC, *Climate Change 2001 : Mitigation*, Cambridge University Press, Cambridge, 2001.

O. JOKUNG-NGUENA, *Micro-économie de l'incertain, risques et décisions*, Dunod, Collection Éco Sup, 1998.

J. VON NEUMANN, O. MORGENSTERN, *Theory of Games and Economic Behavior*, Princeton University Press, 1947.



## **Chapitre XIII**

### **Le principe de précaution**

Le principe de précaution est régulièrement invoqué, non seulement pour justifier certaines politiques de l'environnement préventives, mais aussi lors de la gestion de crises sanitaires aiguës (vache folle, fièvre aphteuse). Les contours de ce principe, qui a aujourd'hui quelques fondements juridiques, restent flous. Sa récurrence dans les discours rend sa clarification nécessaire. L'analyse économique, au côté du droit, de la sociologie ou encore de la philosophie peut apporter ici sa contribution.

#### **1. Une approche économique du principe de précaution**

Les phénomènes globaux de pollution, qui alimentent désormais une grande part des recherches en économie de l'environnement, exhibent des caractéristiques spécifiques ; leurs effets s'inscrivent dans un horizon temporel éloigné, leur inertie est source d'irréversibilités (ce sont des phénomènes induits par l'accumulation de polluants) et enfin leurs conséquences sont incertaines (on ne connaît pas précisément l'ampleur du réchauffement climatique, par exemple, ni ses effets sur les précipitations régionales, etc.). Cependant ces conséquences peuvent être considérées comme inacceptables, si elles privent des populations entières de leur territoire (par le relèvement du niveau de la mer, par exemple), ou si elles mettent la survie de l'espèce humaine en danger. Dans ce cas, les autorités publiques, sous la pression de l'opinion, sous la menace de recours juridiques futurs, sont invitées à prendre des décisions sans attendre que les connaissances scientifiques soient clairement établies. L'action doit précéder la connaissance (P. Bontems, G. Rotillon, 1998).

Le principe de précaution a connu une première application juridique d'importance à l'occasion de la définition des mesures de protection de la couche d'ozone stratosphérique (convention de Vienne du 22 mars 1985, puis protocole de Montréal en septembre 1987). Il était clair, au milieu des années quatre-vingt, que si les pays avaient agi dès les années soixante-dix, la concentration de substances détruisant la couche d'ozone serait restée inférieure

- Le principe de précaution -

au niveau critique. En bref, un principe d'action, dans les années soixante-dix, aurait permis de limiter l'altération de la couche d'ozone.

Puis, d'autres textes sont venus renforcer le poids du principe de précaution. L'article 3, alinéa 3, de la convention-cadre des Nations Unies sur le changement climatique (9 mai 1992, entrée en vigueur le 21 mars 1994) indique qu'il « incombe aux Parties de prendre des mesures de précaution pour prévoir, prévenir ou atténuer les causes des changements climatiques (...). Quand il y a risque de perturbations graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte pour différer l'adoption de telles mesures (...) ». Le traité d'Amsterdam sur l'Union européenne (2 octobre 1997) précise de son côté, dans son article 174, alinéa 2, que la politique de la Communauté dans le domaine de l'environnement « est fondée sur les principes de précaution et d'action préventive (...) ».

En France, la loi du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement, dite loi Barnier, souligne dans son article premier que « l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable ».

La théorie économique distingue, depuis F. H. Knight (1921) et J. M. Keynes (1921), le risque et l'incertitude. On parlera de risque lorsqu'il sera possible d'attribuer une distribution de probabilité objective à l'ensemble des états de la nature ; on parlera d'incertitude (ou incertitude radicale) lorsqu'il n'existe aucun fondement scientifique qui permette de formuler un raisonnement probabiliste.

Selon L. J. Savage (1954), il est toujours possible de former une distribution de probabilité subjective sur les événements dénombrés, qui fonde un comportement de décision cohérent. En d'autres termes, la distinction entre risque et incertitude pourrait être dépassée, et le cadre habituel de la décision dans l'incertain, celui de la théorie de l'espérance d'utilité (J. von Neumann, O. Morgenstern, 1947) pourrait s'appliquer.

