

ÉLOI LAURENT
JACQUES LE CACHEUX

Économie de l'environnement et économie écologique

CURSUS



Les nouveaux chemins
de la prospérité

2^e édition

ARMAND COLIN

ÉLOI LAURENT
JACQUES LE CACHEUX

Économie de l'environnement et économie écologique



Les nouveaux chemins
de la prospérité

2^e édition

ARMAND COLIN

ÉLOI LAURENT ET JACQUES LE CACHEUX

ÉCONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT ET ÉCONOMIE ÉCOLOGIQUE

Les nouveaux chemins de la prospérité

2^e édition



Collection CURSUS Économie Ouvrages publiés sous la direction d'Alain Beitone Vincent Barou et Benjamin Ting, *Fluctuations économiques et crises*, 2015
 Mickaël Joubert et Lionel Lorrain, *Économie de la mondialisation*, 2015
 Emmanuel Buisson-Fenet et Marion Navarro, *La microéconomie en pratique*, 2^e édition, 2015
 Marc Bassoni et Alexandre Joux, *Introduction à l'économie des médias*, 2014
 Magali Chaudey, *Analyse économique de la firme*, 2014
 Antoine Bernard de Raymond et Pierre-Marie Chauvin, *Sociologie économique. Histoire et courants contemporains*, 2014
 Denis Anne et Yannick L'Horty, *Économie de l'emploi et du chômage*, 2013
 Didier Marteau, *Les marchés de capitaux*, 2012
 Jean-Luc Gaffard, *La croissance économique*, 2011

Voir aussi

Dictionnaire de science économique, Alain Beitone (dir.), 2013 (4^e édition)

Économie, sociologie et histoire du monde contemporain, Alain Beitone (dir.), 2013 (coll. U) Conception de couverture : Hokus Pokus créations

Image de couverture : © Andrew Mayovskyy

<p>Le pictogramme qui figure ci-contre mérite une explication. Son objet est d'alerter le lecteur sur la menace que représente pour l'avenir de l'écrit, particulièrement dans le domaine de l'édition technique et universitaire, le développement massif du photocopillage.</p> <p>Le Code de la propriété intellectuelle du 1^{er} juillet 1992 interdit en effet expressément la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Or, cette pratique s'est généralisée dans les établissements</p>		<p>d'enseignement supérieur, provoquant une baisse brutale des achats de livres et de revues, au point que la possibilité même pour les auteurs de créer des œuvres nouvelles et de les faire éditer correctement est aujourd'hui menacée.</p> <p>Nous rappelons donc que toute reproduction, partielle ou totale, de la présente publication est interdite sans autorisation de l'auteur, de son éditeur ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC, 20, rue des Grands-Augustins, 75006 Paris).</p>
--	--	--

© Armand Colin, 2015

<http://www.armand-colin.com>

Armand Colin est une marque de

Dunod Éditeur, 5 rue Laromiguière, 75005 Paris ISBN : 978-2-200-61302-0

Le Code de la propriété intellectuelle n'autorisant, aux termes de l'article L. 122-5, 2^o et 3^o a), d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite » (art. L. 122-4).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles L. 335-2 et suivants du Code de la propriété intellectuelle.

INTRODUCTION

- 1. AUX ORIGINES COMMUNES DE L'ÉCOLOGIE ET DE L'ÉCONOMIE**
- 2. LA SORTIE DU PIÈGE MALTHUSIEN ET LA GRANDE RUPTURE**
- 3. LE CHANGEMENT ENVIRONNEMENTAL PLANÉTAIRE ET L'ACCÉLÉRATION DU TEMPS ÉCOLOGIQUE**
- 4. DE L'ÉCONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT À L'ÉCONOMIE ÉCOLOGIQUE, DE LA CROISSANCE À LA PROSPÉRITÉ**

Notre environnement se modifie à une échelle globale et à très grande vitesse. Les crises écologiques profondes et durables que nous avons aujourd'hui à affronter s'expliquent par l'action humaine et plus précisément par la domination humaine sur les écosystèmes terrestres enclenchée avec la révolution industrielle. L'explosion du développement économique depuis la fin du XVIII^e siècle puis son accélération à partir de 1950 et sa mondialisation à partir du début des années 1990 ont deux effets connexes : elles ont projeté l'humanité dans une prospérité inédite ; elles ont simultanément projeté les écosystèmes de la planète dans une crise sans précédent. Pour planter le décor de ce manuel, il nous faut dans cette introduction revenir aux origines humaines du changement écologique planétaire, puis détailler les crises écologiques contemporaines et enfin montrer à quelles conditions l'analyse économique peut offrir des instruments utiles pour penser et, il faut le souhaiter, résoudre ces crises.

1. AUX ORIGINES COMMUNES DE L'ÉCOLOGIE ET DE L'ÉCONOMIE

On met volontiers l'accent dans le débat public sur une antinomie supposée entre l'approche écologique et l'approche économique. La première insisterait sur la préservation de l'environnement et du milieu naturel, dénonçant les atteintes qu'ils subissent du fait de la poursuite compulsive d'un accroissement indéfini du bien-être matériel. La seconde, ignorant presque toujours les ressources naturelles, ferait bon marché des dommages que causent les activités humaines à l'environnement et négligerait les limites physiques qu'impose la finitude de la planète pour les sacrifier sur l'autel de l'expansion sans fin de la

production. Or la racine commune de ces deux mots (*oikos*, le foyer, l'habitat) indique clairement leur commune attention à l'interaction entre l'homme et son milieu, son environnement.

Il est vrai que l'écologie tend parfois à donner à la « nature » la priorité sur les aspirations humaines ; qu'inversement l'économie donne souvent le sentiment de négliger les impacts de l'activité humaine sur la « nature ». Mais ces dérives disciplinaires sont récentes ; elles découlent de simplifications et de spécialisations inhérentes aux démarches scientifiques, qui procèdent par abstraction, par focalisation sur des objets ou des phénomènes à expliquer, en les isolant de leur contexte et en raisonnant sous l'hypothèse « toutes choses égales par ailleurs », qui suppose un jugement empirique sur l'importance relative des différents mécanismes à l'œuvre dans les phénomènes à expliquer.

C'est pourtant bien dans la notion de rareté que l'économie puise son inspiration, en en faisant la cause première de la nécessité des choix, individuels et collectifs, dont l'analyse constitue l'essentiel de cette discipline. Au fondement des principales religions, les grands mythes des origines en donnent d'ailleurs une vision que l'on peut aisément traduire dans le langage de l'analyse économique. Ainsi la Bible raconte-t-elle, dans le livre de *La Genèse*, qu'Adam et Ève, d'abord créés à l'image de Dieu, immortels et immergés dans un univers de l'abondance – le paradis terrestre – sont brutalement plongés dans le monde de la rareté après la chute : devenus mortels – et de ce fait confrontés à la finitude de la vie humaine et à la rareté du temps – et devant se résoudre à l'effort pour faire face à « l'avarice de la nature », il leur faut désormais « gagner leur pain à la sueur de leur front ». Est ainsi posée l'une des hypothèses centrales de l'analyse économique moderne des choix des individus : le travail et l'effort sont coûteux ; ce sont des « nuisances », des « biens négatifs » qui réduisent la satisfaction individuelle, par opposition au « loisir » – dont l'étymologie est la même qu'« oisiveté » –, temps consacré aux activités choisies, qui ne demandent pas d'effort, auquel il faut renoncer chaque fois que l'on veut se procurer des biens de consommation. C'est, dans l'analyse microéconomique, le choix individuel primordial autour duquel se déclinent tous les autres.

L'histoire économique suggère que toutes les grandes évolutions technologiques, tous les « progrès », sont nés de la nécessité de desserrer les contraintes de la rareté ou de rendre moins pénibles les efforts qu'elle impose. Avec la découverte du feu – de bois – les humains se sont affranchis de certaines rigueurs de la nature et de certaines peurs, en même temps que la cuisson des aliments améliorait leur mode de vie. En inventant l'agriculture et l'élevage, les hommes ont rendu, au prix d'efforts physiques intenses, la nature moins « avare » ; mais en domestiquant des animaux, ils ont également trouvé un moyen de

faciliter les transports et d'actionner des outils et des machines, découvrant une nouvelle source d'énergie qui permettait d'économiser la « sueur de leur front ». Tous les biens qui viennent assouvir leurs besoins premiers – se nourrir, se vêtir, se loger, se chauffer, *etc.* – proviennent alors de la terre et leur production fait donc l'objet d'usages rivaux des sols, dont la disponibilité est limitée. Migrer ou conquérir repoussera, périodiquement, ces limites ; mais face à la rareté, c'est dans l'amélioration des techniques de production – accroissant la productivité de la main-d'œuvre et, dans certains cas, de la terre – que l'homme a trouvé la solution (provisoire) à la rareté de ses ressources naturelles ou de son temps, et au coût de son effort physique.

Par la suite, la maîtrise des énergies hydrauliques – pour le transport, fluvial et maritime, et plus tard les moulins à eau – et éolienne – les voiles de bateaux, puis les moulins à vent – va permettre d'épargner encore un peu plus les efforts humains dans la production et le transport des biens. Les progrès techniques sont ainsi nombreux ; ils autorisent une meilleure utilisation des ressources naturelles, et un moindre effort. Mais ils n'engendrent pas pour autant d'augmentation spectaculaire des niveaux de vie moyens.

2. LA SORTIE DU PIÈGE MALTHUSIEN ET LA GRANDE RUPTURE

C'est en 1798 que Malthus publie la première édition de son *Essai sur le Principe de Population*. « Quelles sont les causes qui ont gêné jusqu'à présent le progrès de l'humanité vers le bonheur ? », s'interroge l'auteur. Il en voit surtout une : « la tendance constante de tous les êtres vivants à accroître leur espèce au-delà des ressources de nourriture dont ils peuvent disposer ». Le télescopage de la progression arithmétique des subsistances et de la croissance géométrique de ceux qui veulent subsister lui paraît inévitable.

Le « piège malthusien » dans lequel toutes les sociétés humaines furent enfermées jusqu'au début du XIX^e siècle repose plus précisément sur la combinaison de trois lois : le taux de natalité s'accroît avec le niveau de vie ; le taux de mortalité décroît avec le niveau de vie ; le niveau de vie décroît avec la population. Si ces trois lois sont vérifiées, le niveau réel de revenu de long terme est celui qui égalise taux de mortalité et taux de natalité, soit une situation parfaitement stationnaire.

Il faut donc selon Malthus que des obstacles viennent freiner dans les meilleurs délais « l'accroissement de la population et la forcent à se réduire constamment au niveau des moyens de subsistance ». Malthus n'en connaît que trois : « la contrainte morale, le vice et le malheur ».

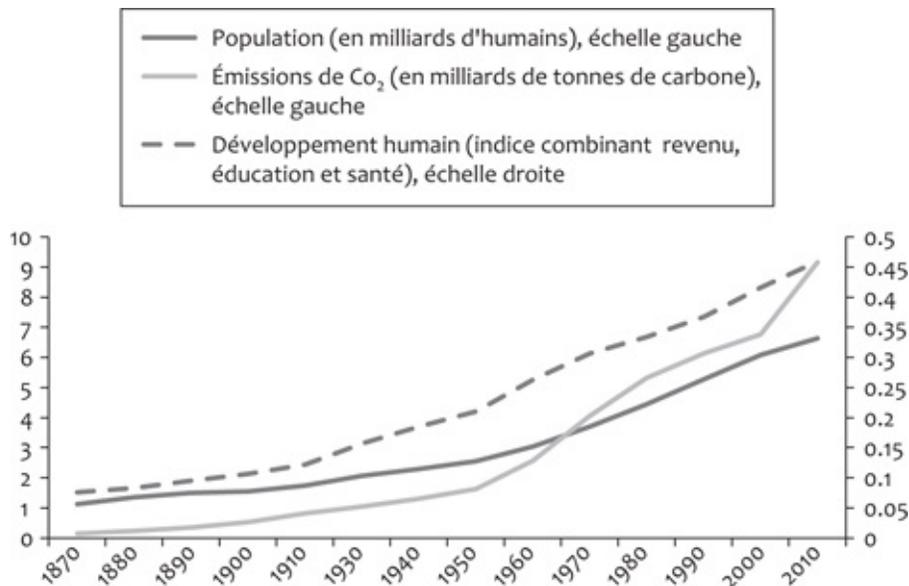
Le grand paradoxe du raisonnement de Malthus est d'être devenu faux au moment où il a été formulé. De l'an zéro au début du XIX^e siècle, population et niveaux de vie ne progressent que faiblement sous la contrainte des lois malthusiennes. Alors que paraît la première édition du *Principe de Population*, la révolution industrielle, tout autour de Malthus, va démentir son pessimisme. L'économiste Gregory Clark (2007) est revenu sur l'erreur malthusienne. Comment l'humanité s'est-elle sortie, se demande-t-il, de cette terrible équation qui voulait qu'en 1800, « le bien-être moyen d'un individu ne soit pas meilleur que celui d'un individu en 100 000 avant J.-C. » ? La réponse tient au progrès technique : son taux de croissance avant 1800 se situait « bien en dessous de 0,05 % par an [...], soit environ un trentième des taux modernes ».

La révolution industrielle constitue en fait la première véritable rupture de l'économie humaine avec l'économie naturelle. Comme le montrent de nombreux travaux historiques, cette révolution industrielle ne se résume d'ailleurs pas au progrès technique. Il s'agit tout autant d'une révolution institutionnelle : les droits de propriété, la mondialisation, en bref les nouvelles institutions de l'économie de marché et du capitalisme, expliquent comment les innovations technologiques ont été mises au service de l'avènement du développement humain il y a deux siècles.

Cette révolution institutionnelle du début du XIX^e siècle marque une rupture fondamentale dans le développement démographique et économique de ce qui devient alors l'Occident (rejoint à partir de la fin du XIX^e siècle par le Japon), rupture qui s'accélère à partir de 1950 et se mondialise à partir des années 1990 (le reste du monde rattrapant son retard à grandes enjambées depuis deux décennies, à commencer par la Chine et dans une moindre mesure l'Inde).

On voit bien cette dynamique en observant les trois courbes fondamentales du XX^e siècle : la démographie, le développement humain et les émissions de CO₂. La population s'accroît, sa qualité de vie s'améliore mais son empreinte écologique devient considérable et menace de devenir insoutenable. Ces trois courbes symbolisent la tension du début du XXI^e siècle entre l'insolence du bien-être humain et la fragilité de sa soutenabilité, tension qui plus que tout autre détermine notre monde : le développement humain croît plus vite que la population mais les émissions de CO₂ finissent par croître plus vite que le développement humain. La prospérité humaine est rattrapée par les crises écologiques.

Figure 1 – Les trois courbes du XX^e siècle



Source : Nations Unies, Global Carbon Project, Prados-de-la-Escosura

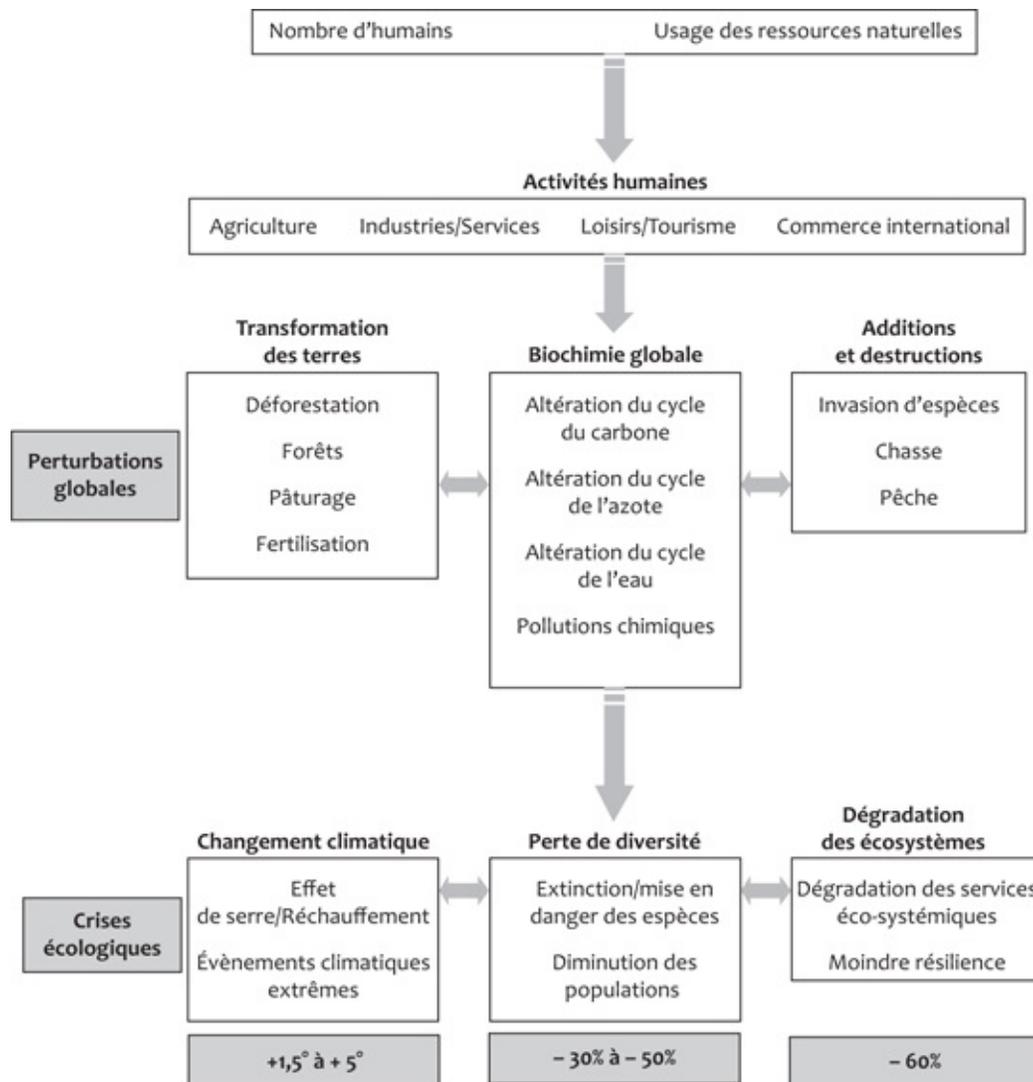
3. LE CHANGEMENT ENVIRONNEMENTAL PLANÉTAIRE ET L'ACCÉLÉRATION DU TEMPS ÉCOLOGIQUE

Comment prendre la mesure du changement environnemental planétaire mis en mouvement par la révolution industrielle ? On peut d'abord tenter de se représenter de manière générale les processus à l'œuvre. C'est ce qu'ont fait le biologiste Peter Vitousek et ses coauteurs (1997) dans un article dont on reproduit ci-dessous, en l'adaptant, le schéma d'analyse.

En partant d'une population humaine toujours plus nombreuse (elle a franchi la barre des 7 milliards d'individus) et consommatrice de ressources naturelles, on constate trois grandes perturbations écologiques (la transformation des terres, l'altération de la biochimie globale et des formes de la vie) pour déboucher finalement sur les trois grandes crises écologiques contemporaines : le changement climatique, la destruction de la biodiversité et la dégradation des écosystèmes.

Trois grands chiffres doivent être associés à ces trois grandes crises : 2 à 6 °C, c'est la fourchette du réchauffement de la Terre à horizon de la fin du XXI^e siècle par rapport à la période préindustrielle du fait du changement climatique ; 30 %, c'est la perte de biodiversité depuis 1970 ; 60 %, c'est le pourcentage de services écosystémiques dégradés mesuré en 2005.

Figure 2 – La transformation anthropogénique de la planète

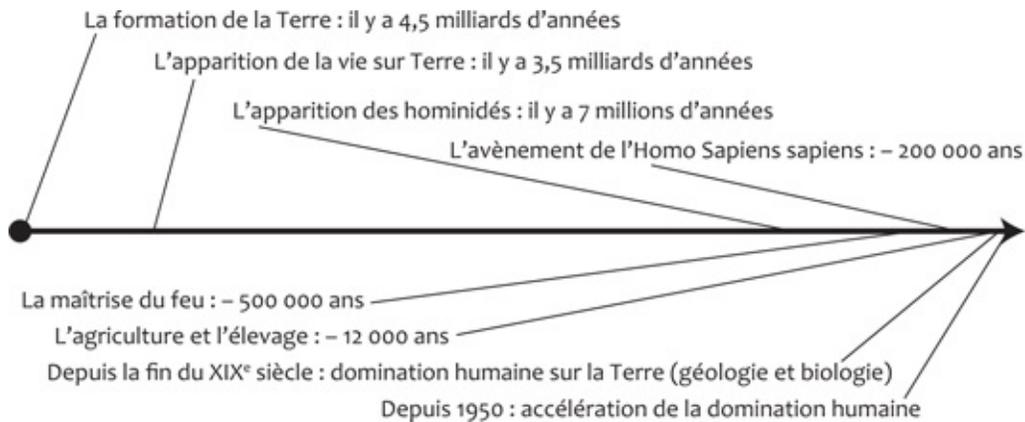


Le temps écologique s'est donc brutalement accéléré depuis deux siècles, comme le montre l'encadré suivant. L'homme, qui a fait son apparition il y a seulement 7 millions d'années environ, a, en deux petits siècles, entièrement pris possession d'une planète vieille de 4,5 milliards d'années et imposé à toutes les formes de vie, dont les premières remontent à 3,5 milliards d'années, les conséquences de l'explosion de son bien-être.

Cette domination humaine sur les systèmes terrestres est tellement absolue qu'elle a justifié aux yeux des scientifiques une requalification de la chronologie géologique. Nous sommes entrés, nous disent Crutzen et Stoermer (2000), dans une nouvelle ère géologique, celle de l'Anthropocène, qui se caractérise par le fait que l'homme devient la force géologique dominante sur la planète. Le début de cette ère est donc logiquement marqué par l'invention de la machine à vapeur de Watt (1784).

Figure 2 Les grandes étapes du développement écologique et

Figure 3 – Les grandes étapes du développement écologique et humain



Au-delà de la problématique désormais bien connue du changement climatique, on peut prendre la mesure quantitative des effets du changement environnemental planétaire en cours de trois manières : la modification de la surface physique du globe, le franchissement des limites planétaires et l'altération de la biodiversité.