Cependant, la manière dont les probabilités subjectives se construisent importe. L'arrivée d'information peut permettre, par l'accumulation des connaissances, de réviser les probabilités d'occurrence des phénomènes. En conséquence, l'information possède une valeur, qu'il est souhaitable de préserver lors de la prise de décision.

- Le principe de précaution -

*La prévention* peut être mise en place chaque fois que la distribution de probabilité est connue ; lorsque celle-ci n'est pas fixée, *la précaution* s'impose comme attitude de prudence autorisant la prise de décision en attente d'informations supplémentaires sur le phénomène que l'on veut gérer.

La perspective de recevoir de nouvelles informations amène à choisir des décisions plus flexibles. En effet toute décision comprend des éléments d'irréversibilité ; cette irréversibilité contraint le futur et diminue la pertinence des connaissances scientifiques que l'on pourrait acquérir.

La micro-économie de la décision dans l'incertain montre que la forme des préférences détermine l'influence de l'information à venir sur le comportement. L'aversion pour le risque mesure l'impact du risque sur le bien-être, tandis que le coefficient de prudence mesure l'impact du risque sur la prise de décision. L'agent économique adopte un comportement de précaution si et seulement si il est suffisamment prudent (N. Treich, 1997).

Appliqué à l'effet de serre additionnel, ces résultats montrent l'intérêt de prendre des décisions s'accompagnant de gains de temps d'apprentissage. Il faut prendre aujourd'hui des mesures de limitations des émissions de gaz à effet de serre sans que l'on sache avec certitude les conséquences de leur accumulation dans l'atmosphère (voir le chapitre VIII). Le progrès des connaissances permettra ensuite de réviser les choix arrêtés dans le sens d'une plus ou moins grande sévérité. La mise en œuvre du principe de précaution, selon cette approche micro-économique, nécessiterait donc une approche séquentielle de la prise de décision.

## **2. Les enjeux**

Il apparaît que la seule perception du risque ne suffit pas à expliquer les comportements de prise de décision en incertain. En fait, les individus sont sensibles à la qualité de l'information qui fonde le jugement probabiliste. Une distribution de probabilité formée à partir d'une information de mauvaise qualité sera perçue elle-même comme incertaine ou encore ambiguë. Il peut donc y avoir incertitude sur les distributions de probabilités ; l'aversion des individus à l'ambiguïté intervient alors de façon structurante dans leurs prises de décision et influence le choix de la procédure de décision. Il semble en effet rationnel de préserver la possibilité de réviser les jugements, sous l'effet de l'arrivée de nouvelles connaissances, par un processus de décision séquentiel adapté, *i. e.* prévoyant explicitement des mécanismes d'intégration des avancées

- Le principe de précaution -

scientifiques (groupe d'experts du type GIEC (Groupe Intergouvernemental sur l'évolution du climat), dans le cas de l'effet de serre additionnel).

D'un point de vue opérationnel, il est toutefois difficile d'arriver à fixer un niveau d'incertitude où il est judicieux de prendre une mesure de précaution. En réalité, c'est la combinaison de l'incertitude et de la perception de l'ampleur de la gravité des événements anticipés qui conduit à choisir la précaution. L'expérience passée et présente le prouve ; des événements semblables dans des lieux et des époques différentes (fièvre aphteuse, par exemple) débouchent sur des décisions différentes. Cela s'explique en partie par le fait que la perception collective des risques ne se résume pas à la somme des perceptions individuelles de ces mêmes risques, que l'aversion collective à l'ambiguïté peut exister au-delà de l'aversion individuelle à l'ambiguïté.

Aussi, il apparaît nécessaire de clarifier la définition juridique du principe de précaution. La définition retenue par la loi Barnier (voir ci-dessus) manque de précision. Elle ne qualifie pas les « dommages graves et irréversibles », pas plus qu'elle n'établit ce qu'est un « coût économiquement acceptable ».

### **3. Les points en débat**

Selon certains auteurs (voir O. Godard, 1997), le flou de la définition juridique du principe de précaution ne doit au contraire pas surprendre : le principe de précaution bien qu'incomplet et en construction permet d'agir, l'histoire récente le montre, et c'est là sa qualité principale.

#### **3.1. Le principe de précaution, un principe d'action ?**

La prise de décision séquentielle, si elle paraît adaptée à la gestion de certains phénomènes (effet de serre, protection de la couche d'ozone) ne paraît pas pertinente dans d'autres cas (sang contaminé, par exemple) car elle peut avoir un coût social et humain inacceptable.

En fait, la dynamique des stocks joue ici un rôle central ; dynamique d'accumulation des polluants dans l'atmosphère, selon des processus physico-chimiques plus ou moins inertes, dynamique d'accumulation des connaissances, qui, on l'espère, donne plus d'information sur la réalité du phénomène en jeu (réchauffement climatique, trou dans la couche d'ozone, etc.) et ouvre des possibilités d'action nouvelles sur ce même phénomène (technologies de substitution, de dépollution, etc.). La première dynamique pèse sur les

- Le principe de précaution -

générations futures qui auront à supporter les dommages liés à l'inaction présente ; la seconde dynamique soulage les générations futures, qui pourront agir sur leur environnement avec davantage de marges de manœuvre. L'approche économique du principe de précaution indique que la perspective de recevoir de l'information ne justifie pas le report de la prise de décision ; des décisions peuvent être prises, qui concilient une action sur la dynamique de la pollution et sur la dynamique de l'accumulation des connaissances. Dans le cas de l'effet de serre, les mesures d'économie d'énergie limitent les émissions de carbone à un coût macro-économique qui peut être nul ou négatif, et inscrivent donc l'économie sur une trajectoire qui préserve les possibilités d'action future.

Néanmoins, l'arrivée d'information n'est pas une condition nécessaire à la mise en œuvre du principe de précaution. Parfois, l'incertitude peut apparaître irréductible, en tout cas à une échelle temporelle compatible avec la prise de décision (effet de serre additionnel, déchets nucléaires). Dès lors la construction des fonctions de probabilité ne repose plus sur une information scientifique objective, mais s'alimente de controverses, de représentations culturelles de l'avenir. Ici, les modèles classiques de décision en incertain atteignent leurs limites, qui proviennent notamment de la représentation additive des probabilités. Celle-ci ne semble pas idéale pour le traitement des questions d'environnement, et pour l'explication des comportements face à l'ambiguïté (voir M. Chevé et R. Congar, 2000). Le recours à des représentations non additives des probabilités constitue une réponse séduisante aux limites des modèles classiques de décision en incertain, mais pose des problèmes de cohérence temporelle des décisions.

En définitive, il faut noter que les représentations du principe de précaution qui débouchent sur des processus de décision séquentiels supposent que le progrès dans la connaissance scientifique réduit progressivement les incertitudes. Cette hypothèse optimiste n'est pas toujours vérifiée dans la réalité ; des recherches concurrentes peuvent accroître le degré de controverse scientifique sur un sujet d'étude donné. Dans ce cas, il convient de ne pas contraindre le recours au principe de précaution à la perspective d'obtention d'une information de meilleure qualité.

- Le principe de précaution -

### **3.2. La validité empirique des modèles**

La représentation mathématique des préférences choque parfois. Ne donne-t-elle pas une vision excessivement réductrice des comportements face au risque ? Peut-on résumer le principe de précaution, nécessairement évolutif, à la comparaison de deux paramètres d'une fonction d'utilité ? Le débat n'est pas nouveau et ne s'attache pas exclusivement au thème du principe de précaution. Mais dans le cadre de la théorie de la décision en incertain, ce sont précisément des paradoxes expérimentaux qui ont conduit à contester la pertinence du modèle de l'espérance d'utilité (voir D. Ellsberg, 1961). Dans beaucoup de situations concrètes, il n'existe pas de probabilité subjective additive sous-jacente au comportement observé des individus. Cela implique-t-il pour autant qu'il faille rejeter toute tentative de formalisation de ces comportements ? Il existe en fait une littérature théorique abondante qui tente de construire une ou des axiomatiques compatibles avec les résultats expérimentaux. Cette littérature fournit une base rigoureuse pour la définition de procédures de décision qui intègrent la dimension très incertaine des phénomènes de pollution (voir, par exemple, R. Congar, 2000).