3.1. LA MODIFICATION DE LA SURFACE PHYSIQUE DU GLOBE DU FAIT DE L'EXPANSION HUMAINE

En 1700, seuls 5 % des terres de la biosphère étaient accaparés par des activités humaines intensives (agriculture, villes), 45 % étaient dans un état semi-naturel et 50 % totalement sauvages. En 2000, 55 % de la biosphère étaient accaparés par des activités humaines intensives, 20 % étaient dans un état semi-naturel et 25 % sauvages.

3.2. LE PÉRILLEUX FRANCHISSEMENT DES « LIMITES PLANÉTAIRES »

Les « limites planétaires » (« *planetary boundaries* ») sont les seuils au-delà desquels les phénomènes biophysiques induits par les activités humaines deviennent dangereux pour la vie de l'humanité sur Terre. Rockström et ses coauteurs (2000), qui ont mis en évidence ces limites de sûreté écologique pour les sociétés humaines, nous disent qu'au-delà de ces limites, l'humanité n'a plus la liberté de procéder à des choix pour son développement : elle doit subir la dégradation de son bien-être du fait de la dégradation de son environnement. Dix limites quantitatives ont été identifiées, couvrant les grandes crises écologiques contemporaines : le changement climatique, la destruction de la biodiversité, la

perturbation du cycle de l'azote, la perturbation du cycle du phosphore, la déperdition de la couche d'ozone, l'acidification des océans, la surconsommation d'eau douce, l'altération des sols, la pollution par les agents chimiques et enfin la pollution atmosphérique par les aérosols. Cette étude nous indique que nous avons franchi la limite de sûreté en matière de changement climatique, de perte de biodiversité et d'altération du cycle de l'azote.

3.3. LA DESTRUCTION DE LA BIODIVERSITÉ

La biodiversité désigne la diversité biologique, c'est-à-dire la diversité des formes du vivant (Wilson, 1988) et se définit à trois niveaux : la diversité des espèces, la diversité génétique et la diversité des écosystèmes.

Il existe entre 1,5 et 1,75 million d'espèces identifiées et nommées, mais peut-être dix fois plus ou cent fois plus (on ne connaît que 5 % des océans et mers qui forment 95 % de la biosphère et 70 % de la surface du globe et on estime mal la richesse des espèces microbiennes : 700 types de bactéries dans la seule bouche des humains).

L'état de la biodiversité détermine lui-même la qualité des services rendus par les écosystèmes, dont 60 % seraient dégradés (Nations unies, 2005).

Tableau 1 – La vie sur Terre et les espèces menacées

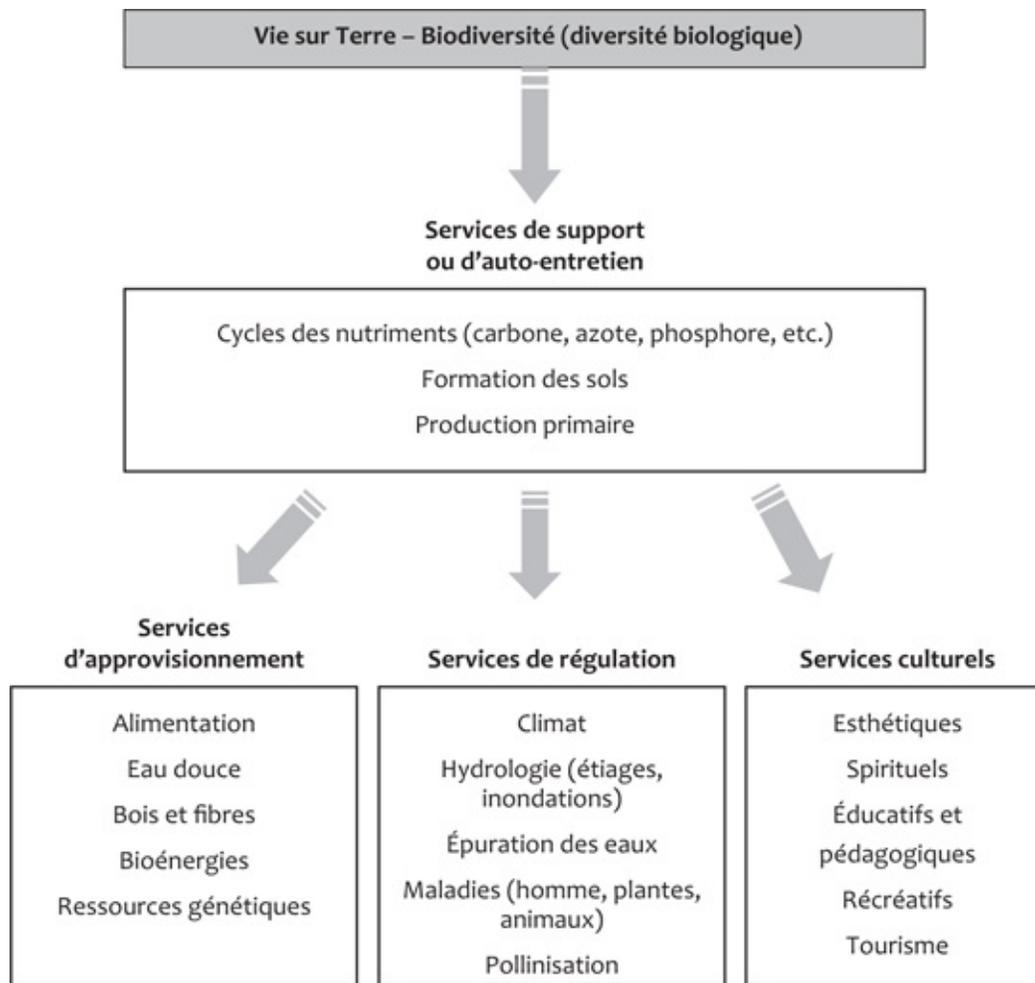
	Nombre estimé d'espèces en 2010	Nombre d'espèces évaluées en 2010	Nombre d'espèces menacées en 1996	Nombre d'espèces menacées en 2010	Nombre d'espèces menacées en 2010 en pourcentage des espèces évaluées
Vertébrés					
Mammifères	5 491	5 491	1 096	1 131	21 %
Oiseaux	10 027	10 027	1 107	1 240	12 %
Reptiles	9 205	2 806	253	594	21 %
Amphibiens	6 638	6 296	124	1 898	30 %
Poissons	31 8	8 848	734	1 851	21 %
Sous-total	63 161	33 468	3 314	6 714	20 %
Invertébrés					
Insectes	1 000 000	3 269	537	733	22 %
Sous-total	1 305 250	9 526	1 891	2 904	30 %
Plantes					
Sous-total	307 674	12 914	5 328	8 724	68 %
Fungis					
Sous-total	51 623	18	---	9	50 %
TOTAL	1 727 708	55 926	10 533	18 351	33 %

Source : « Liste rouge » de l'*International Union for Conservation of Nature* (IUCN)

Ces différents services déterminent à leur tour l'ensemble de nos capacités au sens d'Amartya Sen : notre santé (capacité d'accès à une alimentation adéquate, capacité d'échapper aux maladies évitables, capacité d'accès à l'eau potable, évolution dans une atmosphère saine, capacité d'accès à une source d'énergie protégeant de la chaleur et du froid), notre sécurité (capacité d'habiter dans un environnement sain et propre, capacité d'atténuer la vulnérabilité aux chocs et stress écologiques), les éléments essentiels pour une vie agréable (capacité d'accès aux ressources procurant des revenus et conduisant au bien-être), et enfin de bonnes relations sociales (capacité d'extérioriser les valeurs récréatives et beautés écologiques liées aux écosystèmes, capacité d'extérioriser les valeurs culturelles et spirituelles liées aux écosystèmes, capacité d'observer, d'étudier et de découvrir les valeurs cachées des écosystèmes).

Dans le même temps, pourtant, les progrès en matière de développement humain ont été spectaculaires ([encadré 1](#))

Figure 4 – Les services rendus par les écosystèmes



Source : *Millennium Ecosystem Assessment*, Nations Unies, 2005

Encadré 1 – Les progrès contemporains en matière de développement humain

L'inventaire des crises écologiques contemporaines, qui a quelque chose de décourageant, doit, selon le raisonnement que nous adoptons dans cette introduction, être contrebalancé par un état du développement humain dans le monde et de ses progrès en particulier depuis un siècle. Car c'est bien un double mouvement – une prospérité inédite et des crises écologiques sans précédent – qui a été mis en branle avec la révolution industrielle.

Le « miracle démographique » du xx^e siècle (qui a vu une multiplication par quatre de la population mondiale) témoigne à lui seul des formidables progrès de la nutrition, de la médecine, des techniques mais aussi des politiques sociales au cours du dernier siècle. On peut vouloir préciser ce constat.

Selon les statistiques historiques de Maddison (2001), l'espérance de vie dans le monde a progressé de seulement sept années entre l'an mil et 1900 (de 24 à 31 ans), mais elle a bondi de 35 années entre 1900 et 1999 (pour atteindre 66 ans). L'amélioration de la santé au cours du xx^e siècle a été rien moins que phénoménale à l'échelle historique : selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS), la seconde moitié du xx^e siècle aura vu une amélioration sanitaire globale (baisse de la mortalité infantile et hausse de l'espérance de vie) plus importante qu'au cours de toute l'histoire de l'humanité.

Sur la période la plus récente – 1970 à 2010 –, l'indice de développement humain des Nations unies (qui mesure en les pondérant à part égale les progrès en matière de santé, d'éducation et de revenu)

s'est en moyenne amélioré d'environ 40 % : l'espérance de vie moyenne a progressé de 11 ans et le revenu moyen a doublé, la pauvreté extrême s'étant quant à elle réduite de moitié (d'environ 50 % en 1981 à environ 20 % en 2008, surtout en Asie). Dans les faits, si 1,29 milliard de personnes vivaient en 2008 sous le seuil de pauvreté fixé par la Banque mondiale à 1,25 dollars par jour, ils étaient 1,94 milliard en 1981 (si on retient le seuil de 2 dollars par jour, on passe de 2,59 milliards à 2,47 milliards de personnes).

Ces progrès sont, bien entendu, marqués par des inégalités fortes selon les régions, comme le montre le tableau suivant :

Tableau 2 – Pourcentages de personnes vivant avec moins de 1,25 \$ par jour

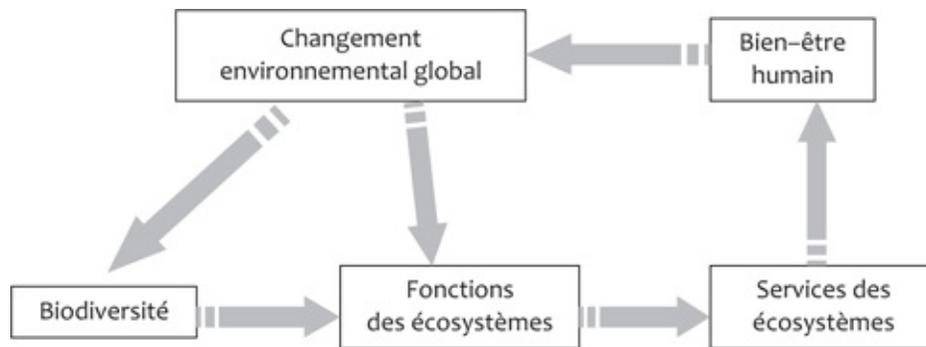
	1981	2008
Asie de l'Est et Pacifique	77,2	14,3
Chine	84	13,1
Europe de l'Est et Asie centrale	9,6	2,7
Amérique latine et Caraïbes	11,9	6,5
Moyen-Orient et Afrique du Nord	9,6	2,7
Asie du Sud 61	61,1	36
Afrique Subsaharienne	51,5	47,5
Total	52,2	22,4
Total sans la Chine	40,5	25,2

Source : Banque mondiale, *Objectifs du Millénaire*, mise à jour 2012

Les progrès sanitaires sont également marqués par un gradient social (de santé), terme qui désigne la relation entre le niveau de revenu et l'état de santé. Selon l'OMS, « partout dans le monde, plus on est pauvre, moins on est en bonne santé ». Qui plus est, seuls 28 % des habitants de la planète bénéficient d'un État providence complet, couvrant toutes les branches de l'assurance sociale. Le niveau des dépenses sociales varie lui aussi considérablement, de l'ordre de 25 % du PIB pour les pays les plus riches à moins de 4 % pour les pays pauvres. Paradoxe cruel enfin, compte tenu de la dynamique démographique, le nombre de pays très pauvres a doublé au cours des quarante dernières années.

Le décor de ce manuel est donc celui d'une interdépendance entre bien-être humain et soutenabilité environnementale.

Figure 5 – Bien-être humain et soutenabilité environnementale



Source : adapté du *Millennium Ecosystem Assessment*, Nations Unies, 2005.

Que peut nous apprendre d'utile l'analyse économique sur ces processus ?
Comment rendre compatible bien-être et soutenabilité ?

4. DE L'ÉCONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT À L'ÉCONOMIE ÉCOLOGIQUE, DE LA CROISSANCE À LA PROSPÉRITÉ

L'économie de l'environnement, dont les prémises remontent à l'école libérale anglaise, est née comme une science de la gestion de la rareté et de l'allocation efficace des ressources naturelles (Hotelling, 1931). Elle a évolué en une « science de l'externalité » (Pigou, 1920). Elle se pose désormais la question de la soutenabilité et ce faisant, change de nature pour évoluer vers l'économie écologique.

La théorie économique n'a pas attendu la récente prise de conscience écologique pour se poser la question des relations complexes entre activité économique et ressources naturelles. L'économie ne découvre donc pas aujourd'hui la question des contraintes imposées par la nature. Bien au contraire, le monde physique a fait office de modèle pour les auteurs classiques, sans parler de leurs proches parents physiocrates (dont Turgot et Quesnay furent au milieu du XVIII^e siècle les figures de proue), aux yeux desquels seule la terre était capable de donner plus qu'elle ne coûte et, à ce titre, formait la pierre angulaire du développement. C'est en fait à l'observation du rôle des terres agricoles dans le processus économique que l'on doit les premiers outils de l'analyse économique moderne.

On peut même dire que la conscience de l'avarice de la nature et de « l'état stationnaire » à laquelle elle conduit a nourri l'économie politique en son origine. Mais ce que l'on appelle la « dynamique grandiose » de l'École classique anglaise (dont la triade majeure comprend Smith, Ricardo et Mill) est fondée sur l'hypothèse de la domination de l'homme par la nature. L'homme ne

détruit pas la nature : il profite de sa fertilité, mais en retour celle-ci lui impose son rythme d'exploitation et sa finitude, et ne lui promet comme horizon que l'état stationnaire. Selon les classiques, la croissance n'est possible que tant que toutes les terres disponibles ne sont pas exploitées car ils considèrent la productivité agricole comme une donnée non manipulable par le progrès des techniques. Autrement dit, ce n'est pas la perspective de la détérioration des fonds naturels, et moins encore celle de l'épuisement des ressources, qui conduisent à la conclusion mélancolique – ou « lugubre », pour employer l'expression de Carlyle – des classiques, mais la comparaison entre ce que peut offrir la terre et ce qu'il faut aux hommes pour subsister. La « loi » de Malthus est l'expression la plus aboutie de cette comparaison désabusée.

L'œuvre de David Ricardo (1817) est profondément marquée par le raisonnement (erroné comme nous l'avons vu) de Malthus, que l'histoire économique a cessé de valider au moment même où il était formulé. Mais Ricardo le raffine considérablement en formulant sa théorie de la rente agricole. C'est de la moindre productivité des terres mises progressivement en culture, de l'épuisement de leurs rendements sans technologie nouvelle alors que croît la population, que va découler « l'état stationnaire » de l'économie dont Ricardo entrevoit pour la première fois la sombre perspective à la toute fin du chapitre v des *Principes de l'économie politique*. Ce « déclinisme » économique, que l'on retrouvera chez John Stuart Mill, sera transposé aux questions énergétiques par Stanley Jevons, qui dénonce la dépendance de l'économie britannique à l'égard d'un charbon bon marché mais épuisable dans *The Coal Question* (1865).

C'est pourtant bien l'analyse de l'école marginaliste, à laquelle Jevons appartient (avec Menger et Walras), qui va libérer l'économie de ses racines terrestres en apportant la bonne nouvelle de la possibilité d'une croissance perpétuelle. La terre n'apparaît plus à ces auteurs néoclassiques, témoins de l'industrialisation rapide du XIX^e siècle, comme un facteur limitatif de la croissance ; il suffit que le capital augmente au même rythme que la population pour que la production continue d'augmenter aussi au même rythme (loi des rendements d'échelle constants). Et aucune fatalité n'empêche le capital de croître, puisqu'en tant qu'artefact, il est produit par l'homme. *Exit* donc l'état stationnaire des classiques. Ce qui demeure cependant stationnaire chez les néoclassiques, c'est le revenu par tête (le niveau de vie), car si la production augmente comme la population, la production par tête reste inchangée. Il faudra attendre les années 1920 et 1930 pour qu'un cadre analytique soit donné à l'intuition des marginalistes. L'incidence des activités économiques humaines sur les ressources épuisables et l'environnement trouve alors ses fondements analytiques dans les travaux de Harold Hotelling ([encadré 2](#)), Frank Ramsey et

Arthur Cecil Pigou.

Encadré 2 – La « règle de Hotelling »

Dès le début des années 1930, Harold Hotelling propose une analyse économique de l'exploitation des ressources naturelles épuisables qui prend explicitement en compte la dimension intertemporelle du problème. Elle s'inscrit dans la lignée des analyses de Irving Fisher (1913) sur les choix d'épargne des ménages et de Frank Ramsey (1928) sur le rôle du taux d'intérêt et de la préférence pour le présent dans les choix intertemporels. L'intuition qui sous-tend l'analyse de Hotelling est simple : le stock disponible de la ressource épuisable considérée étant fini – et supposé connu – le problème de son exploitation optimale se résume à un arbitrage entre usage présent et usage futur. Il en déduit une règle simple liant le rythme d'extraction de la ressource à son prix, le taux d'actualisation δ jouant le rôle central d'accélérateur que l'on retrouvera par la suite dans toutes les études coûts-bénéfices faisant intervenir le temps, qu'il s'agisse de la « règle de Hartwick » (cf. [partie 2, encadré 1](#)) ou des travaux récents sur les coûts et les bénéfices de la lutte contre le changement climatique.

$$\frac{P'(t)}{P(t)} = \delta,$$

où $P(t)$ est le profit unitaire au temps t , $P'(t)$ sa variation et δ est le taux de préférence pour le présent. Selon cette règle, à mesure que la ressource s'épuise, le prix croît de manière exponentielle, pour tendre vers l'infini lorsque le stock de la ressource rare tend vers zéro. Il n'y a donc jamais épuisement total de la ressource.

Les implications logiques sont nombreuses, notamment en ce qui concerne le rôle du prix comme incitation : parce que les producteurs anticipent que le prix sera plus élevé à l'avenir, ils tendent à freiner l'exploitation de la ressource ; et, parce que le prix augmente fortement avec la rareté, la demande est de plus en plus dissuadée, incitant les utilisateurs de la ressource à se tourner vers d'autres sources plus ou moins aisément substituables. En outre, si les propriétaires de la ressource épuisable constatent un prix élevé et anticipent, pour une raison quelconque, une baisse future, ils ont intérêt à ralentir l'extraction.

Une telle règle est, on le voit, un guide précieux pour les décisions de production des détenteurs de ressources épuisables rares, telles que les énergies fossiles. Elle est ainsi susceptible d'inspirer les choix des grands exportateurs de pétrole comme l'OPEP (Organisation des pays exportateurs de pétrole) ou de gaz (Russie). Elle peut également leur inspirer des comportements stratégiques face à une perspective de diminution progressive de la demande adressée à eux, du fait de montée en puissance de sources alternatives d'énergie ou de mise en place progressive d'un prix du carbone.

C'est la raison pour laquelle les vérifications empiriques de la « règle d'Hotelling » sont peu concluantes : son observation requiert un grand nombre d'hypothèses rarement vérifiées dans la réalité. Ainsi, en matière d'énergies fossiles, la découverte de nouveaux gisements vient périodiquement modifier notre connaissance des stocks disponibles ; et de nouveaux procédés d'extraction peuvent, de temps à autre, bouleverser les prix relatifs de différentes sources d'énergie, comme l'illustre la montée en puissance, depuis quelques années, des gaz « non conventionnels » (principalement les « gaz de schistes ») aux États-Unis, où le prix du gaz naturel a chuté dans des proportions spectaculaires.

Avec Arthur Cecil Pigou (1920), les externalités sont placées au cœur de l'économie environnementale. Apparaît alors le problème général de la sous-estimation par le système économique du coût réel de la consommation de ressources naturelles. Comme le coût social de cette consommation dépasse souvent le coût privé (ce qui suscite des « défaillances du marché »), le prix doit

être modifié pour égaliser les deux (cf. [chapitre 1, 1. 3. Activité économique et externalités](#)).

Au début du xx^e siècle, la science économique a donc parfaitement intégré, et la question de la rareté des ressources, et celle des dommages écologiques du mode de développement capitaliste. Mais ces limites la confortent davantage qu'elles ne l'inquiètent.

Le défi de la soutenabilité, qui apparaît à partir des années 1970 dans le débat académique et public – notamment les travaux de l'équipe Meadows au Massachusetts Institute of Technology (MIT) et le rapport du Club de Rome –, va conduire au véritable dépassement de l'économie de l'environnement. L'enjeu de la soutenabilité consiste en effet à déterminer si nous pouvons espérer voir le niveau actuel de bien-être au moins maintenu pour les périodes futures ou les générations futures. Le point n'est plus de mesurer les dommages écologiques de l'activité économique ni d'imaginer des moyens efficaces pour y remédier, mais d'analyser si le système économique lui-même passera l'épreuve du temps, compte tenu des modalités actuelles de production et de consommation. La préoccupation du développement soutenable s'impose dans la communauté internationale avec la publication du rapport Brundtland en 1987.

L'émergence de la préoccupation de la soutenabilité va cristalliser une évolution disciplinaire, de l'économie de l'environnement vers l'économie écologique. C'est sous l'impulsion des membres de l'association *Resources for the Future*, fondée en 1952 par William Paley (Columbia University) et premier *think tank* exclusivement consacré aux questions environnementales, et de quelques esprits libres et vagabonds tels que Nicolas Georgescu-Roegen, Kenneth Boulding et Herman Daly, que la nature sera rapatriée dans le raisonnement économique sur un mode autre qu'instrumental. On ne peut en effet faire l'économie de l'environnement et celle des ressources naturelles comme on fait l'économie du travail, l'économie de la monnaie ou celle de la finance. L'environnement change la nature de l'économie.