Il est ainsi possible, que ce soit dans le cadre théorique du modèle de l'espérance d'utilité, ou dans le cadre de modèles probabilistes non additifs de définir et de mesurer l'ambiguïté, l'aversion à l'ambiguïté et d'en tirer une interprétation, pas uniquement normative, empiriquement fondée du principe de précaution.

### **3.3. Les recommandations**

La théorie économique de la décision en incertain connaît des évolutions très significatives depuis quelques années. Concernant le principe de précaution deux insuffisances demandent à être comblées rapidement.

Les fondements empiriques des modèles de décisions en incertain ne sont pas toujours très lisibles. Ils conditionnent pourtant leur portée opérationnelle. Aussi les tests empiriques pourraient viser d'une part à fournir des simulations numériques, normatives, des processus de décisions, d'autre part à mesurer l'aversion des individus au risque et à l'ambiguïté lorsqu'ils sont confrontés à des phénomènes de pollution.

En outre, l'incidence du désajustement entre l'échelle des décisions et celle des externalités que l'on souhaite gérer n'est pas bien établie. Sans doute a-t-elle des implications sur la dynamique des décisions (calendrier, progressivité des mesures) dont la connaissance pourrait faciliter les choix publics et privés (assurance, par exemple).

#### 4. Références

P. BONTEMS, G. ROTILLON, *Économie de l'environnement*, La Découverte, Collection Repères, n° 252, 1998.

M. CHEVE, R. CONGAR, « Optimal pollution Control under Imprecise Environmental Risk and Irreversibility », *Risk, Decision and Policy*, vol. 5, 2000.

R. CONGAR, *Incertitude forte et environnement, de nouveaux critères de décision*, thèse de doctorat en sciences économiques, université de Rouen, 2000.

D. ELLSBERG, « Risk, Ambiguity and the Savage Axioms », *Quarterly Journal of Economics*, vol. 75, 1961.

O. GODARD, « L'ambivalence de la précaution et la transformation des rapports entre science et décision » in *Le principe de précaution dans la conduite des affaires humaines*, INRA éditions/Maison des Sciences de l'Homme, 1997.

J.-M. KEYNES, « A Treatise on Probability », 1921, in *The Collected Writings of John Maynard Keynes*, vol. 8, Mac Millan/The Royal Economic Society, Londres, 1973.

F.-H. KNIGHT, *Risk, Uncertainty and Profit*, Houghton Mifflin Cy, 1921.

L.-J. SAVAGE, *The Foundations of Statistics*, Wiley, New York, 1954.

N. TREICH, « Vers une théorie économique de la précaution », *Risques*, n° 32, 1997.

J. VON NEUMANN, O. MORGENSTERN, *Theory of Games and Economic Behavior*, Princeton University Press, 1947.

- Le principe de précaution -

**Pour en savoir plus**

COMMISSION EUROPEENNE, *Communication de la Commission sur le recours au principe de précaution*, Com - 2000 -1 du 2 février 2000.

P. KOURILSKY, G. VINEY, *Le principe de précaution : rapport au Premier ministre*, Odile Jacob/La Documentation française, 2000.

C. LEPAGE, F. GUERY, *La politique de précaution*, PUF, 2001.

M. PRIEUR, *Droit de l'environnement*, Dalloz, 2001.

## **Chapitre XIV**

### **Le très long terme Actualisation et arbitrages publics intergénérationnels**

Les polluants produisent souvent des effets décalés dans le temps, par rapport au moment de leur émission. Ce décalage peut être, dans certains cas, très long ; le carbone émis aujourd'hui agira sur le climat pendant plus d'un siècle ; les déchets nucléaires doivent en partie être gérés sur plusieurs centaines d'années ; les métaux lourds déversés dans un cours d'eau s'y retrouveront encore dans quelques décennies, etc. Les coûts externes qui en découlent seront donc supportés par les générations futures. Comment peut-on les intégrer aux choix de projets contemporains ? Le critère de la valeur actuelle nette (voir B. Walliser, 1992) permet la hiérarchisation des investissements, par l'actualisation des bénéfices nets qu'ils génèrent. On peut ainsi juger s'il est rationnel de mobiliser aujourd'hui des ressources (plutôt que de les consommer) pour en tirer avantage demain. Pour des horizons de calcul qui ne dépassent pas trente ans, les marchés financiers offrent des références utiles au choix du taux d'actualisation. Au-delà, la pertinence, tant économique qu'éthique, d'un taux d'actualisation positif reste l'objet de fortes controverses (voir P. R. Portney, J.P. Weyant, 1999). En somme, la pratique de l'actualisation par les générations actuelles est-elle compatible avec la préoccupation légitime du bien-être des générations futures ?

#### **1. L'actualisation du très long terme**

L'actualisation occupe une place importante dans la littérature économique, parce qu'elle fonde en partie les décisions d'investissements contemporaines. Un taux d'actualisation élevé a pour effet d'éliminer les projets les moins rentables pour la société, ce qui permet en retour d'allouer efficacement les ressources disponibles, de les concentrer sur des priorités. Mais un taux d'actualisation élevé écrase le long terme, ce qui peut être perçu comme une injustice vis-à-vis des générations futures, surtout lorsque celles-ci auront à subir des dommages attribuables aux modes de vie des générations actuelles.

- Le très long terme, actualisation et arbitrages publics intergénérationnels -

Un coût externe de cent euros dans cent ans, actualisé à 8 % vaut aujourd'hui cinq centimes. Cette injustice pourrait être levée, selon certains économistes, en considérant cent euros de dommages dans cent ans comme cent euros de dommages aujourd'hui, en donnant le même poids aux générations actuelles et futures.

Pour éclairer cette problématique complexe, les économistes raisonnent dans le cadre de modèles de croissance intertemporelle. Le recours à un taux d'actualisation positif se justifierait alors par deux arguments principaux. D'une part les agents économiques manifestent une préférence pour le présent, préfèrent recevoir un euro aujourd'hui plutôt que demain, ce qui signifie qu'ils valorisent moins les sommes à venir que les sommes présentes. D'autre part, l'histoire économique de l'après Seconde guerre mondiale le montre avec éclat, les générations futures bénéficieront probablement d'un niveau de vie bien supérieur à celui des générations actuelles. Marginalement, une unité supplémentaire de richesse dans le très long terme apportera moins d'utilité qu'une unité supplémentaire de richesse aujourd'hui. Il serait finalement inacceptable de trop sacrifier le bien-être présent pour le bénéfice d'un futur qui, de toute façon, sera meilleur. En conséquence, on peut montrer qu'il existe une relation entre le taux d'actualisation et la croissance économique, qui autorise une allocation intertemporelle optimale des ressources, qui rationalise les choix d'investissements.

Cependant, l'effet de richesse est incertain. Sans remonter trop loin dans le temps, la grande dépression des années trente avait ainsi mis fin à la croyance d'une croissance indéfinie soutenue par l'augmentation des gains de productivité dans quelques industries, telle l'automobile. On peut même anticiper que la pression démographique, combinée à l'épuisement progressif des ressources naturelles conduira à une période de stagnation séculaire. Doit-on épargner davantage pour se prémunir d'un risque d'appauvrissement futur ? Comment l'incertitude sur la richesse à venir doit-elle venir moduler le taux d'actualisation ?