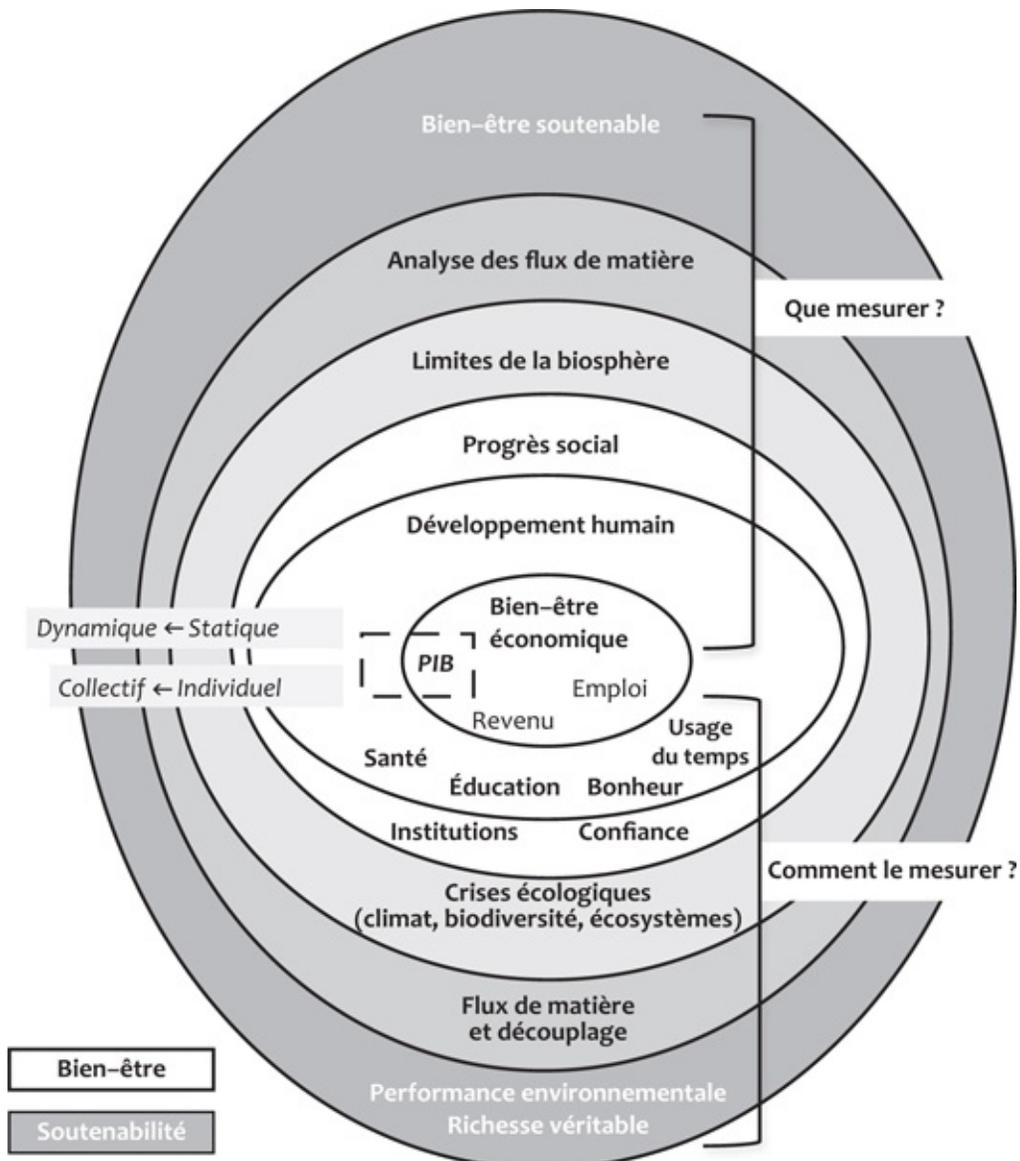
L'« économie écologique » se définit ainsi simplement comme l'étude conjointe des systèmes naturels et des systèmes humains qui vise à dépasser à la fois l'économie de l'environnement et l'écologie entendue au sens restreint comme science du monde naturel. Cette nouvelle discipline a depuis deux décennies sa société savante, sa revue « transdisciplinaire », et à son actif de nombreux travaux originaux et rigoureux traitant de la coévolution sociale et naturelle, de l'équité intergénérationnelle, de la valorisation des écosystèmes ou encore des indicateurs de soutenabilité. L'économie écologique fusionne l'écologie et l'économie afin d'évaluer la capacité des écosystèmes naturels à soutenir les systèmes économiques. L'économie écologique interprète les

systemes économiques comme une résultante de l'évolution de l'environnement physique et biologique. Réciproquement, l'économie écologique évalue les effets des systèmes économiques sur le monde naturel.

Dans cette nouvelle approche, l'objectif collectif des économies et des sociétés ne peut se résumer à la croissance du PIB. Il faut faire toute leur place aux indicateurs de bien-être et de soutenabilité qui visent à accroître et à mieux diffuser le développement humain et à assurer la soutenabilité (figure 6).

Il s'agit donc d'inventer de mettre l'analyse économique au service de la recherche de nouveaux chemins vers la prospérité.

Figure 6 – Mesurer le bien-être et la soutenabilité



Voici donc brossé à grands traits le cadre empirique et analytique de ce manuel : il a pour ambition, pour la première fois en France, de présenter côte à côte, de manière rigoureuse mais accessible, l'état des connaissances tant en matière d'économie de l'environnement que d'économie écologique.

Un mot s'impose à ce sujet, et pour conclure cette introduction, sur le caractère contradictoire ou au contraire compatible de ces deux approches, au-delà de la chronologie déjà évoquée des préoccupations écologiques au cours du xx^e siècle (rareté des ressources, externalités, soutenabilité). Une ligne de partage souvent mise en exergue concerne la nature de la soutenabilité qu'il s'agit de viser. La soutenabilité « faible » postule que l'on peut substituer sans difficulté du capital physique au capital naturel pour maintenir constant dans le temps un stock de capital total, elle est censée être l'apanage des économistes de l'environnement ; la soutenabilité « forte » commande au contraire de conserver intact tout le capital naturel dont la perte serait irréversible, elle serait la marque de l'économie écologique. Le problème de cette opposition tient à sa pertinence scientifique : ni l'une ni l'autre version de la soutenabilité n'étant falsifiables, il est malaisé de les transposer dans le champ de la modélisation. Cette opposition est donc en partie stérile.

Nous voulons au contraire mettre en lumière la fécondité des compatibilités entre les deux approches : comme on le verra, l'économie écologique élargit l'horizon temporel de l'économie de l'environnement ; elle enrichit à la fois ses analyses et ses méthodes, renouvelle autant l'éventail des questions que la boîte à outil des économistes qui s'intéressent aux questions écologiques. Mieux, l'économie écologique réintroduit la question du bien-être dans une économie de l'environnement qui, à l'image de la science économique depuis trente ans, a eu tendance à marginaliser les questions de répartition et l'enjeu des inégalités au profit de la seule efficacité productive. Enfin, l'économie écologique a le grand mérite de « pluraliser » l'approche économique des questions de l'environnement, en articulant l'approche économique standard avec les autres sciences sociales et les sciences « dures ».

Pour prendre l'exemple bien connu de l'introduction d'une taxe carbone, il est tout aussi utile de s'interroger sur son juste niveau que sur les compensations sociales nécessaires à son acceptation par les citoyens. Et il est également utile de tenter simultanément d'introduire dans le débat public de nouveaux indicateurs de soutenabilité environnementale qui permettent de décarboner à long terme l'économie. L'économie de l'environnement et l'économie écologique sont de fait et de plus en plus étroitement liées, d'où ce manuel hybride.

PARTIE 1
ÉCONOMIE DE
L'ENVIRONNEMENT

CHAPITRE 1

ANALYSES ET POLITIQUES

- 1. ANALYSES
- 2. POLITIQUES

1. ANALYSES

1.1. RESSOURCES NATURELLES ET SYSTÈME ÉCONOMIQUE

La quête de ressources naturelles se confond avec l'histoire de l'humanité. L'Europe, au peuplement relativement dense depuis l'Antiquité, l'a subie presque en permanence, défrichant les terres et se lançant dans des conquêtes territoriales pour en desserrer la contrainte.

À partir de la fin du xv^e siècle, grâce à la découverte de nouvelles routes maritimes et de nouveaux continents, l'homme occidental a pris connaissance – et souvent possession – de l'immensité des terres et des océans ; il a cru vaincre ainsi la rareté des ressources naturelles. Les découvertes de nouveaux gisements de minéraux et d'énergies fossiles ont pu sembler repousser indéfiniment les limites que le monde physique imposait aux activités humaines. Même si, quelque cinq cents ans plus tard, en 1972, le rapport du Club de Rome rappelait les « limites à la croissance », l'alarme sembla excessive et ses effets de courte durée. Avec la plus récente révolution industrielle, qui a vu l'avènement de l'économie numérique – souvent qualifiée « d'immatérielle » –, l'humanité s'est bercée de l'illusion que la croissance économique pouvait s'affranchir des contraintes de la rareté des ressources. Pourtant, l'activité humaine fait un usage toujours plus important de ressources naturelles : le xx^e siècle désormais achevé en donne l'exemple le plus frappant ([tableau 1.1](#)).

Tableau 1.1 – Le changement économique et écologique planétaire au cours du xx^e siècle (1890-1990)

Facteur d'augmentation

Population	4
Population urbaine	13
Économie (PIB)	14
Production industrielle	40
Consommation d'énergie	13
Émissions de CO₂	17
Émissions de SO₂	13
Consommation d'eau	9
Prises de poissons marins	35
Superficie des forêts	0,8 (baisse de 20 %)

Lecture : la population mondiale a été multipliée par un facteur 4 entre 1890 et 1990.

Source : adapté de McNeill (2000)

1.1.1. QUELLES SONT LES RESSOURCES NATURELLES NÉCESSAIRES À LA PRODUCTION ?

L'homme vit dans un environnement dont les éléments sont pour lui des ressources naturelles, souvent indispensables à sa survie, tels l'air qu'il respire ou l'eau qu'il boit. Il produit les biens qu'il consomme en transformant des ressources naturelles, grâce à l'usage combiné de travail et de capital productif, en biens de consommation. Cette transformation est un processus plus ou moins long et complexe, parfois simple cueillette, parfois élaboration nécessitant une technologie très sophistiquée. Vivant en un temps où l'agriculture occupait une place centrale et prépondérante dans l'économie, les économistes classiques eurent l'idée de représenter la croissance économique comme le résultat d'une combinaison de trois facteurs de production : le travail, le capital productif produit, et la « terre », qu'il convient d'interpréter comme le capital naturel, source des ressources naturelles (cf. [partie 2, chapitre 1, 1. 2.](#), *La notion de capital naturel*).

Quelles sont-elles ? En réalité, on ne peut en donner une liste exhaustive, car elles diffèrent selon les activités et l'état des connaissances et des techniques. Dans l'agriculture, la terre, bien sûr, est la principale, support et substrat des cultures et de l'élevage, auquel il faut ajouter l'eau douce et les conditions climatiques, ingrédients indispensables ; mais la technologie autorise, dans certains cas, les cultures « hors sol » ou la réduction drastique des besoins en eau des cultures. Dans la pêche, c'est la ressource halieutique ; mais l'élevage des poissons, coquillages et crustacés est devenu, au fil du temps, une activité

comparable à l'agriculture. Quant à l'industrie et aux services, qui constituent la plus grande part des activités productives dans les économies développées contemporaines, leur mise en œuvre utilise et transforme de nombreuses ressources naturelles : la terre – l'occupation des sols que nécessitent l'implantation de l'activité, mais aussi, indirectement, celle que requièrent les transports, la distribution, *etc.* –, l'eau – souvent consommée en quantités considérables dans les activités industrielles modernes, en raison des exigences de propreté dont elles s'accompagnent –, l'énergie, provenant de différentes sources exigeant elles-mêmes des ressources naturelles, et les matières premières nécessaires à la fabrication des produits, issues directement – les minerais, par exemple – ou indirectement – les denrées agricoles notamment – de ressources naturelles.

Parmi toutes ces ressources que l'activité économique puise dans l'environnement naturel, certaines sont abondantes, d'autres pas ; mais, comme l'avait déjà montré Adam Smith à propos de l'eau et du diamant, c'est la confrontation de l'offre, déterminée par la disponibilité et l'état des techniques d'exploitation, et de la demande, elle-même le plus souvent dépendante des goûts et des technologies, qui importe. Ainsi le pétrole était-il connu au Moyen-Orient depuis la plus haute antiquité, et apparemment aussi des Amérindiens ; mais faute d'en maîtriser les usages énergétiques, la demande, et donc l'exploitation, en étaient quasi inexistantes¹. Il en va de même de très nombreux éléments de l'environnement.

Diverses distinctions peuvent être introduites entre les ressources naturelles, mais l'une d'elles apparaît fondamentale, du point de vue de l'analyse économique : certaines ressources naturelles sont disponibles en quantité limitée dans l'environnement, et sont donc épuisables ; d'autres, au contraire, résultent d'un processus qui se reproduit indéfiniment, et sont appelées ressources renouvelables. En pratique toutefois, la distinction est rarement aussi tranchée : ainsi les minerais et les énergies fossiles sont-ils, clairement, des ressources non renouvelables, présentes en quantités finies dans l'écorce terrestre, mais c'est plutôt l'état des techniques qui fixe une limite économique à leur exploitation, en déterminant son coût – elles ne sont jamais littéralement épuisées – ; inversement, les terres agricoles ou les forêts sont des ressources naturelles en principe renouvelables, mais les méthodes d'exploitation peuvent engendrer l'épuisement des sols ou leur pollution, les rendant épuisables ; une fraction importante de l'eau utilisée dans l'agriculture est recyclée naturellement par l'évaporation et le ruissellement et se retrouve donc, en partie, sous forme de pluie quelque part, mais l'eau extraite des aquifères fossiles ne se renouvelle pas. En général, il est possible d'utiliser de manière plus ou moins durable la plupart

des ressources naturelles, à l'exception notable de celles qui sont détruites dans le processus de production, au premier rang desquelles figurent les énergies fossiles : les dures lois de la thermodynamique s'imposent aux transformations de l'énergie. En revanche, l'eau, les métaux et de nombreuses matières premières peuvent souvent faire l'objet de recyclage, ce qui les rend moins rares, mais à un certain coût économique.

1.1.2. LE RÉGIME DE PROPRIÉTÉ DES RESSOURCES NATURELLES

Qui bénéficie de l'exploitation d'une ressource naturelle, et qui en supporte les coûts ? C'est évidemment la question centrale, car la répartition des bénéfices et des coûts détermine les incitations qui pèsent sur les choix des agents économiques concernés. Les nombreuses ressources naturelles abondantes sont, aujourd'hui encore, « libres de droits », c'est-à-dire qu'elles sont propriété commune, et qu'elles peuvent donc être exploitées, sans limite, par tous ceux qui peuvent y avoir accès, et que les coûts de leur dégradation ou de leur épuisement seront également supportés par tous, y compris ceux qui n'auront pris aucune part à leur exploitation, notamment, bien sûr, les générations futures : ainsi lorsque nos ancêtres ont chassé et tué les derniers mammoths, ils ne prenaient en compte que le bénéfice présent qu'ils pouvaient en tirer, et négligeaient les pertes et les coûts qu'ils infligeaient au reste de l'humanité et aux générations futures, qui ne connaîtraient jamais le plaisir ou le frisson que procurait la rencontre de l'un de ces pachydermes ; lorsque nos contemporains chassent les derniers rhinocéros ou les derniers spécimens de certaines espèces en voie d'extinction, leurs motivations sont également égoïstes et visent leur satisfaction immédiate – ou d'ailleurs un impérieux besoin vital, ce qui soulève de sérieuses difficultés analytiques – et ils réduisent tout aussi sûrement l'espace des choix des générations futures.

1.1.3. PROPRIÉTÉ PRIVÉE DES RESSOURCES NATURELLES ET RENTE

Bien qu'elle ait connu, dans l'histoire, une grande diversité de modalités et de régimes juridiques, l'appropriation privée des ressources naturelles est un phénomène presque aussi ancien que l'humanité ; elle a d'abord concerné les terres agricoles et les mines recelant des métaux ou minéraux rares, dont le contrôle a suscité de nombreux conflits. Aujourd'hui la plupart des ressources naturelles rares sont régies par des droits de propriété privée, dont la nature juridique précise diffère d'un pays à l'autre. Ce régime juridique assure que le

propriétaire de la ressource perçoit seul l'intégralité du revenu de son exploitation et en supporte les coûts, les coûts directs du moins. La rareté engendre, dans ce cadre, une rente, comparable à la rente de monopole, qui peut être, au moins en partie, taxée par les autorités publiques sur le territoire desquelles est située la ressource, par nature non délocalisable : la propriété foncière sert ainsi d'assiette d'imposition principale dans les collectivités locales, un peu partout dans le monde ; les revenus des mines et des énergies fossiles ont, de tout temps, fourni au gouvernement des pays qui les abritent une source commode et abondante de recettes fiscales. Les pays riches en ressources naturelles n'en sont pas, pour autant, les plus prospères ([encadré 1](#)).

Mais comment cette rente est-elle déterminée ? Dans son ouvrage célèbre, David Ricardo (1817) a élucidé de manière élégante cette question, de la plus haute importance pour la compréhension des mécanismes des effets de la rareté sur la répartition des revenus. Dans son analyse, la ressource rare est, assez naturellement, la terre agricole dont la disponibilité en quantité limitée au Royaume-Uni est flagrante, alors que l'industrie commence tout juste à prendre son essor. Ricardo propose alors son fameux raisonnement en termes de « rente différentielle » : l'idée est que les terres les plus fertiles sont les premières à être mises en culture, mais qu'à mesure que s'accroît la pression de la demande, du fait notamment de l'augmentation de la population, des terres moins fertiles doivent être exploitées. Parce que ces nouvelles terres sont moins productives que les premières, le coût de production unitaire est plus élevé, donc le prix de vente requis pour la réalisation de la production sur ces nouvelles terres est plus élevé. Mais le prix de marché étant unique, les propriétaires des terres les plus fertiles bénéficient d'une rente « différentielle », la rente sur la terre marginale – la moins fertile, donc la dernière mise en culture – étant nulle.

Ce raisonnement en termes de différence de rendements des gisements de ressources naturelles est, à l'évidence, d'une grande utilité pour comprendre la rémunération relative des propriétaires fonciers de terres agricoles, y compris dans le monde contemporain et à l'échelle de la planète. Mais il permet également d'expliquer les mécanismes qui, face à une demande croissante d'énergies fossiles, incitent à rechercher et à mettre en exploitation des gisements dont la production est plus coûteuse, engendrant ainsi des rentes différentielles croissantes pour les détenteurs des ressources les plus aisément exploitables.

Encadré 1.1 – Un peu de macroéconomie : recherche de rente et « maladie hollandaise »

À première vue, la possession d'abondantes ressources naturelles, surtout les plus précieuses, celles

dont la demande est forte et le prix élevé, devrait être facteur de prospérité économique. C'est pourtant rarement le cas : à l'exception des pays d'Amérique du Nord (Canada et États-Unis), abondamment dotés en terre et en ressources naturelles de toute sorte, les pays les plus économiquement développés de la planète ne sont généralement pas les mieux lotis de ce point de vue ; certains, comme le Japon ou la Corée du Sud, en sont même presque totalement dépourvus. À l'inverse, le continent africain regorge de ressources naturelles, notamment minières, et les pays détenteurs d'énergies fossiles eux-mêmes ne sont pas tous parmi les plus prospères. Comment expliquer cet état de fait, qui va contre le sens commun ?

Plusieurs phénomènes se conjuguent généralement dans l'apparition de cette « malédiction des richesses » ou « malédiction des ressources ». Ainsi, des travaux d'histoire économique, cherchant à expliquer les différences de développement et de destin économique entre pays, et notamment entre les anciennes colonies européennes d'Amérique – le Nord, devenu la région la plus prospère de la planète dès la fin du XIX^e siècle, tandis que la plupart des pays d'Amérique du Sud n'ont, à quelques exceptions près, pas bénéficié d'un véritable essor économique avant le début du XXI^e siècle – ont mis l'accent sur le degré de concentration des ressources naturelles sources de rente (Acemoglu *et alii*, 2006) : les mines, en particulier celles de métaux précieux, sont une ressource très concentrée, génératrice d'une rente élevée et dont le contrôle par un petit nombre constitue un enjeu économique puissant qui mobilise toutes les énergies, engendre des inégalités économiques profondes et tend à produire des régimes politiques oligarchiques ; à l'inverse, les terres agricoles, à condition que leur propriété soit répartie de manière pas trop inégalitaire, sont sources de rentes plus faibles, et dont la mise en valeur mobilise leur propriétaire. Les conséquences politiques de tels mécanismes sont considérables : oligarchie et régimes autoritaires d'un côté ; démocratie de l'autre. La recherche de rente et la nécessité de disposer de main-d'œuvre bon marché pour son extraction, lorsque la ressource est concentrée, peuvent susciter des guerres civiles et font naître des régimes très inégalitaires, tandis que la dispersion de la propriété foncière est une incitation à la mise en valeur individuelle et source d'une répartition plus égale des revenus, des richesses et des pouvoirs politiques.

Des mécanismes macroéconomiques sont également à l'œuvre dans la « malédiction des riches ». Ils frappent aussi les pays qui n'ont bénéficié que tardivement d'une rente liée à une ressource dont le prix est élevé. L'exploitation d'une telle ressource, et son exportation, engendrent d'importantes rentrées de devises, dues aux excédents de la balance commerciale. Ces excédents poussent à l'appréciation réelle de la monnaie nationale, qui sape la compétitivité du secteur manufacturier de l'économie considérée : la mise en valeur d'une ressource naturelle précieuse rend ainsi plus difficile, voire impossible, l'essor des activités productives manufacturières, sauf dans les secteurs qui utilisent directement cette ressource et bénéficient, par rapport à leurs concurrents étrangers, d'une fourniture moins onéreuse de matière première, en raison de l'absence de coût de transport. Les exemples de pays souffrant d'une forme plus ou moins sérieuse de cette « maladie hollandaise » abondent : tous les grands pays producteurs de pétrole et autres énergies fossiles coûteuses – pays du Moyen-Orient, Algérie, Lybie, mais aussi la Russie. C'est à la suite de la découverte de gaz naturel dans les eaux territoriales néerlandaises, et pour rendre compte de la désindustrialisation qui a frappé ce pays à la fin des années 1970 et au début des années 1980, qu'a été élaborée cette analyse : d'où l'appellation² ; mais elle aurait également pu être baptisée « maladie anglaise », ou norvégienne, iranienne, ou russe...

Mais comment expliquer que certains grands producteurs d'énergies fossiles, en premier lieu les États-Unis, y échappent ? Avant tout par le fait qu'ils ne sont pas massivement exportateurs de ces énergies. C'est, en effet, par le commerce extérieur, la balance commerciale et l'appréciation réelle de la monnaie nationale que transitent les effets macroéconomiques.

1.2. LA NATURE DES BIENS ENVIRONNEMENTAUX

Dans un ouvrage très diffusé, l'anthropologue américain Jared Diamond (2007) s'intéresse à plusieurs exemples historiques de disparitions de civilisations : il veut démontrer que, dans tous ces cas, la méconnaissance des limites qu'imposait l'environnement naturel aux choix d'organisation économique de la société a fini par avoir raison de sa prospérité, et a causé sa perte. L'un des cas qu'il développe est celui des colonies vikings que les peuples scandinaves installent, à partir du VIII^e siècle, dans plusieurs régions du Nord de l'Europe et de l'Amérique : le Nord de l'Écosse et les îles Hébrides, l'Islande, le Groenland et le Labrador, notamment. Pourquoi certaines ont-elles disparu – celles du Labrador et du Groenland –, tandis que d'autres se sont maintenues jusqu'à nos jours ? Le cas du Labrador semble le plus simple : c'est un problème de rivalité avec les autochtones pour l'usage des ressources naturelles. Mais comment expliquer le cas du Groenland, qui n'était que faiblement peuplé et dont tout indique que les Inuits, qui l'habitaient avant l'arrivée des Vikings, n'ont eu que peu de contacts avec eux au long des cinq siècles qu'a vécus la colonie ? La thèse de Diamond est la suivante : les colons vikings ont voulu, à tout prix, implanter leur mode de vie scandinave, et les techniques de production – notamment d'élevage bovin – qu'il nécessite, dans un environnement naturel qui, bien qu'apparemment semblable à celui de leurs contrées d'origine, en différait en réalité profondément, notamment par la nature des sols et le climat ; et ils ont fini par en épuiser les maigres ressources et disparaître, sans la moindre agression extérieure.

Les ressources naturelles directement utilisées dans la production sont aisément identifiables : les terres arables et les pâturages, les minerais, l'eau que l'on boit et dont on abreuve le bétail, *etc.* Mais nous n'avons pas une conscience claire – et souvent même pas une connaissance précise – de nombreux autres éléments de notre environnement qui, pourtant, nous sont également bénéfiques, voire indispensables : l'air que nous respirons, bien sûr, sans y penser, ou les paysages dans lesquels nous vivons, mais aussi les abeilles dont la pollinisation est indispensable à de nombreuses productions végétales que nous consommons. Pour d'autres encore, nous ne percevons pas toujours les avantages qu'ils sont susceptibles de nous procurer, alors que nous sommes très sensibles aux nuisances qu'ils produisent : les loups sauvages du Mercantour ou les ours des Pyrénées se nourrissent en prélevant parfois sur les troupeaux de moutons des éleveurs de la région ; et pourquoi souhaite-t-on les préserver ? Pourquoi, plus généralement, ne pas éliminer tout ce qui, dans l'environnement, apparaît « nuisible », prédateurs, rongeurs, animaux porteurs de maladies transmissibles à l'homme ? Quelle est l'utilité de la biodiversité, alors que nous ne connaissons même pas toutes les espèces vivantes, ni même leur nombre ?

1.2.1. BIENS COLLECTIFS, BIENS RIVAUX ET LOGIQUE DE L'ACTION COLLECTIVE

Le coût supporté par celui qui utilise les ressources naturelles et environnementales est, du point de vue de l'analyse économique, l'aspect crucial, car il façonne les incitations auxquelles sont soumis les utilisateurs. En effet, si l'on suppose, pour l'instant, que les agents économiques sont rationnels – dans le sens que la théorie microéconomique traditionnelle donne à ce terme –, l'usage que chacun fera des ressources naturelles dépendra des coûts privés qui en résultent pour lui. Or nombre de ressources naturelles, qui semblent être en quantités abondantes, voire illimitées, et qui fournissent des services, économiques et environnementaux, sont d'accès libre pour tous : l'immensité des océans appartient à tous ; l'air que l'on respire également. Ces ressources présentent, en apparence du moins, les caractéristiques de ce que Paul Samuelson (1954) a appelé des « biens collectifs » : leurs usages sont dits « non rivaux », au sens où l'utilisation qu'en fait un individu n'entrave en rien la possibilité qu'ont les autres d'en faire usage ; et ces biens sont « non exclusifs », c'est-à-dire que personne ne peut, en principe, être exclu de leur usage. Il en résulte deux conséquences majeures : la première est l'impossibilité de faire payer les individus qui utilisent la ressource ; la seconde, corollaire de la première, est que ces biens, littéralement « collectifs » ou indivis, souffrent des maux habituels de l'action collective. En réalité toutefois, de nombreuses ressources telles que l'atmosphère terrestre, les océans et les ressources halieutiques, la biodiversité, etc., ne présentent que l'une de ces deux propriétés : ce sont des « biens communs », non exclusifs mais rivaux.

Lorsque l'accès aux ressources naturelles est libre, la « logique de l'action collective » (Olson, 1965) risque fort de s'imposer et engendrera généralement des phénomènes de surexploitation, de dégradation ou d'absence de maintien de la ressource : c'est ce que l'écologiste Garrett Hardin (1968) a, dans un article célèbre, qualifié de « tragédie des communs »³. L'observation de l'évolution de la biodiversité, des ressources halieutiques des océans ou de la concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère montre, hélas, la pertinence de cette analyse. Elle incite à conclure que la définition de droits de propriété privée sur les ressources naturelles de ce type constitue la seule solution économiquement viable, dans la mesure où l'individu propriétaire de la ressource, s'il peut exclure les autres de la jouissance des bénéfices qu'il en tire, aura intérêt à économiser, à préserver, à bien gérer et à faire fructifier cette ressource, pour lui-même et, en raison de l'existence supposée d'une motivation « dynastique », pour ses

descendants : en un mot, de mettre en œuvre une gestion durable de la ressource. C'est sur une telle logique que s'appuient les historiens économistes qui, à la suite notamment de Hardin, mettent l'accent sur le rôle majeur joué par la privatisation des terres agricoles communales dans l'amélioration de la productivité agricole au cours des premières phases du « décollage économique » de l'Angleterre, puis de l'Europe occidentale. C'est également sur cette base qu'ont été définies, puis étendues, les eaux territoriales et les zones économiques exclusives dans les océans, qui attribuent aux États riverains des droits de propriété. Et c'est selon le même raisonnement que l'on crée des droits de propriété privée échangeables sur les émissions polluantes – les quotas d'émission de dioxyde de soufre (SO₂), qui font l'objet d'un marché aux États-Unis depuis la fin des années 1970, et les quotas d'émission de dioxyde de carbone (CO₂), échangeables depuis 2005 sur le marché européen du carbone (cf. [partie 1, chapitre 1, 2.3.](#), *Instruments de la politique environnementale*) – et que certains préconisent la brevetabilité du vivant, c'est-à-dire la possibilité de faire protéger par des brevets⁴ la propriété des gènes identifiés dans le cadre de la recherche génétique, etc.

Soutenue par l'analyse économique standard, cette logique de privatisation des ressources naturelles apparaît comme l'une des caractéristiques marquantes de l'évolution des économies marchandes depuis plusieurs siècles et semble ne pas avoir de limite. Elle suppose toutefois que l'on introduise de la rivalité et de l'exclusion dans l'accès à ces ressources, ce qui n'est pas toujours techniquement possible, ni économiquement ou socialement souhaitable ([encadré 1.2](#)).

Encadré 1.2 – La gestion des espaces boisés : diversité des formes institutionnelles et des résultats

Dans un récent rapport, la FAO (Food and Agriculture Organisation, 2011), organisme des Nations unies spécialisé, comme son nom l'indique, dans les questions agricoles et alimentaires, met l'accent sur la multiplicité des canaux par lesquels les espaces boisés affectent le bien-être des populations et sur la diversité des services économiques qu'ils rendent, notamment dans les pays les moins développés. En effet, au-delà de la production marchande de la sylviculture traditionnelle – le bois et ses usages –, les espaces boisés procurent aux habitants des zones voisines toutes sortes de produits, notamment de la chasse et de la cueillette ; ils constituent en outre un environnement favorable à certaines cultures ; et ils rendent des services écosystémiques plus globaux, tels leurs effets de régulation de l'humidité atmosphérique et des précipitations, leurs fonctions de « puits à carbone » et de réservoir de biodiversité.

Dans ces conditions, la question des modes de gouvernance et des formes institutionnelles les plus adaptés à la conciliation de ces diverses fonctions et aux arbitrages socialement préférables se pose avec acuité. En effet, alors que s'agissant des biens privés destinés à l'échange marchand, la propriété privée des espaces boisés peut apparaître comme la solution qui permet de susciter les incitations les

plus conformes à l'intérêt collectif, il n'en va pas de même pour les autres services rendus par la forêt. Confortant les conclusions des travaux d'Elinor Ostrom (voir plus loin), les analyses de la FAO montrent que divers arrangements institutionnels peuvent produire des résultats satisfaisants, à condition de bien articuler les politiques d'incitation, notamment en matière de lutte contre le changement climatique ou pour la défense de la biodiversité, et d'aligner les incitations des décideurs, publics et privés. En particulier, certaines analyses suggèrent que les politiques de constitution de réserves foncières naturelles ne sont pas les plus souhaitables, car elles aboutissent à sanctuariser une partie des espaces boisés, abandonnant le reste à des modes d'exploitation particulièrement nuisibles du point de vue des externalités globales. C'est notamment le cas de la déforestation liée à l'extension des cultures agricoles, en particulier la culture du palmier à huile ; mais également de politiques de gestion de la ressource forestière fondées sur la plantation mono-espèce à croissance rapide (eucalyptus, par exemple), qui nuisent gravement à la biodiversité des espaces boisés.

1.2.2. ENTRE MARCHÉ ET ÉTAT : LES INSTITUTIONS EFFICACES

Les conclusions pessimistes des analyses en termes de « tragédies des biens communs » sur la possibilité de gérer efficacement et de préserver des ressources naturelles en propriété collective ont, en effet, été remises en cause par les travaux qui mettent l'accent sur la diversité des configurations présentes dans les biens environnementaux et dans les institutions qui émergent pour organiser leur exploitation et leur préservation. C'est notamment ce qui ressort des analyses menées par Elinor Ostrom (2011), première femme prix Nobel d'économie – en 2009 –, qui montre, d'ailleurs en accord au moins partiel avec l'analyse d'Olson sur la « logique de l'action collective », que celle-ci aboutit à des résultats favorables, du point de vue de la gestion durable de la ressource, dès lors que le groupe n'est pas trop nombreux et que les institutions promeuvent la prise de conscience des interdépendances. Mobilisant les concepts de plusieurs disciplines des sciences humaines, Ostrom conclut qu'il existe de nombreuses dimensions pertinentes dans l'analyse de la gestion des biens environnementaux, qui ne peut être réduite à des alternatives dichotomiques telles que propriété privée-propriété publique, marché-État, *etc.* La dimension spatiale de la ressource joue, notamment, un rôle majeur : bon nombre des problèmes de gestion des ressources environnementales ont un caractère local, qui les apparente à des « biens collectifs locaux », au sens de Charles M. Tiebout (1956), dans la mesure où les conséquences des décisions prises par les groupes d'individus directement aux prises avec la ressource n'ont que peu de conséquences sur les tiers ; d'autres ont plutôt la nature de « biens clubs » (Buchanan, 1965), parce que leurs caractéristiques physiques et techniques permettent d'exclure de leur jouissance ceux qui ne participent au financement des coûts de leur gestion.

Ces analyses récentes vont donc dans le sens, non pas d'une privatisation,

mais d'une décentralisation des responsabilités en matière de gestion de certaines ressources naturelles, comme les ressources halieutiques ou l'atmosphère des villes⁵. Ostrom reconnaît toutefois que l'existence d'interdépendances qui engendrent des effets de débordement ou « externalités » (cf. encadré 1.4, *Externalités globales et externalités locales*) fait que la gestion décentralisée par des groupes sociaux organisés n'est pas toujours la solution efficace.

1.3. ACTIVITÉ ÉCONOMIQUE ET EXTERNALITÉS

L'économiste britannique Alfred Marshall avait, à la fin du XIX^e et dans les premières années du XX^e siècle, porté l'analyse microéconomique en équilibre partiel des marchés à un tel degré de perfection que la compréhension de nombreux mécanismes économiques est, aujourd'hui encore, directement héritée de ses analyses : l'offre, la demande et le prix d'équilibre qui résulte de leur confrontation, tous ces éléments éclairent le fonctionnement des marchés, des plus rudimentaires – les échanges individuels dans les économies de troc, par exemple – aux plus sophistiqués – disons les marchés financiers contemporains. Il avait pourtant souligné que les interactions marchandes ne sont pas les seules qui importent pour l'activité économique : ainsi, dans son analyse des « districts industriels » – ensembles d'entreprises spécialisées dans des activités productives comparables et regroupées sur un même territoire⁶ –, Marshall évoquait-il l'existence d'interdépendances technologiques, ne transitant pas par les échanges marchands, des « externalités », dites marshalliennes, qui donnent naissance à des économies d'échelle externes à l'entreprise⁷.

Ce n'est pourtant pas à Marshall, mais à l'un de ses plus brillants élèves, Arthur Cecil Pigou, que l'on doit l'analyse systématique des externalités et l'exploration de conséquences économiques de ces interdépendances hors marché. Dans un ouvrage publié en 1920 et portant le titre très novateur de *Economics of Welfare (L'économie du bien-être*, qui est à l'origine de la sous-discipline du même nom dans la théorie économique contemporaine), Pigou met l'accent sur les conséquences économiques de la présence des « effets externes » ou « externalités », non pris en compte dans les rapports marchands et donc sans influence sur le prix auquel s'effectuent les transactions entre agents privés.

1.3.1. LES MARCHÉS ET LES EFFETS EXTERNES

Dans sa représentation canonique des interactions marchandes, l'économiste suppose en effet que le marché met en relation deux agents : le vendeur et

l'acheteur. Le premier cherche à se procurer, grâce à la cession du bien qu'il détient mais dont il est disposé à se défaire, des ressources qu'il affectera à divers usages : il souhaite donc en tirer le meilleur prix possible ; mais son prix de réserve – le niveau en-deçà duquel il n'acceptera pas de céder le bien qu'il possède – dépend des coûts privés qu'il a encourus pour produire ou se procurer le bien qu'il veut vendre. Le second souhaite acquérir le bien et sa disposition à payer dépend du budget dont il dispose et de l'intensité de son désir de posséder le bien dont il se porte acquéreur. Il n'y a, dans cet échange, personne d'autre : on suppose que l'usage qui est fait du bien acquis par l'acheteur ne concerne que lui, et n'affecte personne d'autre. Mais est-ce là le cas le plus fréquent ? Dans la réalité, la plupart des activités économiques et une bonne part des échanges affectent, directement ou indirectement, des tiers, qui le plus souvent n'ont pas voix au chapitre : comme l'indiquaient les manuels économiques des années 1960, c'est la présence de fleurs dans les environs qui permet aux abeilles de produire le miel que l'apiculteur récolte et vend ; mais, comme le montrent les nombreuses études récentes sur le rôle économique des abeilles et autres insectes pollinisateurs, c'est surtout la présence de ceux-ci qui permet la production de fruits et légumes (voir [encadré 1.3](#)). C'est la présence de la tour Eiffel qui attire à Paris les touristes et procure aux hôteliers, restaurateurs et autres métiers du tourisme leur clientèle. C'est l'usage du charbon dans les usines et les chaudières qui rendait, au XIX^e siècle, l'air des villes irrespirable, et l'usage, dans les automobiles, de carburants fossiles qui pollue celui des villes de ce début de XXI^e siècle.

Encadré 1.3 – Comment évaluer économiquement une externalité : l'exemple de la pollinisation

Dans l'analyse classique des externalités positives, l'un des exemples le plus souvent invoqués est celui de l'apiculteur et du producteur de fruits, supposés être voisins : le premier profite du pollen que contiennent les fleurs des arbres fruitiers de son voisin, tandis que le second bénéficie du service de pollinisation que procurent, gratuitement, les abeilles élevées par le premier. Si chacun des deux producteurs prend ses décisions de production indépendamment de l'autre, selon un schéma décentralisé reposant sur la prise en compte des seuls coûts et bénéfices privés pécuniaires, les quantités produites de miel et de fruits seront socialement sous-optimales. D'où les solutions classiques de la négociation entre ces deux producteurs – chacun exprimant ainsi sa disposition à payer les services que lui procure l'activité de l'autre –, ou de la fusion entre les deux activités, solution coasienne qui internalise les externalités. L'une et l'autre de ces deux solutions permettent d'atteindre l'optimum social, ou du moins de s'en approcher.

Mais l'exemple d'une relation réciproque et bilatérale masque, en partie, le véritable enjeu économique de l'histoire : les abeilles sont les principaux insectes pollinisateurs, et leur action est indispensable à la fécondation des fleurs de la plupart des arbres fruitiers et des légumes cultivés. Autrement dit, en leur absence, l'essentiel de la production de fruits et de légumes disparaîtrait, sauf à mettre en œuvre, comme le font les paysans de certaines régions chinoises, des techniques de pollinisation mécanique –

en l'occurrence manuelle, à l'aide d'une plume généralement. D'où les inquiétudes que suscitent la forte mortalité des abeilles observée depuis quelques années dans plusieurs pays et les risques de disparition de ces insectes, dont la production ne se limite pas au miel et à la cire. Dans certaines régions très grosses productrices de fruits en monoculture – par exemple en Californie, pour les agrumes ou les amandes –, les risques de pertes purement pécuniaires en cas de disparition ou même de raréfaction des abeilles sont énormes.

Combien ? Quelques études ont tenté de produire une évaluation monétaire des bénéfices externes de la pollinisation. Dans un rapport publié en 2006, la FAO (Food and Agriculture Organization) propose une analyse critique comparée des différentes méthodes disponibles et des principales études publiées à cette date. Le rapport cite, par exemple, les conclusions d'une étude américaine (Morse et Calderon, 2000) qui évalue à 14,6 milliards de dollars la valeur totale de la production agricole qui ne serait pas disponible sans les services de pollinisation des essaims d'abeilles loués à cet effet par les producteurs. Dans une autre étude citée, Gordon et Davis (2003) mobilisent la méthode des surplus – du consommateur et du producteur – pour aboutir, dans le cas de l'Australie, à une évaluation de 12,9 milliards de dollars australiens. Un *fact sheet* publié en juin 2014 par l'Administration américaine cite une contribution de 24 milliards de dollars à l'économie américaine.

La conséquence importante de la présence de tels « effets externes » est une « défaillance du marché » : celui-ci ne prend pas en compte de tels effets induits sur les tiers, qui ne sont pas parties prenantes à l'échange marchand ; or les décisions de chacun sont prises sur la base des coûts et des bénéfices privés qui résultent de ses choix⁸. En présence d'externalités, il existe un écart entre le coût privé supporté par le décideur et le coût total supporté par l'ensemble de la population, appelé « coût social » : s'il s'agit d'une externalité positive – les abeilles et les arbres fruitiers –, le coût privé est supérieur au coût social – ou, ce qui revient au même, le bénéfice privé est inférieur au bénéfice social – ; dans le cas contraire – pollution, par exemple –, le coût privé est inférieur au coût social. Cet écart entre coût privé et coût social a pour implication que l'équilibre de marché – dit équilibre décentralisé, parce qu'il résulte de l'interaction de nombreuses décisions individuelles indépendantes – ne correspond pas à un optimum social, au sens de Pareto, contrairement à la situation canonique du marché concurrentiel : autrement dit, le sort de certains membres de la société, dans un sens plus ou moins large selon la nature de l'externalité, pourrait être amélioré sans détériorer celui des autres ; ou du moins, comme dans tous ces cas d'imperfection de marché, le coût que supporteraient les individus incités à modifier leur choix serait inférieur au bénéfice que le reste de la société retirerait de cette modification. La défaillance de marché due à la présence d'externalités n'est ainsi, analytiquement, pas très différente des autres formes d'imperfection de marché, telles que la concurrence imparfaite ou les imperfections informationnelles : les conséquences en termes de sous-optimalité de l'équilibre concurrentiel sont de même nature et les implications en termes d'intervention publique sont elles aussi comparables (pour autant, il convient de distinguer

entre externalités locales et externalités locales – cf. [encadré 1.4](#)).

Encadré 1.4 – Externalités locales et externalités globales

La dimension spatiale des externalités rend l'analyse économique de leurs conséquences particulièrement complexe et oblige à imaginer des solutions différentes selon l'extension géographique de leurs effets. L'article fondateur de cette réflexion est celui de Charles Tiebout (1956) sur les « biens collectifs locaux », qui modifie le cadre canonique proposé par Paul Samuelson (1954) pour l'analyse des « biens collectifs ». Les « biens collectifs locaux » représentent des cas extrêmes d'externalités positives, dans la mesure où le bénéficiaire de leurs services peut, souvent, profiter à des résidents de collectivités territoriales voisines de celles qui les fournissent : autrement dit, ils sont non rivaux et non exclusifs sur une certaine aire géographique, mais pas au-delà. Cette dimension spatiale, qui rappelle l'intuition de Marshall sur les externalités technologiques présentes au sein des « districts industriels », est l'un des fondements de la « nouvelle économie géographique » développée à la suite des travaux de Paul Krugman (1991).