Selon l'approche utilitariste, un risque sur les revenus futurs accroît le niveau d'épargne optimal d'un individu, si et seulement si celui-ci est prudent, si et seulement si, en termes mathématiques, la dérivée troisième de sa fonction d'utilité est positive (voir C. Gollier, 2002). Donc, une société prudente devrait réduire le taux d'actualisation qu'elle préconise pour le calcul économique, lorsque l'avenir apparaît incertain. Cet effet de précaution, qui tend à diminuer le taux d'actualisation, vient contrarier l'effet de richesse, qui tend à l'augmenter.

- Le très long terme, actualisation et arbitrages publics intergénérationnels -

Pour comprendre ce qui en résulte finalement à long terme, certains économistes procèdent à l'étalonnage de petits modèles stochastiques de croissance. Ils montrent alors que l'effet de précaution peut dominer l'effet de richesse et conduire à un taux d'actualisation optimal négatif, en présence d'un risque important de récession et d'une utilité marginale de la consommation fortement décroissante.

Ce type de résultat peut conduire à préconiser un taux d'actualisation décroissant avec l'horizon temporel (4 % pour le court terme, 1 % pour le long terme, *i.e.* un siècle, 0 % pour le très long terme, voir C. Gollier, 2002) dépendant principalement des *scénarii* de croissance probables.

## 2. Les enjeux

Les réflexions sur le taux optimal d'actualisation, si elles ont une ambition appliquée, relèvent d'une démarche normative. Elles aboutissent à des recommandations dont le champ de validité est strictement délimité par les hypothèses des modèles dont elles sont issues. Parmi ces hypothèses, celles portant sur le rythme de croissance et sur la forme des préférences apparaissent essentielles. Même s'il existe un faisceau d'arguments en faveur d'une forme de prudence de la société, il n'est pas sûr qu'elle soit toujours, en tout temps et en tout lieu, avérée. Aussi, d'autres arguments théoriques peuvent être avancés, qui vont dans le sens d'une réduction du taux d'actualisation à long terme.

Parmi les dommages causés à l'environnement par les phénomènes de pollution, certains touchent des actifs naturels non reproductibles ou non substituables. Ceux-ci, au cours du temps, deviennent relativement de plus en plus rares. Par ailleurs, le consentement à payer des individus pour la préservation de l'environnement croît avec leur revenu ; donc, sous l'hypothèse d'un enrichissement progressif des générations successives, il serait logique de donner une valeur croissante aux actifs naturels. Cette valeur, dans le cas des ressources naturelles épuisables pourrait évoluer au rythme du taux d'actualisation (règle de Hotelling).

La valorisation dynamique des ressources naturelles, ou des coûts externes pose cependant problème. En effet, si elle se faisait à un taux supérieur au taux de croissance de l'économie, à terme (horizon infini), les effets externes finiraient par dépasser les richesses créées (la valeur des dommages deviendrait

- Le très long terme, actualisation et arbitrages publics intergénérationnels -

supérieure au produit intérieur brut). Cela implique qu'une actualisation effective, même faible est sans doute nécessaire.

En fait, il conviendrait de considérer qu'une partie seulement des coûts externes doit faire l'objet d'une valorisation dynamique, qui tienne compte de l'évolution des prix relatifs. La structure des bénéfices et des coûts doit ici être explicitement prise en compte, parce qu'ils n'évoluent pas tous au même rythme. Ainsi, dans le cas de l'effet de serre additionnel, une partie des dommages serait liée à la perte de biodiversité et à la destruction d'écosystème et pourrait donc faire l'objet d'une valorisation dynamique. Même pratiquée à un taux inférieur au taux d'actualisation (on réalise une actualisation nette effective), celle-ci augmenterait la valeur actuelle des coûts externes. Elle ne doit cependant pas être redondante avec l'imputation d'une valeur d'option visant à saisir le caractère irréversible des investissements ou des atteintes à l'environnement (voir le chapitre X).