L'exemple des émissions polluantes des véhicules automobiles permet d'illustrer simplement les implications de la dimension spatiale des externalités, en l'occurrence négatives. Parmi les émissions de la combustion des carburants fossiles utilisés dans la plupart de ces véhicules, équipés de moteurs à explosion, on trouve, bien sûr, les oxydes de carbone (mono et dioxyde de carbone) à l'origine de l'effet de serre, mais également, en proportions diverses selon les carburants et les technologies (motorisation échappement catalytique, etc.), d'autres gaz, dont l'ozone, l'oxyde d'azote, et des particules de diverses dimensions et densités. Certaines de ces émissions se dispersent rapidement dans l'atmosphère, tandis que d'autres demeurent concentrées au voisinage du lieu de leur émission, ou ne se déplacent que lentement, selon leur masse. Dès lors, les conséquences en termes de pollution peuvent être globales – dans le cas des GES notamment – ou locales – les particules, par exemple, dont la concentration dans l'air des basses couches de l'atmosphère à proximité du boulevard périphérique parisien est particulièrement élevée, dépassant même les seuils préconisés par la réglementation européenne sur la qualité de l'air.

Parce que les populations affectées ne sont pas les mêmes, les autorités publiques susceptibles d'intervenir pour internaliser ces coûts externes ou en limiter les nuisances ne sont pas de même niveau non plus. Ce qui conduit naturellement à la problématique des modes de gouvernance et des institutions (cf. [partie 1, chapitre 1, 1.6.](#)).

1.4. LES SOLUTIONS AU « PROBLÈME DU COÛT SOCIAL »⁹

Comment restaurer l'optimalité ? La solution proposée par Pigou est la plus immédiate et la plus connue : pour « internaliser » l'effet externe, c'est-à-dire pour qu'il soit inclus dans le coût privé supporté par les décideurs, tout en conservant la liberté de choix que permet l'échange marchand, il convient de corriger le prix de marché, en l'égalisant au coût social. L'instrument par lequel les autorités publiques peuvent concilier la décentralisation des décisions par le marché et la prise en compte du coût social est donc une taxe ou une subvention, selon que l'externalité est négative ou positive. En effet, la taxe/subvention *ad valorem*, c'est-à-dire proportionnelle à la dépense, permet d'égaliser le coût marginal privé, qui révèle la disposition marginale à payer, au coût social. C'est

le principe du « pollueur-payeur » ([encadré 1.5](#)) ; c'est également la justification économique des subventions publiques ou des dépenses fiscales – les fameuses « niches fiscales » si âprement débattues – encourageant les choix privés qui engendrent des externalités positives, tels que l'éducation ou le bonus-malus écologique pour l'achat d'un véhicule.

Encadré 1.5 – Le principe « pollueur-payeur » dans la Charte de l'environnement

Votée en 2005, la Charte de l'environnement inscrit les grands principes de la préservation de l'environnement et du développement durable et confère au principe « pollueur-payeur » une portée constitutionnelle : *Article 4*

« Toute personne doit contribuer à la réparation des dommages qu'elle cause à l'environnement, dans les conditions définies par la loi. »

Bien que fondée en théorie, cette solution suppose que le gouvernement dispose d'une information précise et parfaite sur la nature des externalités et l'écart qu'elles engendrent entre coût privé et coût social : la solution suppose l'existence d'un « planificateur bienveillant » et omniscient. En pratique toutefois, pourvu que la taxe ou la subvention ait le bon signe, elle devrait permettre de se rapprocher de l'optimum social. La fiscalité écologique – de même que celle qui vise les consommations présentant des risques pour la santé – s'inscrit dans cette logique : même si elle engendre aussi des recettes publiques, ce n'est pas son objectif premier, et les montants perçus seront d'autant moins élevés qu'elle se révèle plus efficace dans la dissuasion des choix privés générateurs d'externalités négatives.

Pourtant, cette solution centralisatrice et, d'un certain point de vue, interventionniste – bien qu'elle ait pour objet de corriger les mécanismes de marché, tout en les préservant –, est apparue à certains économistes, notamment ceux qui insistent sur les défaillances de l'État, peu satisfaisante, pour la raison même qu'elle suppose un gouvernement bienveillant et omniscient. Coase (1960) a donc proposé une autre manière de résoudre le « problème du coût social » et d'internaliser les externalités. Elle consiste à redistribuer ou à redéfinir les droits de propriété, puis à laisser le marché libre d'établir le prix, qui cette fois devrait refléter mieux le coût social, du moins si les conditions de concurrence et de transparence sont respectées. Plusieurs modalités sont envisageables, selon la nature de l'externalité considérée : s'agissant d'externalités technologiques entre entreprises – comme dans l'exemple canonique de l'apiculteur et du producteur de fruits –, la fusion des deux entreprises en une seule permet d'internaliser les effets externes ; lorsque l'externalité cause un dommage à des tiers – comme dans le cas d'une pollution

accidentelle –, le droit de la responsabilité civile permet d'imputer les coûts à l'émetteur de l'externalité ; enfin, dans les cas d'émissions polluantes – notamment industrielles, telles que le dioxyde de soufre (SO₂), responsable des pluies acides –, il est possible de créer des quotas d'émission, de les répartir, d'une manière ou d'une autre entre les émetteurs, puis d'autoriser l'échange marchand de ces droits, la création d'un tel marché permettant l'émergence d'un prix qui fixe le coût marginal de l'émission polluante (cf. [partie 1, chapitre 1, 4.](#), *Instruments de la politique environnementale*).

2. POLITIQUES

2.1. LA VALORISATION ÉCONOMIQUE DES RESSOURCES NATURELLES ET LE CALCUL COÛTS-BÉNÉFICES

La valorisation économique des ressources naturelles en général et de la biodiversité et des écosystèmes apparaît aujourd'hui aux yeux de beaucoup de chercheurs et de décideurs comme une nécessité pour les préserver. Pour autant, il importe de garder à l'esprit deux éléments de débat : le débat, très vif, sur la valeur intrinsèque ou instrumentale de la nature qui oppose généralement les écologistes aux économistes et le débat sur la qualité des méthodes utilisées pour donner une valeur économique aux ressources naturelles qui sont en l'état partielles et très imparfaites.

La crainte à l'égard de l'approche économique des ressources naturelles est que l'application de méthodes trop frustes ne masque en fait un rapport purement utilitaire à l'égard de la nature qui ne ferait qu'accélérer les crises écologiques contemporaines. C'est par exemple la crainte exprimée par le chercheur Mark Sagoff dans une série d'ouvrages et d'articles. À ses yeux, la principale valeur de la nature est non marchande et la science économique est tout simplement incapable de penser les questions éthiques attachées à sa préservation. Les écologistes commettraient dès lors une lourde erreur en adoptant le langage des économistes et en raisonnant en termes de capital naturel, de services écosystémiques et de valeur économique de la biodiversité.

Le cadre général d'analyse de la valorisation économique des ressources naturelles est le suivant : de la biodiversité dépend la vitalité et la résilience des écosystèmes, donc leur capacité à rendre des « services » aux humains (alimentation, dépollution, pollinisation, etc.). C'est l'illusion de la gratuité de ces services qui conduit à leur surexploitation et à l'anéantissement de la

biodiversité qui les sous-tend (rappelons que les Nations unies ont estimé en 2005 que 60 % des services écosystémiques de la planète étaient dégradés ou en voie de l'être). Ce qui n'a pas de prix serait dépourvu de valeur : valoriser, voire « monétariser » les ressources naturelles sans pour autant les « marchandiser », ce serait, en fait, les protéger.

Comme le rappellent les auteurs du rapport TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) : « La nature est une source de valeur importante au quotidien mais il n'en demeure pas moins qu'elle n'apparaît guère sur les marchés, échappe à la tarification et représente un défi pour ce qui est de l'évaluation. Nous sommes en train de nous apercevoir que cette absence d'évaluation constitue une cause sous-jacente de la dégradation observée des écosystèmes et de la perte de biodiversité ». L'idée a été défendue à la conférence de Nagoya en octobre 2010 : enrayer la destruction de la biodiversité implique d'en révéler la valeur économique.

Les services fournis par les écosystèmes et la biodiversité qui les sous-tend sont en effet largement sous-évalués par les sociétés humaines qui les dégradent par manque d'information adéquate et de connaissances sur les fonctions de ces écosystèmes mais aussi du fait de logiques de pouvoir et de rapports de force. Or ces écosystèmes fournissent aux humains des services qu'il est très difficile et coûteux de reproduire, comme l'illustre bien l'exemple des ressources en eau de la ville de New York.

Le bassin versant des montagnes Catskill a fourni pendant des décennies à New York une eau considérée parmi les meilleures du pays par le *Consumer Reports*. Mais dans les années 1990, il est devenu clair que cette ressource était dégradée par l'activité agricole et industrielle et leurs eaux usées, l'eau de la ville ne répondant plus aux normes de qualité. La municipalité a alors considéré plusieurs options, dont l'installation d'une usine de filtration artificielle, correspondant à la réplique humaine du service écosystémique gratuit en apparence fourni par la nature. Le prix estimé pour cette nouvelle installation était de six à huit milliards de dollars, plus des coûts annuels d'exploitation de l'ordre de 300 millions de dollars. La ville de New York a alors décidé d'opter pour la restauration du service écosystémique dégradé en investissant 660 millions de dollars dans l'achat de terrains et le nettoyage du bassin versant des Catskill.

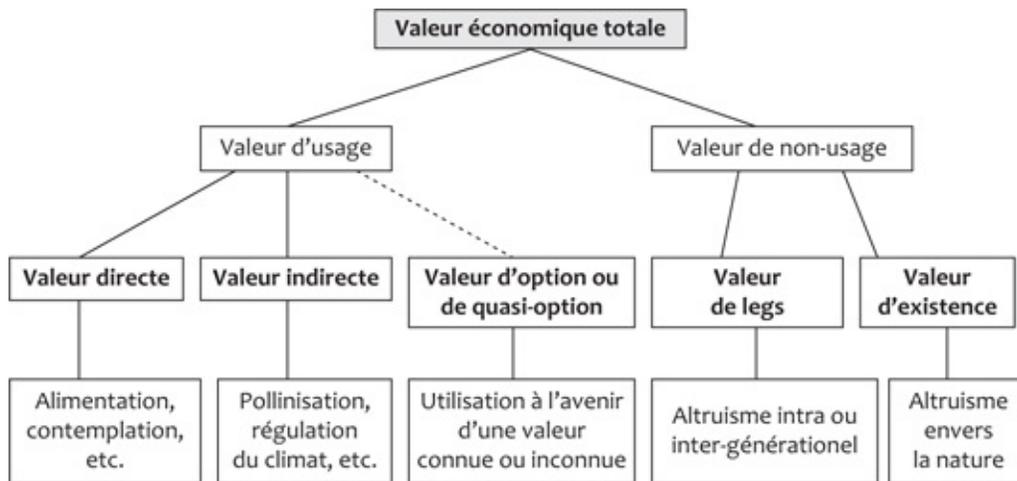
On pourrait également prendre l'exemple des travailleurs agricoles du comté de Maoxian dans la province du Sichuan, en Chine, une région qui a perdu ses pollinisateurs du fait de l'utilisation anarchique des pesticides et de la surexploitation du miel. Tous les printemps, des milliers de villageois sont contraints de monter aux arbres de fruits pour assurer manuellement la

pollinisation des fleurs en utilisant des « bâtons à pollinisation » trempés dans des bouteilles en plastique de pollen. Le prix du service écosystémique « gratuit » est ici représenté par le coût d'opportunité des milliers d'heures de travail de ces villageois.

Mais au-delà de ces cas particuliers, peut-on évaluer plus systématiquement la valeur économique d'une ressource naturelle ? Il faut d'abord tenter d'en définir les multiples facettes.

Une espèce animale ou végétale peut avoir une valeur d'usage, directe (alimentation, contemplation) ou indirecte (pollinisation, régulation du climat), une valeur de non-usage (la « valeur d'existence »), une valeur d'option (la possibilité d'utiliser la ressource à l'avenir), une valeur de quasi-option (une valeur encore inconnue peut se révéler à l'avenir), ou encore une valeur de legs (le fait de transmettre la ressource à autrui). Correctement estimée, la « valeur économique » va donc bien au-delà de l'utilité immédiate : elle est le produit complexe de toutes ces valeurs, produit illustré à la figure 1.1.

Figure 1.1 – Les multiples valeurs de la nature



En effet, comme le font remarquer les chercheurs qui ont participé au rapport Chevassus-au-Louis au sujet de la biodiversité : « le passage à des valeurs économiques ne peut se réduire à un chiffrage de dépenses ; il doit s'efforcer de respecter la profondeur des conséquences des changements prévisibles sur le bien-être des populations concernées, en sachant que ces populations peuvent ne pas résider à proximité, du fait de l'existence d'effets indirects, ou ne pas être en interaction physique avec les actifs considérés, mais leur attribuer des valeurs de non-usage. »

2.1.2. LES MÉTHODES D'ÉVALUATION

De quelles méthodes dispose-t-on pour valoriser les ressources naturelles ? On peut d'abord utiliser des méthodes biophysiques. L'évaluation biophysique utilise une approche en termes de « coût de production » qui met l'accent sur les « coûts physiques » d'un état environnemental donné (dépenses d'énergie, flux de matières, etc.) ou de la production d'un bien ou service environnemental. On laisse ici de côté ces méthodes pour se concentrer sur les approches en termes de préférences des agents.

On peut également utiliser le marché, quand il existe, pour évaluer la valeur d'un bien ou service environnemental. Il en ira ainsi par exemple des énergies fossiles ou des minerais : on procédera à une monétarisation de la ressource au prix du marché. On peut également évaluer directement les coûts de l'usage de la ressource à partir par exemple de sa distribution (c'est alors la distribution de la ressource qui est monétarisée). Il en va ainsi de l'eau : sa valeur est représentée par les avantages qu'elle procure aux utilisateurs, mais son prix est celui du marché. Il comprend les coûts de l'approvisionnement en eau (capital et charges d'exploitation de l'extraction, du traitement et de l'acheminement de l'eau jusqu'au point d'utilisation). Ces coûts vont faire l'objet d'une récupération de la part du distributeur auprès de l'utilisateur : les usagers doivent s'acquitter de l'ensemble des coûts liés à l'extraction, à la collecte, au traitement et à la distribution de l'eau, mais aussi à la collecte, au traitement et au rejet des eaux usées. Le prix final de l'eau correspond finalement aux charges prélevées auprès des consommateurs.

Mais comment faire lorsque les marchés sont manquants et ne peuvent servir de guide pour la valeur économique d'une ressource naturelle ou que les marchés, ce qui est toujours le cas en présence d'externalités négatives, sous-estiment la valeur économique totale parce qu'ils ne prennent en compte que certains aspects de celle-ci ? Il existe alors deux méthodes principales qui sont des ramifications de la méthode coûts-bénéfices.

La méthode des préférences révélées prend appui sur les comportements et les expériences naturelles pour estimer la fonction de demande des agents pour un bien environnemental. Les chercheurs qui utilisent cette méthode étudient les cas où les gens font face à des changements exogènes du prix et de la quantité disponibles des biens et en déduisent la relation entre prix et quantité pour reconstituer la fonction de demande des agents. Les deux méthodes principales de préférences révélées sont la méthode des coûts de transport (ce que les agents sont prêts à déboursier pour accéder à la ressource) et la méthode des prix hédoniques (qui déduit des préférences exprimées pour des biens, principalement des lieux de résidence, qui possèdent des attributs environnementaux, comme la proximité d'un parc ou d'un jardin, des informations sur les préférences en

matière de ressources naturelles).

Dans les cas où le bien environnemental – ou la nuisance – dont on cherche à évaluer les coûts et bénéfices a clairement la nature d'un bien collectif local, il est, en effet, possible de recourir à un mode d'évaluation indirecte qui repose sur la propriété dite de « capitalisation » : lorsque les marchés fonciers et immobiliers fonctionnent de manière raisonnablement libre, la valeur marchande des biens fonciers et immobiliers – les terrains et les immeubles – peut être considérée comme la valeur actuelle des services futurs rendus par le bien considéré ; elle incorpore donc les coûts dus aux nuisances et les bénéfices des aménités liées à leur position géographique. Cette capitalisation vaut pour les taxes et impôts locaux supportés par le bien ou son propriétaire, pour les aménités et nuisances engendrées par les politiques publiques, notamment locales, et par l'environnement en général. En se fondant sur les différences de prix affichés pour des biens fonciers ou immobiliers par ailleurs similaires, on peut ainsi inférer la valeur que les propriétaires ou acheteurs potentiels attachent aux services ou aux nuisances environnementales dont on cherche à évaluer les coûts et les bénéfices.

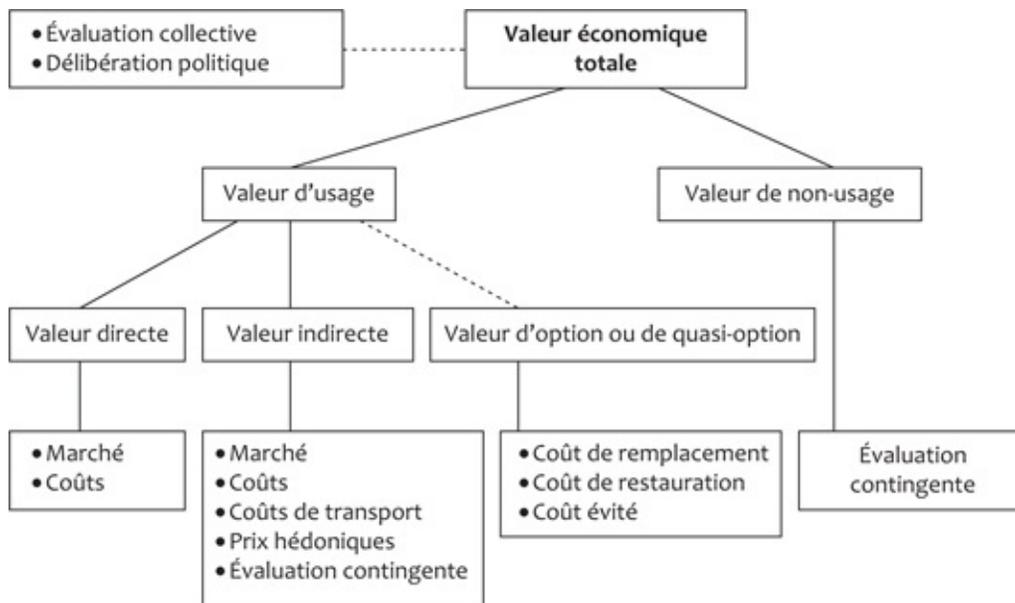
Dans cette démarche aussi, les limites sont nombreuses, puisqu'elle suppose que les marchés fonciers et immobiliers fonctionnent conformément à l'idéal-type du marché concurrentiel, et que les intervenants sur ces marchés sont en mesure d'anticiper parfaitement les coûts et bénéfices futurs engendrés par les projets à évaluer.

La méthode des préférences déclarées s'appuie quant à elle sur les attitudes des agents et consiste, au moyen d'enquêtes auprès des consommateurs, à évaluer leur disposition à payer pour des biens et services environnementaux. Lorsque les services environnementaux que l'on cherche à évaluer ne sont pas échangés sur un marché, et qu'il n'existe pas de manière indirecte immédiate de les valoriser, il est souvent possible de procéder à une évaluation des bénéfices et nuisances ressentis par les personnes concernées au premier chef par les décisions à prendre. Couramment utilisée dans les contextes de « biens collectifs locaux environnementaux » – parcs naturels, autres aménités naturelles, mais également pollutions et nuisances locales (urbaines, par exemple) –, la méthode dite de la « disposition à payer » consiste à interroger directement un échantillon, si possible représentatif, de la population concernée, sur la somme qu'ils seraient disposés à déboursier – ou celle qu'ils considéreraient comme un dédommagement acceptable, selon les cas – pour conserver l'aménité en l'état, ou pour en restaurer les qualités environnementales. On obtient ainsi des valeurs monétaires, qui reflètent les perceptions subjectives des coûts et bénéfices par les usagers.

Cette méthode – appelée également « évaluation contingente » – suppose, évidemment, que les usagers soient raisonnablement informés sur les bénéfices et les coûts du projet à évaluer. Dès lors qu’une information idoine est fournie aux personnes interrogées, elle peut cependant être appliquée pour évaluer des changements globaux (tels que le changement climatique). Mais elle demeure soumise à des sérieuses limites, en raison même de ses prérequis informationnels et parce qu’elle néglige les dimensions distributives des projets évalués.

On peut aussi imaginer appréhender les préférences des agents économiques par des méthodes plus proches des sciences politiques en organisant une évaluation collective de la valeur des ressources naturelles aboutissant, au terme d’une délibération politique, à déterminer la valeur économique de la ressource en débat, non seulement pour les individus mais aussi pour la collectivité. Enfin, les valeurs d’option et de quasi-option peuvent être approchées en déterminant le coût de remplacement ou de restauration d’une ressource naturelle ou encore le coût évité d’un dommage écologique. Ces différentes méthodes sont représentées à la figure 1.2.

Figure 1.2 – Les méthodes de valorisation fondées sur les préférences



Source : adapté de TEEB.

2.1.2. DES TENTATIVES D'ÉVALUATION GLOBALE

Certains chercheurs ont tenté d'évaluer économiquement l'ensemble des services écosystémiques de la planète, exercice dont la portée est limitée au vu

de l'ampleur de la tâche et des marges d'erreur¹⁰. Les rapports TEEB proposent plutôt des « valeurs de référence » locales pour éclairer l'action publique et privée en utilisant ces différentes méthodes (voir cas d'étude). C'est aussi l'ambition du rapport Chevassus-au-Louis (2009). Avant lui, l'IFEN (Institut français de l'environnement)¹¹ avait proposé une première évaluation économique des forêts françaises au terme de laquelle les chercheurs avaient remarqué : « La forêt produit des biens et des services multiples. Certains, comme le bois, sont marchands, d'autres, comme la fourniture d'un espace de détente ou la protection des milieux et de la biodiversité, ne le sont généralement pas... Il est possible d'associer des valeurs monétaires à un grand nombre de services qui ne font pas l'objet de vente. On constate alors que les services non marchands de la forêt française ont une plus grande valeur que la production de bois ».

Un des intérêts du rapport Chevassus-au-Louis est qu'il s'efforce de sommer ces différentes évaluations et propose ainsi un ensemble de « valeurs de référence » pour différents services écosystémiques qui aboutit à une valeur économique totale de 970 euros par hectare et par an, valeur destinée à éclairer la décision publique.

Les auteurs insistent à cet égard sur la nécessité de distinguer « biodiversité ordinaire » (qui seule fait l'objet de leur démarche d'évaluation) et « biodiversité remarquable » et soulignent la « nécessité d'une spatialisation des valeurs de référence » qui « pourra décevoir ceux qui, sur le modèle de la tonne carbone, auraient souhaité des références nationales, voire internationales ».