En définitive, la théorie économique ne donne pas d'indication opérationnelle précise sur l'ampleur de la baisse du taux d'actualisation qu'il convient de retenir pour l'évaluation des projets de très long terme. Incontestablement, le choix du taux d'actualisation (des taux d'actualisation ?) est un choix de société qui demande avant tout à être mis en cohérence avec d'autres choix politiques (aménagement du territoire, politique des transports, de l'environnement, etc.).

### **3. Les débats**

Les débats relatifs au très long terme ont en partie été évoqués dans le chapitre II (modèles théoriques de croissance). Ils portent sur la validité, face à la complexité réelle, d'une représentation stylisée de l'économie, sur la compatibilité entre le développement durable et l'actualisation, sur le rôle du progrès technique ou encore sur le choix du critère de bien-être social. Nous nous concentrerons donc ici sur la question de l'équité intergénérationnelle.

#### **3.1. Équité intergénérationnelle et actualisation**

Pour beaucoup (voir *supra*) l'actualisation des dommages causés à l'environnement serait inéquitable, car elle pénaliserait les générations futures en minorant, dans les calculs économiques actuels, les coûts qu'elles auront à supporter.

- Le très long terme, actualisation et arbitrages publics intergénérationnels -

Ce débat nécessite, pour être abordé avec pertinence par l'analyse économique, le développement de modèles à générations imbriquées. La plupart des modèles théoriques de croissance suppose qu'un ménage représentatif (ou une dynastie de ménages) cherche à maximiser son utilité intertemporelle, sur un horizon infini, sous des contraintes dynamiques d'accumulation de capital ou encore de polluants. Par définition, ils ne peuvent pas traiter les aspects distributifs des politiques de l'environnement, de la croissance économique, y compris durable. Les modèles à générations imbriquées, quant à eux, décrivent une économie comprenant au moins deux générations de ménages. Chacune d'entre elles optimise son bien-être intertemporel, sous des contraintes qui peuvent lui être propres.

C. Henry (2000) présente un modèle de ce type, qui comporte plusieurs générations successives de ménages consommant deux types de services produits respectivement à partir de capital naturel (qui se dégrade) et de capital manufacturé (artificiel). Le progrès technique peut être orienté, par les décisions des agents, vers l'accumulation du capital manufacturé ou vers la préservation du capital naturel. L'auteur montre alors que, lorsque chaque génération se préoccupe non seulement de son bien-être, mais aussi de ce qu'elle lègue aux générations suivantes (capital naturel et manufacturé) alors l'application du critère du maximin (voir chapitre II) engendre une série croissante de bien-être.

Cette série correspond à celle qui découlerait de la maximisation, par un planificateur, d'une somme actualisée d'utilité. Les facteurs d'actualisation de cette série constituent une suite qui tend vers zéro à très long terme.

Deux résultats remarquables viennent ici éclairer le débat sur les rapports entre équité et accumulation ; tout d'abord, l'actualisation peut être compatible avec une exigence d'équité intergénérationnelle ; ensuite, le taux d'actualisation (son signe) dépend du numéraire auquel il est défini.

En résumé, il faut se garder d'interprétations hâtives sur les liens entre l'actualisation et la prise en compte du futur. L'interprétation du taux d'actualisation doit être contextualisée.

### **3.2. Des procédures de décision reconsidérées**

Quelques auteurs contestent la pertinence des outils et des critères usuels de l'économie du bien-être, notamment l'analyse coûts-bénéfices, pour éclairer les décisions relatives à des questions dont la dimension intergénérationnelle

- Le très long terme, actualisation et arbitrages publics intergénérationnels -

apparaît essentielle. La comparaison des flux actualisés de coûts et de bénéfices devrait céder la place à d'autres procédures de choix, fondées, par exemple, sur des démarches identiques à celles qui prévalent lors de la détermination des montants relatifs de l'aide versée aux pays en voie de développement. T. Schelling (1999) argumente en ce sens à propos de la gestion préventive de l'effet de serre additionnel et justifie sa position en soulignant que les coûts induits par celle-ci seront supportés principalement par les pays industrialisés, développés, à court terme, tandis que les bénéfices reviendront pour une grande part aux pays en voie de développement, à long terme. R.J. Kopp et P.R. Portney (1999) proposent quant à eux de révéler les préférences collectives pour la réduction des risques associés au changement climatique (pour les générations présentes et futures) par voie de référendum (*mock referendum*, ou référendum « blanc » ; en fait une forme de sondage sophistiqué). Il serait alors possible de comparer le consentement à payer total exprimé par les individus aux coûts attendus de la politique de prévention du réchauffement de l'atmosphère terrestre.