La base canadienne de données EVRI (*Environmental Valuation Reference Inventory*) recense des études empiriques sur la valeur économique des bénéfices environnementaux et des effets sur la santé humaine. Pour servir de base aux analyses coûts-bénéfices des projets qui sont susceptibles de menacer la biodiversité, un groupe d'experts britanniques a récemment tenté de proposer une évaluation économique aussi exhaustive que possible des services écosystémiques et des bénéfices de la biodiversité dans le cas du Royaume-Uni. Le rapport *UK Ecosystem Assessment 2011* constitue, à ce jour, l'une des tentatives les plus abouties d'évaluation et une mise à jour en a été publiée en 2014¹².

Cette valorisation économique des ressources naturelles est non seulement utile à l'analyse économique, mais elle est surtout capitale dans sa fonction d'incitation. Elle forme l'ossature de différentes méthodes de prise de décision par les responsables publics ou privés, telles que les études d'impact sur l'environnement, l'évaluation environnementale stratégique, l'évaluation

environnementale sectorielle ou encore l'analyse multicritères.

La philosophie des rapports TEEB (voir *Défis et Débats*) est précisément de promouvoir « le paiement des services rendus par les écosystèmes » aux populations défavorisées qui les exploitent pour leur survie. C'est aussi l'idée du programme développé en commun par l'université de Stanford, le WWF et The Nature Conservancy intitulé « *Natural Capital* » (voir *Défis et Débats*).

Cette idée se trouve également au cœur du programme mondial pour réduire l'impact de la déforestation sur le changement climatique (programme « *Reduced Emissions from Deforestation and Degradation* » ou « REDD+ »). Selon les Nations unies, le Costa Rica a investi avec succès 200 millions de dollars dans un programme d'indemnités pour quatre « services environnementaux » (la réduction des émissions de gaz à effet de serre, les services liés à l'eau, la valeur paysagère et la préservation de la biodiversité). Le succès social (la pauvreté recule et les salaires augmentent au voisinage des parcs nationaux), économique (l'écotourisme attire 1 million de visiteurs par an) et écologique (26 % du territoire est protégé) du Costa Rica sert de modèle aux pays en développement. Ainsi, le programme « *Bolsa Floresta* » mis en place dans l'État brésilien de l'Amazonas et prévoyant une indemnité équivalant à 6 500 dollars par communauté et 30 dollars par famille qui s'engage à ne plus couper d'arbres, en est un exemple. La Chine a quant à elle investi 700 milliards de yuans dans des programmes de ce type entre 1998 et 2010.

2.1.3. LE CALCUL COÛTS-BÉNÉFICES ET SES LIMITES

Comme dans la plupart des autres domaines de l'action publique, les politiques environnementales confrontent sans cesse les décideurs publics à des choix et à des arbitrages difficiles : faut-il investir dans telle filière de production de l'énergie, plutôt que telle autre ? Doit-on autoriser la commercialisation ou la culture des organismes génétiquement modifiés ? Est-il souhaitable d'introduire une taxe sur les émissions de gaz à effet de serre, ou bien doit-on lui préférer la création ou l'extension d'un marché du carbone ?, etc. Il en va, plus généralement, de même pour la plupart des choix de politiques ou d'investissements publics, notamment d'infrastructures ([encadré 1.6](#)). Chacun des choix possibles comporte des avantages et des inconvénients, ou encore, dans le langage de l'économie, des coûts et des bénéfices. De ce point de vue, ils ne se distinguent guère des autres choix économiques, si ce n'est par la difficulté d'évaluer les coûts et les bénéfices et par leur dimension temporelle, l'horizon étant souvent bien plus éloigné, et l'incertitude souvent plus grande, dans un univers de connaissance très imparfaite.

Encadré 1.6 – Un exemple d’analyse coût-bénéfice : la construction d’une autoroute ou d’un tunnel ferroviaire

L’évaluation des coûts et des bénéfices des projets de construction d’ouvrages publics d’infrastructure, notamment de transport, offre une illustration intéressante de la difficulté qu’il y a à tout synthétiser dans un seul calcul monétaire. Outre les coûts pécuniaires directs engendrés par l’acquisition du foncier et la construction de l’ouvrage proprement dite, il s’agit, en effet, de proposer une évaluation des coûts non pécuniaires engendrés par ce mode d’artificialisation des sols : coûts des impacts sur la faune, la flore et la biodiversité ; coût d’opportunité des terres agricoles utilisées ; coûts engendrés par les nuisances, notamment sonores, etc. Quant aux bénéfices, si ceux que l’exploitant peut attendre des péages sont aisément évaluables, les bénéfices indirects liés à une desserte routière plus sûre et plus rapide que ce qui préexistait ne sont guère plus faciles à chiffrer en termes monétaires. C’est néanmoins à ce type d’exercice que se livrent les autorités chargées de décider de la construction de ces ouvrages. Une description sommaire de ces coûts et bénéfices attendus dans le cas, récent, de l’autoroute Aliénor A65 Pau-Langon en offre un aperçu (<http://guillos.fr/upload/fichiers/societeALIENOR.pdf>). Un autre exemple d’une telle tentative d’évaluation concerne le projet de tunnel ferroviaire Lyon-Turin (50 km, soit plus long que le tunnel sous la Manche) permet de juger de la diversité des méthodes d’évaluation et de la fragilité des conclusions (<http://www.rprudhomme.com/resources/2007+ACB+Lyon-Turin.pdf>).

2.1.4. VALEUR D’OPTION ET PRINCIPE DE PRÉCAUTION

En raison des nombreuses limites que présentent les méthodes d’évaluation évoquées ci-dessus, les analyses coûts-bénéfices ne peuvent, dans de nombreux cas, s’appuyer sur des données observables ou aisément mesurables. Elles n’en sont pas pour autant dépourvues d’intérêt ou de pertinence, mais doivent alors recourir à des « prix imputés » : la modélisation économique des phénomènes à évaluer permet, au prix, certes, d’hypothèses fortes sur les relations causales entre variables, d’évaluer un ensemble de prix fictifs, qui peuvent ensuite servir de base à l’évaluation des coûts et des bénéfices des projets envisagés.

L’incertitude qui entoure les évolutions futures des variables pertinentes – voire, parfois, la nature même de ces variables – est alors telle que les autorités publiques peuvent souhaiter recourir à un principe de précaution ([encadré 1.7](#)) qui peut prendre, dans l’analyse économique, plusieurs formes : soit l’introduction, dans les contraintes intégrées au modèle, de limites physiques – telles que, par exemple, un seuil de concentration maximal de CO₂ dans l’atmosphère, ou un flux annuel d’émission polluante à ne pas dépasser – ; soit la prise en compte explicite de valeurs d’option dans le calcul coût-bénéfice, pour tenir compte des irréversibilités et des événements « catastrophiques » ou extrêmes, dont la probabilité est, a priori, faible mais inconnue. C’est notamment ce qui justifie le choix d’un taux d’actualisation très bas en présence d’incertitude concernant les évolutions extrêmes (Weitzman, 2007, cf. section suivante).

Encadré 1.7 – Le principe de précaution

La Charte de l'environnement énonce, dans son article 5, le principe de précaution :

Article 5

« Lorsque la réalisation d'un dommage, bien qu'incertaine en l'état des connaissances scientifiques, pourrait affecter de manière grave et irréversible l'environnement, les autorités publiques veillent, par application du principe de précaution et dans leurs domaines d'attribution, à la mise en œuvre de procédures d'évaluation des risques et à l'adoption de mesures provisoires et proportionnées afin de parer à la réalisation du dommage. »

Critiqué par de nombreux analystes, qui l'interprètent comme un encouragement à l'immobilisme et au conservatisme, voire à l'obscurantisme, et source de polémiques innombrables, ce principe est, en réalité, une injonction faite aux autorités publiques d'agir pour prévenir des dommages potentiellement graves, notamment en termes de répercussions sur la santé humaine. Il impose aux autorités de se saisir précocement de tout risque de danger menaçant l'environnement naturel et la santé, sans attendre de disposer de certitudes scientifiques sur ces menaces. Mais se saisir ne veut pas dire systématiquement interdire : les autorités doivent lancer des processus d'évaluations scientifiques indépendantes, et prendre des mesures proportionnées, ce qui nous ramène à la question du calcul coûts-bénéfices ou au jugement des autorités, voire à la perception qu'a l'opinion du danger potentiel. Les éléments que les autorités doivent prendre en compte incluent l'ampleur du dommage possible anticipé, le niveau de sécurité que les autorités souhaitent assurer à la population ou à l'environnement, les divers coûts des mesures envisagées, et la consistance du dossier scientifique établissant le risque¹³.

2.2. LA PROJECTION DANS LE TEMPS : L'ACTUALISATION

Le décideur public qui doit opter pour une politique environnementale sur la base d'une analyse coûts-bénéfices va, en vertu du critère dit de Kaldor-Hicks (du nom de deux économistes Nicholas Kaldor et John R. Hicks), comparer son coût social et son bénéfice social. Mais cette comparaison couvre plusieurs périodes différentes. Le décideur en question doit donc procéder à une actualisation des coûts et des bénéfices pour déterminer la valeur actualisée des bénéfices nets de la politique dont il doit évaluer la nécessité, ou encore sa « valeur actuelle nette » (VAN), c'est-à-dire la valeur présente de tous ses bénéfices et coûts présents et à venir. Comme l'illustre le tableau ci-dessous, plus l'horizon est éloigné, plus les coûts apparaissent faibles ; et plus le taux d'actualisation retenu est élevé, plus cet effet de myopie est important.

Tableau 1.2 – Valeur actualisée d'un million d'euros

	à 30 ans	à 100 ans
Taux d'actualisation de 2 %	552 000	138 000
Taux d'actualisation de 4 %	308 000	20 000
Taux d'actualisation de 8 %	99 000	400

Source : Rapport Lebègue (2005)

Le calcul d'actualisation est couramment utilisé pour évaluer la viabilité d'un projet financier mais aussi pour évaluer la rentabilité des investissements publics. Il est de grande importance dans l'analyse et le chiffrage des conséquences économiques du changement écologique planétaire et plus généralement de tous les processus d'altération ou de dégradation de l'environnement. Dans cette perspective, ce n'est pas seulement le coût net de la politique environnementale qu'il s'agit d'évaluer, mais aussi le coût de la non-politique, celle qui aboutirait par exemple à laisser aller à son terme biophysique le changement climatique, qui pourrait conduire à une augmentation de 6 °C de la température la surface de la planète par rapport à l'ère préindustrielle.

Ce taux social d'actualisation, qui se présente théoriquement comme l'agrégation actualisée de toutes les préférences individuelles à chaque période considérée, aboutit donc à une comparaison entre le bien-être des différentes générations dont on déduit des choix pour la génération présente : accroître par exemple l'effort de préservation de la biodiversité pour freiner sa destruction (voir cas d'étude), ce qui a un coût économique, ou au contraire transmettre aux générations futures le coût de cette non-politique (sous la forme par exemple d'une dégradation des services écosystémiques).

Frank Ramsey (1928) a le premier posé l'équation qui permet de comprendre ce que sont les composantes essentielles du taux d'actualisation social.

$$r = \rho + e \times g$$

où r est le taux d'actualisation social ;

ρ est le taux de préférence pour le présent ;

e est la valeur absolue de l'élasticité de l'utilité marginale de la consommation ;

et g est le taux de croissance par tête du revenu annuel en moyenne pour la période future considérée.

Détaillons ces différentes variables. Le taux de préférence pour le présent (également appelé taux pur de préférence temporelle) est une notion subjective selon laquelle la valeur d'une consommation présente est toujours supérieure à celle de cette même consommation dans l'avenir. Convaincu qu'elle ne pouvait être une boussole fiable pour les sociétés, Ramsey décrivit cette préférence pour le présent comme une « pratique éthiquement indéfendable qui doit tout à une faiblesse de l'imagination ». Il s'agit en effet d'un taux d'impatience sociale à consommer et c'est pourquoi Ramsey pensait qu'il devait être le plus faible possible, le plus proche de zéro.

On peut interpréter le paramètre de l'élasticité de l'utilité marginale de la consommation (c'est-à-dire la variation en pourcentage de l'utilité résultant de la variation en pourcentage de la consommation, cette élasticité pouvant être égale

à 1, supérieure à 1 ou inférieure à 1) comme une mesure d'aversion aux inégalités (il peut alternativement représenter l'aversion aux inégalités spatiales, aux inégalités temporelles et au risque). En effet, une unité supplémentaire de consommation procurera plus d'utilité à un pauvre qu'à un riche, car l'utilité marginale de la consommation (l'accroissement de l'utilité lié à une unité supplémentaire de consommation) décroît avec le niveau de la consommation : plus on est riche, moins une unité en plus de consommation apportera de satisfaction. Pour prendre en considération les inégalités de revenu à chaque période, le paramètre de l'élasticité doit être différent de 1, valeur qui supposerait soit l'égalité des revenus dans la société soit l'évolution linéaire de l'utilité marginale avec le niveau de revenu.

Enfin, le taux de croissance futur de la consommation est généralement considérée comme positif car nous pensons que comme nous sommes plus riches que les générations passées, les générations futures seront vraisemblablement plus riches que nous. Selon l'INSEE, le niveau de vie monétaire moyen en France est passé, de 1970 à 2006, de 8 909 euros à 17 597 euros, soit une augmentation de 100 % (à prix constants).

Mais si on affine la définition de la richesse pour y inclure le « capital naturel » (forêts, eau, minerais, etc.), l'aisance des générations futures n'a plus rien d'évident. L'économiste Partha Dasgupta (2007) suggère à cet égard d'utiliser des taux d'actualisation négatifs pour prendre véritablement en compte l'appauvrissement des générations à venir en capital naturel : si les ressources en eau que nous léguons aux générations futures sont à la fois raréfiées et polluées, ces générations ne seront pas plus riches, mais plus pauvres que nous.

Le taux d'actualisation social repose donc fondamentalement sur des choix éthiques (parfois qualifiés de « préférences ») et non sur des paramètres objectifs ou techniques.

Ce taux d'actualisation est en particulier une variable centrale dans les modèles de changement climatique. Le rapport Stern, publié en 2006, fut commandé par le gouvernement Blair à Nick Stern, ancien économiste en chef de la Banque mondiale pour répondre à deux questions : combien coûterait d'agir contre le changement climatique (par exemple en réduisant fortement notre consommation d'essence) et combien coûterait de ne pas agir contre le changement climatique (le coût par exemple de la multiplication des événements climatiques extrêmes pour les sociétés humaines) ? La réponse de Nick Stern et son équipe est sans équivoque : le coût de l'inaction, selon diverses estimations, est de quatre à cinq fois plus important que le coût de l'action. Cette évaluation se fonde sur un taux d'actualisation sociale de 1,4 %,

Taux d'actualisation retenu par l'équipe Stern = 1,4 %.

Avec un taux de préférence pour le présent de 0,1 ;
une élasticité de 1 ;
un taux de croissance de 1,3 ;
soit $0,1 + (1,3 \times 1) = 1,4$.

Ce choix d'un taux d'actualisation relativement faible conduit donc à s'écarter du relatif optimisme des études précédentes qui avaient estimé le coût économique du changement climatique à 1 % du PIB futur.

Trois positions principales se sont exprimées sur les choix opérés par Stern, qui permettent de comprendre encore mieux les différentes facettes de l'actualisation sociale. Pour certains économistes, la pondération accordée aux générations futures serait trop importante et l'appréciation des risques futurs (incertains) trop forte de ce fait (Nordhaus, 2007). En choisissant un taux de préférence pour le présent de 0,1, Stern aurait donc péché par sous-estimation de la capacité des générations futures à faire face aux problèmes environnementaux. Pour d'autres économistes, Stern n'a pas assez pris en considération les effets d'inégalité du changement climatique en choisissant un paramètre de l'élasticité égal à 1 (Dasgupta, 2007). La position la plus intéressante est peut-être celle de Weitzman (2007), qui a tenté de justifier les choix de Stern en montrant que si l'incertitude scientifique sur l'ampleur du changement climatique et de ses effets est grande – au sens où il existe une probabilité, inconnue, que ces phénomènes atteignent des valeurs extrêmes comme un réchauffement terrestre de 6 °C – alors il est, en bonne théorie économique, justifié de « surpondérer » ce risque comme le fait le rapport, en recourant à un taux de préférence pour le présent en apparence trop bas.

Au-delà de ces controverses, le débat sur l'actualisation sociale s'est développé en France ces dernières années notamment à la suite des travaux de la commission Lebègue (2005), qui avait pour mission de réviser le calcul de l'actualisation sociale en vigueur depuis 1985 et qui a recommandé au gouvernement de retenir pour les investissements publics un taux de 4 %, décroissant à partir de trente ans en 2004 (voir [encadré 1.8](#)).

Encadré 1.8 – Le rapport Lebègue (2005) et l'actualisation dans les décisions d'investissement public en France

Le décideur public, qu'il soit national, territorial ou européen, ne peut, comme le fait l'investisseur privé, se limiter à l'examen de la rentabilité purement financière, laquelle exprime l'intérêt d'un projet par la seule prise en compte des flux financiers en termes de dépenses et recettes. Le décideur public doit s'attacher à la rentabilité socio-économique qui traduit l'intérêt d'un projet pour la collectivité dans son ensemble (usagers, puissance publique, contribuables, entreprises concessionnaires, collectivités territoriales, riverains...) en faisant intervenir d'autres éléments que les seuls flux financiers : sécurité, pollutions et nuisances, raréfaction de certains biens naturels tels que les ressources énergétiques ou

matières premières, progrès scientifique et technologique escomptés, effet de serre et changement climatique, comportements des consommateurs et usagers, risques économiques et sociaux...

Le décideur public doit donc se donner aujourd'hui les moyens d'évaluer, au-delà de sa capacité à mobiliser les fonds publics par la fiscalité et l'endettement, l'utilité sociale comme la rentabilité économique des projets publics qu'il porte en intégrant trois composantes majeures de son analyse, lesquelles reflètent l'« escompte social » sur l'avenir et traduisent la préférence temporelle de la collectivité et sa responsabilité « intergénérationnelle » : la prise en compte du long terme (déchets nucléaires, démographie et retraites, santé...), le développement durable et le risque.

Les propositions :

– Le taux d'actualisation de base est ramené de 8 % à 4 %.

...

– Ce taux doit faire l'objet de révisions périodiques tous les 5 ans, pour éviter d'être en déphasage avec les principaux indicateurs macroéconomiques (croissance potentielle du pays, évolution des taux d'intérêt à long terme, variables démographiques, etc.). Cette révision doit s'appuyer sur un exercice de prospective sur la croissance économique.

Le choix, très significatif, de diviser par deux le taux d'actualisation des investissements publics traduit une volonté de revaloriser l'avenir et notamment d'accorder plus d'importance aux questions environnementales. Un rapport de France stratégie (2013)¹⁴ a détaillé la mise en œuvre de ces recommandations dans les décisions françaises d'investissement public.

2.3. LES INSTRUMENTS DE LA POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE

En 1992 se tenait à Rio, au Brésil, le « Sommet de la Terre », réunissant la quasi-totalité des dirigeants de la planète sous l'égide des Nations unies pour fixer ensemble un certain nombre d'objectifs en matière de politique environnementale. Depuis, les conférences internationales thématiques sur ce sujet se sont succédé, et la plupart des pays se sont dotés d'objectifs environnementaux, qu'il s'agisse de la lutte contre les pollutions atmosphériques, de la lutte contre le changement climatique, de la préservation de la biodiversité, ou de préoccupations environnementales plus locales. L'échelle du problème diffère selon les cas. Certains objectifs peuvent être atteints localement, et gérés par des autorités publiques décentralisées, voire par des groupes de citoyens. D'autres ont une dimension nationale, et font l'objet de politiques à cette échelle : les thèmes traités dans le cadre du « Grenelle de l'environnement », en France en 2007, relèvent pour la plupart de cette catégorie. D'autres enfin ont une dimension multinationale, voire globale, et doivent mobiliser les efforts coordonnés ou collectifs de plusieurs gouvernements : c'est le cas, au niveau des bassins fluviaux, de la pollution des fleuves ou du partage de leurs eaux ; c'est également le cas des grands problèmes environnementaux planétaires, tels que le changement climatique lié aux émissions de gaz à effet de serre.

Les instruments mobilisés par les autorités publiques aux différents niveaux

pour mener les politiques environnementales sont de nature et de portée très diverses. Du point de vue de l'analyse économique, ils s'inscrivent dans la logique, développée précédemment, de réduction des externalités négatives qu'engendrent les nuisances environnementales ou d'encouragement au développement d'activités économiques. Influencer les préférences des consommateurs et les informer, limiter de manière réglementaire l'espace des choix des agents économiques, notamment privés, et modifier les signaux de marché – les prix relatifs et les rentabilités relatives – de manière à internaliser les externalités, tels sont les principes inspirant les grandes catégories d'instruments des politiques environnementales.

2.3.1. L'INFORMATION ET L'ÉDUCATION : ÉCLAIRER ET INFLUENCER LES CHOIX DES CONSOMMATEURS

Améliorer l'information de tous les intervenants sur la nature et l'origine des émissions polluantes, sur leurs conséquences en termes de changement climatique par exemple, sur les différences existantes en la matière entre les diverses sources d'énergie, entre les différentes techniques de production, entre les divers types de produits de consommation, etc., apparaît comme un axe d'action primordial pour les politiques environnementales. De ce point de vue, l'intense campagne d'information menée par les gouvernements et les institutions internationales en s'appuyant sur les travaux du GIEC, relayés depuis longtemps par les associations de protection de l'environnement et, depuis peu, par les grands médias, est absolument cruciale, de même que l'attribution, en 2007, du prix Nobel de la paix à Al Gore et au GIEC souligne l'importance de leur contribution à la formation et à la diffusion la plus large possible d'un savoir partagé sur ces questions. C'est donc également avec raison que l'une des mesures phares retenues par le gouvernement à l'issue des phases préparatoires du « Grenelle de l'environnement » concerne l'information des consommateurs : « l'étiquetage-carbone », c'est-à-dire l'obligation faite aux commerçants d'indiquer sur les étiquettes la quantité de carbone émise pour produire, transporter et commercialiser chacun des produits offerts à la vente, de même que, le cas échéant, pour leur utilisation, apparaît ainsi comme une mesure bienvenue, bien que, probablement, difficile à mettre en œuvre en raison de ses implications fortes en termes de traçabilité notamment. Ces remarques valent pour de nombreux domaines dans lesquels les autorités publiques cherchent à informer les décideurs privés, à influencer directement leurs comportements, le tri des déchets, par exemple.

Mais informer les consommateurs, leur faire prendre conscience de leur

responsabilité individuelle dans les processus globaux aux conséquences négatives pour eux-mêmes et pour autrui ne saurait suffire. L'analogie avec la lutte contre le tabagisme, l'alcoolisme ou la vitesse excessive sur les routes permet de souligner les limites d'une stratégie uniquement fondée sur l'information des consommateurs : écrire sur les paquets de cigarettes que « Fumer tue », ou sur les publicités pour les boissons alcoolisées que « L'abus d'alcool est dangereux » n'est certes sans doute pas inutile, notamment en direction de certains publics, dont les plus jeunes ; mais imagine-t-on que l'on obtiendrait des résultats tangibles dans ce genre de croisade de santé publique si l'on se contentait de ces mentions légales ?

2.3.2. LA RÉGLEMENTATION, UN INSTRUMENT SIMPLE MAIS COÛTEUX ET PAS TOUJOURS EFFICACE

L'arme réglementaire est généralement celle que préfèrent les décideurs publics, car elle semble s'attaquer directement à la cause du problème pour en interdire ou en limiter l'utilisation ; la réglementation est, en outre, souvent perçue comme n'ayant pas de coûts économiques directs pour les différentes parties prenantes. Il est indéniable que l'intervention réglementaire peut être efficace : interdire l'usage de certaines substances, bannir certains composants, imposer des limites quantitatives à certains rejets ou certaines émissions polluantes, toutes ces modalités sont couramment mobilisées par les autorités, aux différents échelons, pour lutter contre des nuisances ou dans le cadre des politiques sanitaires. L'interdiction de l'essence au plomb, de l'amiante, du bisphénol dans les biberons, sont autant d'exemples de mesures relevant de la réglementation. Dans l'Union européenne (UE), c'est également la démarche adoptée pour les substances chimiques toxiques, dans le cadre de la directive REACH adoptée en 2004, qui fait obligation aux industriels de faire la preuve de l'innocuité des substances qu'ils mettent sur le marché ou qu'ils utilisent dans la fabrication de leurs produits ; dans le cas contraire, la commercialisation est interdite ou sévèrement réglementée. Le domaine des produits pharmaceutiques offre également de nombreux exemples de ce mode d'intervention publique, qui offre l'immense avantage de mettre les produits et substances visés hors d'état de nuire.

En outre, du point de vue des incitations, les interdictions et normes environnementales peuvent également produire des effets durablement bénéfiques, comparables aux raretés analysées plus haut. En effet, dès lors que l'usage de certaines substances est interdit, que des limites sont imposées à certains rejets, etc., la norme fait naître une incitation à l'innovation, pour

remplacer le produit interdit ou réduire les rejets visés. On peut, dans ce registre, citer le cas des pots d'échappement catalytiques, développés pour réduire certaines émissions des moteurs au gazole, la réduction de la consommation de carburant des véhicules automobiles en réponse à l'abaissement des quantités maximales de gaz à effet de serre émis, ou encore la valorisation de certains déchets – lisiers dans les élevages industriels, par exemple – dès lors que leur rejet dans l'environnement naturel est strictement réglementé.

Toutefois, la réglementation présente l'inconvénient de la contrainte et, plus grave encore, du point de vue économique, de l'uniformité imposée : or la réduction des quantités de rejets polluants est, à l'évidence, plus ou moins coûteuse selon les cas (techniques utilisées et procédés de fabrication, environnement immédiat, etc.). Dès lors, on montre aisément qu'il est presque toujours préférable – au sens de plus efficace, ou encore moins coûteux – de recourir à des mécanismes décentralisés fondés sur des prix, à chaque fois que cela apparaît possible et que l'information des acheteurs est suffisante.

2.3.3. LES SOLUTIONS PIGOUVIENNES : TAXES ET SUBVENTIONS ENVIRONNEMENTALES

Comme le montrait Arthur Pigou (1920) dans son analyse pionnière, les pouvoirs publics peuvent utiliser les instruments fiscaux, taxes et, éventuellement, subventions, pour agir directement sur les prix relatifs des biens et les coûts relatifs des différents modes de production, de manière à modifier ainsi les incitations auxquelles sont soumis les agents privés dans leurs choix décentralisés, de consommation ou de production ([encadré 1.9](#)). Comme dans le cas précité de la lutte contre le tabagisme, on a de bonnes raisons de penser que l'efficacité de la taxation est plus grande que celle d'une simple information, même si elles apparaissent complémentaires ; elle sera d'autant plus grande que l'élasticité-prix de la demande du bien taxé (ou subventionné) est forte. Bien sûr, la fiscalité écologique souffre aussi de quelques faiblesses, notamment parce que l'on connaît mal l'ampleur des réactions des producteurs et consommateurs aux augmentations de prix ou de coûts – incertitude sur la valeur des élasticités – et que les taxes sont susceptibles d'avoir des effets sur la compétitivité externe des producteurs nationaux et sur le pouvoir d'achat des consommateurs ([encadrés 1.10](#) et [1.11](#)) : mais est-ce là une raison suffisante pour s'en priver ? S'arrête-t-on, d'ailleurs, à ce genre de considérations lorsqu'il s'agit d'augmenter les taxes sur les tabacs ?

Encadré 1.9 – La taxe carbone dans le monde

En 2009, à la suite du « Grenelle de l'environnement », un débat a eu lieu en France sur l'institution d'une « taxe carbone ». Il s'agissait de dissuader les émissions de dioxyde de carbone (CO₂), principales responsables de « l'effet de serre » à l'origine du changement climatique, en taxant les usages d'énergies fossiles des particuliers et de certaines entreprises, les plus émettrices étant déjà couvertes par le dispositif des quotas européens d'émission de carbone (voir *La politique climatique de l'Union européenne*, encadré 1.10). Adoptée par le Parlement à l'automne 2009, la taxe carbone française n'a jamais été mise en œuvre : censurée par le Conseil constitutionnel au motif qu'elle dérogeait au principe d'égalité des contribuables devant l'impôt (Laurent et Le Cacheux, 2010), elle a finalement été abandonnée par le gouvernement au printemps 2010 au motif qu'elle risquait de faire perdre aux entreprises françaises de la compétitivité, dans la mesure où les autres pays membres de l'Union européenne n'avaient pas adopté de dispositifs similaires.

La province canadienne de Colombie britannique¹⁵, bien que membre d'une fédération et de ce fait immergée dans un marché unique avec les provinces voisines, n'a pas été arrêtée par de telles considérations, au demeurant discutables. Elle a mis en place, depuis 2008, une taxe carbone, dont le montant est croissant – 25 dollars canadiens la tonne de CO₂ en 2011, 30 en 2012 – et dont la portée symbolique est forte, dans une Amérique alors massivement hostile à l'idée même de toute intervention publique pour lutter contre un changement climatique que beaucoup – les climato-sceptiques – considèrent soit inexistant, soit sans lien avec les activités humaines, et dans une fédération dont plusieurs provinces sont lancées dans la production à grande échelle de carburants fossiles, souvent non conventionnels – schistes bitumineux de l'Alberta, gaz de schistes, etc.

La liste des pays ou états fédérés qui ont introduit une taxe carbone s'allonge peu à peu. Les pionniers ont été les pays scandinaves – la Suède, dès 1991, puis le Danemark en 1993 – ; ils ont aujourd'hui des niveaux de taxe relativement élevés (plus de 120 euros la tonne de carbone en Suède en 2015), bien que le champ couvert par la taxe exclue souvent les principaux émetteurs, notamment industriels. Plus récemment, l'Australie, pourtant très gros producteur de charbon et gros consommateur d'énergies fossiles, et de ce fait longtemps hostile à toute forme de contrainte, réglementaire ou de prix, sur les émissions de GES, s'est dotée d'une taxe carbone : votée en novembre 2011, elle est entrée en application le 1^{er} juillet 2012. Mais elle a été abolie en 2013 par le gouvernement conservateur de Tony Abott. La Californie a, quant à elle, introduit, le 1^{er} janvier 2013 un système de quotas d'émission de GES sur le modèle européen¹⁶.

En France, une Contribution climat-énergie (CCE) a été discrètement introduite en 2014 dans la fiscalité des carburants (TICPE, Taxe intérieure sur la consommation de produits énergétiques). Son montant était de 14,5 € par tonne de carbone au 1^{er} janvier 2015, et doit être augmenté à 22 € au 1^{er} janvier 2016, ce qui correspond à 2 centimes par litre de carburant environ, une hausse peu perceptible grâce à la baisse du prix du pétrole intervenue en 2014.

Encadré 1.10 – Une taxe sur le carbone ajouté en France ou en Europe ?

Les diverses tentatives d'introduction d'une taxe carbone dans un seul pays se heurtent toutes à une objection économique majeure : la perte de compétitivité, au moins à court terme, des producteurs nationaux, par rapport à leurs concurrents installés dans des pays dans lesquels le prix du carbone est nul – parce qu'il n'y existe ni taxe carbone, ni marché du carbone – ou plus faible. Le risque est que les producteurs locaux soient évincés par les producteurs étrangers des marchés des biens dont la production engendre des émissions de GES importantes, ou qu'ils soient incités à délocaliser les productions fortement émettrices. Ces phénomènes, désignés sous le terme générique de « fuites de carbone », sont apparemment de grande ampleur dans certains secteurs (Commission européenne, 2009). Ils expliquent la divergence constatée en Europe entre les évolutions des émissions de production et celles de consommation, qui tiennent compte du contenu en carbone des produits importés (cf. *Politique climatique*).

L'une des solutions à ce problème des « fuites de carbone » que subissent les pays dont le prix du carbone est plus élevé que dans le reste du monde – et se voient ainsi infliger une « double peine », puisqu'ils restreignent leurs propres émissions de production, perdant ainsi de l'activité et de l'emploi, mais encourageant l'essor des industries émettrices dans les pays tiers – est l'instauration d'un prélèvement carbone aux frontières, frappant les importations en provenance des pays dont le prix du carbone est nul ou faible, et calculé sur la base de leur contenu total en carbone (production et transport, Godard, 2011). De manière équivalente – du moins si prix du carbone et taxe sont raisonnablement voisins l'un de l'autre –, on pourrait, comme l'avaient proposé les gouvernements français et italien en 2010, soumettre les importateurs de ces produits à l'obligation d'acquiescer des quotas d'émission sur le marché européen du carbone, à l'image de ce que vient de décider l'UE pour les compagnies aériennes desservant les aéroports européens (Laurent et Le Cacheux, 2012a). Mais ces deux solutions suscitent, en Europe, l'opposition des gouvernements qui considèrent qu'il s'agit de mesures discriminatoires, susceptibles de déclencher des rétorsions.

Pour éviter tout traitement discriminatoire des importations et faire en sorte que le prix du carbone soit bien le même pour le consommateur, quelle que soit l'origine du produit qu'il acquiert, il est possible, en s'inspirant de l'exemple de la taxe sur la valeur ajoutée (TVA), de concevoir une taxe générale sur le contenu en carbone des produits, la taxe sur le carbone ajouté (TCA) (Laurent et Le Cacheux, 2012b). Son principe est simple : taxer, à chaque étape de la production, du transport et de la commercialisation du produit, la quantité de carbone – ou de GES – émise par le vendeur. Les importations seraient ainsi imposées au même taux que les productions nationales. Si le vendeur est soumis au marché européen des quotas d'émission, les montants déjà acquittés sont automatiquement déductibles de la TCA, de même que ceux éventuellement acquittés par l'importateur dans le pays d'origine du produit ; les exportations, en revanche, peuvent être exemptées, selon le principe de taxation à destination, qui prévaut également dans le cas de la TVA.

La TCA permet ainsi d'obtenir, dans l'ensemble du marché du pays qui l'impose, un prix uniforme du carbone, évitant les distorsions dommageables, notamment celles qui incitent les consommateurs à privilégier les biens importés intensifs en carbone en provenance de pays pratiquant un prix nul ou faible du carbone, voire des subventions aux carburants fossiles, très répandues.

La difficulté principale est d'ordre pratique : la mise en œuvre d'une TCA suppose l'instauration généralisée d'une comptabilité carbone, afin de mesurer précisément les émissions à chaque étape. Mais c'est bien ce qu'il a fallu faire lors de l'instauration en France, en 1954, de la TVA ; et, dans le cas de la TCA, il conviendra surtout de normaliser et d'étendre les progrès spontanés de la comptabilité carbone, qui ont été spectaculaires au cours des années récentes.

Encadré 1.11 – Le « double dividende »

La fiscalité écologique – et notamment la fiscalité carbone, qui frappe les énergies fossiles, omniprésentes dans nos modes de vie et de consommation – est souvent présentée comme coûteuse pour l'économie : en premier lieu, bien sûr, elle réduit le volume des activités frappées par la taxe, et c'est là son principal objectif et cette réduction est socialement efficace – et même optimale, si la taxe est parfaitement calibrée –, mais aussi l'emploi dans ces activités, ce qui, en période de chômage élevé, est difficilement supportable ; en second lieu, elle risque d'engendrer une perte de compétitivité des entreprises installées sur le territoire national, si les pays concurrents n'adoptent pas de mesures similaires ; enfin, elle ampute le pouvoir d'achat des ménages, notamment les plus modestes, dont la part du budget de consommation consacrée à l'acquisition de sources d'énergie est élevée.

Mais parce qu'elle incite à réduire les émissions polluantes et engendre un surcroît de recettes publiques, la fiscalité écologique est source d'un « double dividende » : moins de pollution et la possibilité d'alléger d'autres prélèvements obligatoires, ayant des caractéristiques moins souhaitables et engendrant une « perte sèche » pour la société.

Le « double dividende » le plus bénéfique est obtenu lorsque les recettes publiques additionnelles

procurées par la fiscalité écologique sont affectées à l'allègement de la fiscalité pesant sur le travail. Dans ce cas, en effet, la diminution du coût de la main-d'œuvre pour les employeurs engendre une hausse de la demande de travail, qui permet à la fois une augmentation de l'emploi et une hausse des rémunérations ; en économie ouverte, cet effet favorable est renforcé par le gain de compétitivité que procure la baisse du coût salarial et, dans le cas où la fiscalité écologique frappe aussi les importations – ce qui est souhaitable –, par une hausse des prix relatifs des produits importés (Laurent et Le Cacheux, 2009).

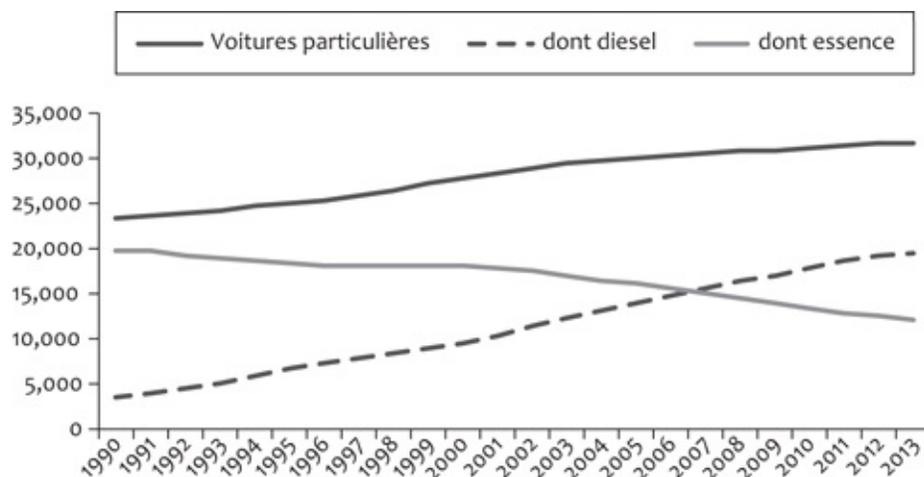
Les conditions dans lesquelles ce « double dividende » joue de la manière la plus favorable ont été étudiées dans de nombreux travaux récents, notamment, pour le cas français, Hourcade *et alii* (2009), Chiroleu-Assouline et Fodha (2011) et Callonec, Reynes et Yasser (2011).

Une précision s'impose, toutefois : plutôt que d'un « double dividende », il conviendrait sans doute de parler de deux « demi-dividendes », car plus l'effet dissuasif sur l'activité ou la consommation polluante est important, moins la seconde partie du dividende sera elle-même sensible : dans ce cas, en effet, les recettes engendrées par la taxe écologique seront faibles, et limitées, dès lors, l'allègement des charges pesant sur le travail.

Outre ce « double dividende statique », qui se manifeste à technologies données, notons qu'il existera, en général, un « double dividende dynamique », potentiellement plus important encore, engendré par l'incitation ainsi engendrée à l'innovation et à l'adoption de technologies moins gourmandes en énergies fossiles ou en procédés polluants, et plus intensives dans les facteurs dont le coût aura ainsi été allégé, dont la main-d'œuvre.

Dans les cas les mieux documentés empiriquement – comme la consommation de carburants fossiles, sur lesquels une taxation est pratiquée depuis plusieurs décennies dans tous les pays développés et la plupart des pays en développement –, les estimations disponibles montrent l'efficacité des signaux de prix : ainsi, une étude menée sur la France établit-elle clairement la corrélation inverse entre le prix relatif du gazole, depuis longtemps beaucoup moins taxé en France que l'essence, et la part du parc automobile français que représentent les véhicules diesel qui a fortement progressé depuis les années 1990 (voir [figure 1.3](#)).

Figure 1.3 – Le parc automobile français



Source : INSEE

Inversement, comment s'étonner de la tendance à la hausse de la consommation de carburants, lorsque l'on constate que, contrairement aux idées reçues et à la perception commune, le prix réel de ceux-ci – c'est-à-dire le prix corrigé de l'inflation générale des prix à la consommation, soit le prix relatif – n'était, jusqu'à 2008, pas plus élevé en France qu'en 1960 ? Il est vrai qu'en raison de l'inertie liée aux habitudes, à l'existence d'un stock de capital dont la consommation d'énergie fossile ne peut être modifiée – consommation des véhicules, dispersion de l'habitat et distance domicile-travail, performances thermiques des locaux résidentiels et d'habitation, *etc.* –, l'élasticité-prix de la consommation à court terme est faible. Mais le recours, en synergie avec les taxes, à des incitations à l'isolation thermique des bâtiments (incitations fiscales, par exemple), à l'acquisition de véhicules à faible consommation (bonus-malus automobile), favorise la réactivité de la demande aux signaux de prix ([encadré 1.12](#)).

Encadré 1.12 – Écotaxes et valorisation des déchets

Les déchets et rejets divers constituent l'un des problèmes environnementaux majeurs des économies contemporaines, très gourmandes en matières premières, notamment fossiles, minières et minérales : le stockage et le traitement des déchets engendrent des nuisances considérables et, souvent, des pollutions importantes et durables ; les coûts de collecte et de traitement sont élevés, *etc.* Tout le monde a en tête les images des montagnes d'ordures ménagères à ciel ouvert sur lesquelles s'affairent des chiffonniers et autres récupérateurs de matériaux valorisables, aux abords des mégapoles des pays en développement – et pas uniquement. On peut citer aussi les sacs plastique dont les fragments ont envahi les océans, jusqu'aux pôles, ou encore les invasions d'algues vertes sur les côtes bretonnes, alimentées par les déchets d'une agriculture qui rejette massivement des effluents riches en nitrates et phosphates.

Or une grande partie des déchets pourrait être valorisée, et l'est lorsque les signaux de prix y incitent. Les métaux, qui peuvent être facilement fondus et réintroduits dans la chaîne de production, font, depuis des siècles, l'objet de récupération et de recyclage, que la hausse des prix des matières premières encourage – songeons à l'aluminium ou au cuivre, que certains vont jusqu'à voler sur les voies ferrées ou les chantiers de construction. Le tri des ordures ménagères s'est, lui aussi, progressivement imposé, suite à des campagnes publiques de sensibilisation.

En France, comme dans la plupart des pays développés, des écotaxes ont été introduites pour favoriser le recyclage, soit à la charge des fabricants – pour les emballages, afin de les inciter à la sobriété –, soit à celle des acheteurs – dans les cas, notamment, de l'eau, pour financer le retraitement des eaux usées, et des appareils électroniques et électroménagers, pour financer la collecte des composants polluants.

Mais on pourrait aller beaucoup plus loin, comme le prévoyait d'ailleurs le projet initial de taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) rédigé par le gouvernement français en 1999 – et très édulcoré ensuite au cours des débats parlementaires, jusqu'à ne plus que concerner quelques secteurs. Taxer les déchets peut, en effet, inciter les producteurs à en faire un usage économique, qui limitera les rejets. Car d'un point de vue analytique, les déchets sont des produits « fatals », ou « produits joints », qui peuvent très souvent être valorisés, à condition que le producteur y trouve son intérêt, ce qui est, une fois de plus, affaire de prix relatifs : ainsi les effluents des élevages industriels de porcs ou de volailles peuvent faire l'objet d'un traitement de méthanisation, et les résidus être utilisés dans la

fertilisation des sols, ce qui permet de réduire sensiblement les rejets de matière organiques dans les eaux de surfaces et les nappes phréatiques. En 2007, le « Grenelle de l'environnement » avait prévu de généraliser ces pratiques ; mais les lois et décrets d'application ont été très en retrait sur ces questions, notamment pour ménager les producteurs.