Ces deux solutions peuvent sembler séduisantes, puisqu'elles contournent, par construction, les difficultés posées par l'actualisation du très long terme. Toutefois, elles se heurtent également à de lourdes objections parmi lesquelles la myopie des générations présentes face à l'horizon et à l'étendue des phénomènes globaux de pollution occupe une bonne place.

### **3.3. Les recommandations**

On le voit, le thème de l'actualisation à très long terme suscite beaucoup d'interrogations et de controverses scientifiques. Il est en effet porteur d'enjeux contemporains très importants, touchant aux choix d'investissement en infrastructures.

Il semble qu'un consensus se soit formé, chez les économistes, pour recommander une modulation du taux d'actualisation en fonction de l'horizon temporel de son application. Le taux d'actualisation devrait être plus faible à long terme (au-delà de trente ans) et à très long terme (au-delà de cent ans) pour tenir compte de l'incertitude sur la croissance future et pour tenir compte de l'évolution des prix relatifs.

La détermination de l'ampleur de cette modulation ne peut résulter d'une démarche technocratique. Elle doit au contraire viser à mettre le taux d'actualisation (les taux d'actualisation) en cohérence avec l'ensemble des

- Le très long terme, actualisation et arbitrages publics intergénérationnels -  
choix politiques envisagés, particulièrement dans le domaine de  
l'environnement.

#### **4. Références**

C. GOLLIER, « Discounting An Uncertain Future », *Journal of Public Economics*, à paraître, 2002.

C. HENRY, « Orientation du progrès technique et développement durable », *Annales d'Économie et de Statistique*, n° 57, 2000.

R.-J. KOPP, P.-R. PORTNEY, « Mock Referenda for Inter », in *Discounting and Intergenerational Equity*, P.-R. PORTNEY et J.-P. WEYANT ed., « Resources for the Future », 1999.

P.-R. PORTNEY, J.-P. WEYANT, « Introduction », in *Discounting and Intergenerational Equity*, P.-R. PORTNEY et J.-P. WEYANT ed., « Resources for the Future », 1999.

T.-C. SCHELLING, « Intergenerational Discounting », in *Discounting and Intergenerational Equity*, P.-R. PORTNEY and J.-P. WEYANT ed., « Resources for the Future », 1999.

B. WALLISER, *Le calcul économique*, La Découverte, Collection Repères, 1992.



## **Composition du comité de pilotage**

M. Ayong Le Kama (Alain), chargé de mission au Commissariat général du Plan

M. Beaumais (Olivier), chargé de mission au Commissariat général du Plan

M. Becker (Jean-Jacques), chef de bureau à la direction de la Prévision, ministère de l'Économie, des Finances et de l'Industrie (MEFI)

M. Cournède (Boris), chargé de mission à la Direction de la Prévision (MEFI)

Mme Erhard-Cassegrain (Annie), chargée de mission à la Direction générale de l'administration et du développement (DGAD), puis à la D4E, ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE)

Mme Gastaldo (Sylviane), chef de bureau à la Direction de la Prévision (MEFI), puis sous-directrice à la D4E, (MATE)

M. Guibert (Bernard), chef de bureau à la DGAD, puis chargé de mission auprès du directeur de la D4E, (MATE)

M. Le Lourd (Philippe), chargé de mission au Commissariat général du Plan

M. Matheu (Michel), chef de service au Commissariat général du Plan, animateur du comité de pilotage

Mme Perbet (Martine), chef de bureau à la D4E, (MATE)

M. Templé (Philippe), chargé de mission à la DGAD, puis à la D4E, (MATE)