2.3.4. LES SOLUTIONS COASIENNES : QUOTAS ET MARCHÉS D'ÉMISSION

L'autre manière de modifier les incitations privées, proposée par Ronald Coase (prix Nobel d'économie, en 1991), consiste à modifier les droits de propriété privée pour y intégrer les sources des émissions polluantes : il s'agit alors, par exemple, comme l'ont expérimenté les États-Unis depuis la fin des années 1970 pour le dioxyde de soufre (SO₂), ou encore comme on l'a fait en Europe depuis 2005 pour le dioxyde de carbone (CO₂), de créer des « quotas d'émission », attribués selon une certaine procédure, aux agents à l'origine des effets que l'on cherche à combattre, et d'autoriser les échanges de ces quotas sur un marché. Généralement reconnue comme un mode de régulation efficace, la création de « quotas d'émission » négociables se heurte toutefois à plusieurs difficultés qui rendent sa généralisation problématique : d'une part, un tel mode de régulation suppose une capacité de contrôle importante, pour vérifier que les agents privés se conforment bien aux droits qu'ils ont acquis, ce qui rend la technique malaisément généralisable aux consommateurs privés, par exemple ; d'autre part, les mécanismes marchands sont susceptibles, dans certaines circonstances, d'emballements spéculatifs qui brouillent, de temps à autre, les signaux de prix. En outre, le recours aux quotas négociables suppose, pour être vraiment efficace, que les autorités émettent une quantité totale de quotas suffisamment faible pour que les objectifs globaux de réduction d'émission soient respectés et que l'offre de quotas ne soit pas supérieure à la demande, comme le montre l'expérience récente du marché européen du carbone¹⁷. Enfin, ce mode de régulation marchande pourrait parfaitement être rendu plus efficace par une extension de son champ d'application à d'autres secteurs et par la vente des quotas d'émission, susceptible de procurer aux pouvoirs publics des ressources financières. Ne concernant initialement que les producteurs d'électricité et une partie de l'industrie lourde (aluminium, sidérurgie, etc.), soit quelque 11 000 établissements industriels dans l'UE, le marché européen du carbone a vu son champ étendu, à compter du 1^{er} janvier 2012, aux compagnies aériennes desservant l'UE ; on pourrait imaginer d'y assujettir également les importateurs de produits dont le processus de production ou le transport vers le marché européen engendrent d'importantes émissions de GES. D'autre part,

alors que les dotations initiales de quotas d'émission ont été distribuées gratuitement depuis leur création en 2005, une part croissante de ces quotas devrait être vendue aux enchères, comme le sont les licences de production dans certains secteurs (télécommunications, par exemple), ce qui favoriserait l'émergence de prix plus conformes aux évolutions de la demande, notamment celles qui résultent des progrès techniques permettant de réduire les rejets, et procurerait à l'État – ou au budget européen – des ressources bienvenues, par exemple pour financer des investissements d'infrastructures de transports plus « propres » ou la recherche dans le domaine des énergies renouvelables ou des économies d'énergie, ou encore les transferts financiers destinés à aider les pays en développement dans leur transition vers une économie faiblement intensive en carbone.

La solution de création de marché, décentralisatrice, présente l'avantage économique de permettre aux pouvoirs publics de fixer le volume global des émissions polluantes autorisées, et de laisser à la confrontation de cette offre avec la demande émanant des divers émetteurs le soin de déterminer le prix, donc le coût encouru par unité d'émission polluante. Que la distribution initiale des quotas d'émission soit gratuite ou payante, le prix s'établissant sur le marché, qui ne dépend que de l'offre et de la demande totales, sera le même, et c'est son niveau seul qui importe pour les incitations auxquelles les émetteurs sont soumis. Comme dans le cas de la taxe, l'efficacité du dispositif découle d'une répartition décentralisée des efforts de réduction des émissions, chaque émetteur étant confronté à son propre calcul coût-bénéfice, fonction de son propre coût de réduction des émissions polluantes : le mécanisme de prix apparaît ainsi comme efficace, dans la mesure où il encourage les réductions d'émission les moins coûteuses.

Mais cet instrument n'est pas exempt de difficultés (Laurent et Le Cacheux, 2009). En premier lieu, il peut donner lieu, de la part des émetteurs, à d'intenses actions de lobbying, pour obtenir des pouvoirs publics des exemptions, ou la fixation d'un volume total d'émissions autorisées plus élevées que ce qui est socialement souhaitable. En outre, les fluctuations du prix de marché peuvent être importantes, et ne pas refléter les « fondamentaux » du marché des quotas : à l'instar des marchés de matières premières, dont il présente les principales caractéristiques, le marché des quotas d'émission peut faire l'objet de spéculations ; et il est généralement très sensible aux variations conjoncturelles, susceptibles de fausser durablement les signaux de prix, avec des conséquences négatives sur les incitations des émetteurs : ainsi, sur le marché européen, le prix de la tonne de carbone s'est effondré en 2009, du fait de la baisse des émissions engendrées par la Grande récession, et ne s'est jamais durablement redressé

depuis, son niveau oscillant autour de 5-6 euros.

1. Dans son célèbre récit de voyage, *Le devisement du monde*, Marco Polo (1307, 2001-2009) évoque un puits de pétrole dans le royaume de Mossoul, entre Arménie et Géorgie : « Il y a une fontaine qui soint huile en moult grant quantité ». Selon lui, les habitants de cette contrée l'utilisent pour l'éclairage.
2. Le modèle de référence sur cette question est celui de Corden et Neary (1982).
3. En anglais, « *tragedy of commons* », en référence aux prés communaux qui constituaient une part importante des terres agricoles exploitées par les villageois dans la plupart des pays européens, par opposition aux terres possédées, en propriété privée, par les nobles. Le terme « tragédie des biens communaux » serait sans doute plus approprié.
4. Rappelons que le brevet est un instrument du droit de la propriété intellectuelle qui protège les droits de l'inventeur. Apparu en Europe occidentale dès le ^{XVIII}^e – en même temps que les droits d'auteur, pour les créateurs d'œuvres de l'esprit –, dans le grand mouvement d'émancipation des individus, notamment des savants et des artistes, jusqu'alors dépendants pour leur subsistance, de leurs protecteurs et mécènes, il confère à son détenteur un « monopole légal », protégé par l'État, sur les revenus qu'engendre son innovation. Ce faisant, bien sûr, il transforme la connaissance ainsi produite, de bien collectif en bien privé. Il en résulte une perte pour tous les utilisateurs potentiels de ce nouveau savoir, qui ne peuvent y accéder gratuitement et doivent acquitter un droit au détenteur du brevet ; mais ce dispositif juridique permet de rémunérer l'innovateur – ou l'artiste dans le cas des droits d'auteur –, maintenant donc une incitation à l'innovation qui, sans la protection du brevet, serait inexistante.
5. Il s'agit là d'un fondement de la décentralisation qui, analytiquement, rejoint la logique des « biens collectifs locaux ». Sur la continuité analytique que l'on peut trouver entre les biens purement privés, à un extrême du spectre, et les biens collectifs globaux purs, à l'autre extrême, voir l'analyse de James Buchanan (1968).
6. Par exemple la coutellerie, à Thiers ou la conception de logiciels dans la Silicon Valley.
7. La postérité de cette notion est considérable. Elle sous-tend, notamment, toute la théorie moderne de la croissance économique, dite « théorie de la croissance endogène » et une bonne part de la « nouvelle économie géographique ».
8. L'hypothèse de rationalité individuelle, traditionnelle dans l'analyse économique, et que l'on invoque ici, ne doit pas être interprétée de manière restrictive : certains peuvent avoir, dans leurs préférences individuelles, des motivations altruistes à l'égard des générations futures ou de leurs semblables, ou encore un amour des animaux ou un goût pour la nature sauvage, etc., qui les incitera à inclure, dans le calcul de leur propre « coût privé », les répercussions de leurs choix sur ces dimensions. Il n'y a là rien d'incompatible avec l'hypothèse de rationalité individuelle. En revanche, l'ignorance des conséquences de nos actes sur l'environnement et sur les autres, et même l'incertitude posent problème (cf. [partie 1, chapitre 1, 2.1.](#)).
9. Référence est ici faite à l'important article de Ronald Coase (1960), qui lui a valu le prix Nobel d'économie en 1991, et dans lequel il propose des solutions alternatives à celles que la tradition pigouvienne avait promues. Cet article est à l'origine d'importants développements dans l'analyse économique du droit, notamment des droits de propriété et de la responsabilité.
10. Costanza R., d'Arge R., de Groot R. *et alii* (1997).
11. IFEN (2005).
12. Disponible à cette adresse : <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx>

13. Pour une analyse plus poussée du principe de précaution et de ses implications, voir Godard (1997).

14. Voir

http://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/archives/CGSP_Evaluation_socioeconomique_1709

15. Les informations sur cette expérience sont accessibles sur le site du gouvernement de la Colombie britannique, à l'adresse : http://www.fin.gov.bc.ca/tbs/tp/climate/carbon_tax.htm.

16. Voir *infra*. Les informations sur le marché californien du carbone sont disponibles à l'adresse : <http://www.arb.ca.gov/cc/capandtrade/capandtrade.htm>.

17. Au début d'avril 2012, alors que la récession dans l'UE laissait prévoir une baisse de la demande de quotas d'émission, le prix de la tonne de carbone a atteint un nouveau point bas, à un peu plus de 6 euros. Voir partie 1, chapitre 2, *La politique climatique de l'Union européenne*.

CHAPITRE 2

DÉFIS DU XXI^e SIÈCLE

1. POPULATION(S)
2. L'ÉNERGIE EN TRANSITIONS
3. « L'EFFET-REBOND » ET L'IDENTITÉ DE KAYA
4. LA CRISE DES RESSOURCES NATURELLES RENOUVELABLES
5. LES DENRÉES AGRICOLES
6. « ÉCONOMIE VERTE » ET « EMPLOIS VERTS »
7. LA GOUVERNANCE ENVIRONNEMENTALE GLOBALE
8. LES ENJEUX DE LA COP 21

Les analyses développées dans le premier chapitre ont à l'évidence de nombreux domaines d'application. Dans ce chapitre, nous passons en revue quelques-uns de défis auxquels l'humanité doit faire face et la manière dont les outils d'analyse présentés plus haut peuvent être mobilisés pour en éclairer les enjeux.

1. POPULATION(S)

Malthus l'avait bien compris : la population humaine et sa dynamique constituent le facteur premier dans toute analyse des interactions entre les hommes et leur environnement, tant au plan local, sur un territoire donné, qu'à l'échelle globale de la planète ; déterminants essentiels, aussi, de la soutenabilité des modes de vie et de développement économique. Comme nous l'avons déjà évoqué dès l'introduction de cet ouvrage, la lugubre prédiction qui a fait la réputation de Malthus et de son célèbre *Essai sur le principe de population* (1798) s'est, jusqu'à présent, révélée erronée : la croissance économique des siècles passés, notamment celle, très soutenue, observée depuis la Révolution industrielle, a certes permis un accroissement sans précédent de la population mondiale ; mais ce dynamisme démographique est allé de pair avec une augmentation moyenne des niveaux de vie dans la grande majorité des régions du monde. Pas de paupérisation entraînant inéluctablement une phase de

régression démographique, au contraire ! La proportion de la population très pauvre – ceux dont le revenu monétaire est inférieur à 1,25 \$ par jour, selon la définition de la pauvreté absolue adoptée par le Programme des Nations unies pour le développement (PNUD) – n’a cessé de baisser au cours des dernières décennies, notamment depuis l’adoption, par les Nations unies en 2000, des *Objectifs de développement du millénaire* : elle a été divisée par deux, de 36 % de la population mondiale (soit un peu plus de 1,9 milliard d’individus) en 1990, à 18 % (un peu plus de 1,2 milliard) en 2010 (Nations unies, 2014a) ; et l’incidence de la faim et de la malnutrition a elle aussi beaucoup régressé, passant de près d’un milliard d’individus en 1990 à 795 millions en 2015 (FAO, 2015).

Pourtant, l’inquiétude suscitée par les évolutions démographiques futures ne saurait être écartée d’un simple haussement d’épaules : la population mondiale continue de croître à un rythme soutenu. Évaluée à un peu moins d’un milliard à la fin du XVIII^e siècle, au moment où Malthus publiait son *Essai*, elle avait ensuite doublé en un siècle et demi, puis atteignait 3 milliards en 1960, et doubla à nouveau au cours des quatre décennies suivantes. De 7,3 milliards en 2015, elle devrait, selon la projection médiane des Nations unies révisée en 2012, dépasser 9,5 milliards en 2050, et avoisiner les 11 milliards à la fin du siècle. Même si c’est peu perceptible, le rythme d’accroissement annuel a diminué depuis son pic des années 1960 : il a été divisé par deux entre la seconde moitié des années 1960 (+2,07 % par an) et 2015 (+1,04 % entre 2015 et 2020) ; en variation absolue, le pic a été atteint au cours des 5 dernières années, qui ont vu la population mondiale croître de plus de 80 millions d’individus par an – l’équivalent de la population de l’Allemagne ! –, selon les données de la Division Population des Nations unies¹. Or en quelques décennies, les tensions sur les ressources naturelles et les dégradations de l’environnement se sont tellement accentuées que l’on ne peut que s’inquiéter des conséquences qu’aura l’ajout de quelque 2 milliards d’êtres humains d’ici 2050, et près de 4 milliards d’ici 2100, si les tendances récentes du développement économique et des modes de vie se perpétuent.

Tant l’explosion démographique observée au cours des deux siècles qui ont suivi la Révolution industrielle que le ralentissement récent et projeté par les experts des Nations unies sont la résultante d’un processus que les démographes appellent la transition démographique : avec l’augmentation du niveau de vie, l’amélioration de la nutrition et les progrès de l’hygiène et de la médecine qui l’accompagnent, la mortalité – d’abord infantile et périnatale – diminue rapidement et l’espérance de vie à la naissance augmente – elle était inférieure à

40 ans au XVIII^e siècle, a dépassé, en moyenne dans le monde, le cap des 50 ans dans les années 1960, et atteint aujourd'hui 70 ans² ; le taux de fécondité – nombre d'enfants par femme – commence ensuite à décroître, notamment parce que les parents constatent que la probabilité de survie des enfants qui naissent augmente. La dynamique démographique passe ainsi progressivement d'un régime quasi-stationnaire, où la natalité et la mortalité sont très élevées, mais l'accroissement démographique faible, à un nouveau régime, supposé lui aussi tendre vers un sentier stationnaire, où la fécondité est basse – en théorie un peu supérieur à 2 enfants par femme, pour assurer le renouvellement des générations – et la mortalité faible, l'espérance de vie s'accroissant désormais aux âges élevés. Mais au cours de cette transition démographique, entamée d'abord en Europe aux cours du XVIII^e siècle, puis se répandant progressivement dans le reste du monde, la population augmente fortement, avant de tendre à nouveau vers un plateau, comme c'est le cas actuellement, en moyenne, en Europe, où la population devrait même diminuer après 2020. En Afrique sub-saharienne, où la plupart des pays ne font qu'entamer la transition démographique, le taux de croissance annuel de la population est encore, en 2015, proche de 2,7 % par an. Le ralentissement démographique est donc bien réel, mais inégal selon les régions, de sorte que le dynamisme démographique mondial reste soutenu. Trop ?

2. L'ÉNERGIE EN TRANSITIONS

Longtemps les humains n'ont eu recours, dans leur vie quotidienne comme dans leurs activités productives, qu'à leur propre force physique, et à un petit nombre de sources d'énergie renouvelable : le bois, pour cuire les aliments et se chauffer, l'huile ou la cire pour s'éclairer, les animaux domestiques pour le transport et la force motrice ; plus tard, toujours pour actionner les machines, les moulins à eau puis les moulins à vent. Avec l'invention, par Denis Papin, puis le perfectionnement décisif, par James Watt, de la machine à vapeur, l'Angleterre, puis l'Europe occidentale, et peu à peu l'humanité tout entière sont entrées dans une ère radicalement nouvelle : celle des énergies fossiles – le charbon, puis le pétrole et, d'une certaine manière, l'énergie nucléaire dont la base du combustible est le minerai d'uranium ([encadré 2.1](#)).

Encadré 2.1 – Rareté du bois et attrait économique du charbon dans l'Angleterre du XVIII^e siècle

Les historiens-économistes ont, depuis quelques années, fait des progrès considérables dans la collecte ou la reconstitution de données chiffrées sur la production, les prix et les revenus des périodes passées.

Les développements de cette nouvelle branche de l'économie – la cliométrie – ont notamment permis d'analyser les évolutions des prix relatifs de certains produits de première importance dans le fonctionnement des économies du passé : les denrées alimentaires, bien sûr, mais aussi les différentes sources d'énergie, permettant de mieux comprendre les incitations qui, à certaines époques charnières, ont pu engendrer des évolutions majeures dans les modes de production ou de consommation.

Pomeranz (2001) suggère ainsi que la hausse du prix relatif du bois dans l'Angleterre du XVII^e et du début du XVIII^e siècle a joué un rôle décisif dans le perfectionnement technique de la machine à vapeur et dans l'essor de la révolution industrielle. Le bois était, en effet, alors une ressource aux usages multiples, tous en pleine progression : matériau de construction pour les logements et les bateaux, source quasi unique d'énergie pour le chauffage, la cuisson des aliments, l'artisanat. Or l'Angleterre est une île relativement exiguë et la pression démographique avait sensiblement réduit les surfaces boisées, entraînant une surexploitation des forêts et une raréfaction du bois dont le prix relatif s'est beaucoup accru.

Le charbon de bois, très utilisé pour la combustion, devenait ainsi relativement plus coûteux que le charbon fossile, présent en abondance dans le sous-sol anglais et connu depuis longtemps, mais peu exploité en raison des difficultés techniques que présentait son extraction. Or il se trouva que la machine à vapeur de Watt non seulement fonctionnait avec cette source d'énergie, mais aussi résolvait les principaux problèmes techniques de l'exploitation des mines de charbon : le pompage de l'eau qui s'accumulait dans les galeries, plus tard le transport du minerai par les machines mues par des moteurs à vapeur, puis la ventilation des galeries profondes.

Cette analyse, qui n'enlève rien au génie de Watt, suggère que les contraintes de la rareté peuvent susciter des avancées technologiques, ou du moins encourager l'adoption et la diffusion de technologies nouvelles. Cela peut inciter à l'optimisme, même si, bien sûr, ces enchaînements n'ont rien d'automatique : l'analyse économique élémentaire suggère cependant que l'ampleur du gain potentiel est un puissant moteur de la recherche de solutions aux problèmes.

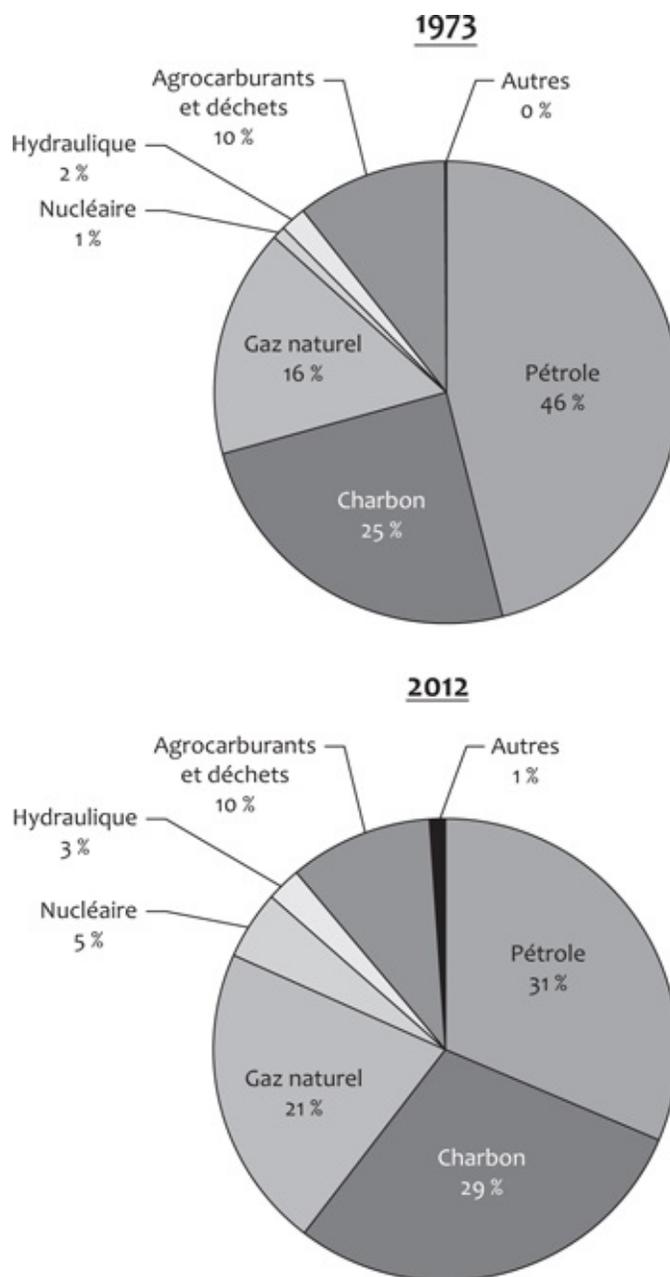
Ces énergies nouvelles, dont l'utilisation s'est intensifiée depuis la révolution industrielle anglaise du milieu du XVIII^e siècle, ont entre elles deux traits communs essentiels : leur combustible est épuisable – les stocks existants, bien que partiellement inconnus, sont assurément finis, du moins sur notre planète – ; et leur usage produit des déchets nuisibles – monoxyde et dioxyde de carbone (CO et CO₂), gaz à effet de serre, dans le cas des combustibles fossiles, déchets radioactifs dans le cas du combustible nucléaire. Tant en raison des coûts croissants de certaines énergies fossiles – mais les fluctuations des prix sont considérables et la découverte de nouvelles techniques d'exploitation permet parfois de faire drastiquement baisser les prix, comme l'illustre le développement de l'exploitation des gaz de schiste, aux États-Unis, ou des schistes bitumineux d'Alberta au Canada – qu'avec la montée des préoccupations liées au changement climatique induit par l'accumulation dans l'atmosphère de gaz à effet de serre, on observe, depuis quelques années, un développement rapide de nouvelles technologies améliorant le rendement des sources anciennes d'énergie renouvelable (hydraulique, éolien, bois et agrocarburants), mais aussi de l'exploitation de nouvelles sources d'énergie (soleil, marées, biomasse) qui modifient, de manière encore marginale, le « mix

énergétique » mondial (figure 2.1).

2.1. LA FORMIDABLE CROISSANCE DE LA CONSOMMATION ÉNERGÉTIQUE

La consommation d'énergie a connu, surtout depuis le début du xx^e siècle, une croissance spectaculaire, principalement alimentée par des ressources énergétiques fossiles dont les prix sont demeurés relativement bas : le monde consommait environ 400 millions de tonnes d'équivalent pétrole (tep) en 1800 ; il en consommait plus de 30 000 millions en 1990 (McNeill, 2000). La quasi-totalité de l'énergie consommée était renouvelable jusqu'à la fin du xix^e siècle ; la consommation énergétique par personne est passée, en moyenne mondiale, d'environ 20 gigajoules par personne et par an en 1820 à environ 80 en 2000, tandis que la population mondiale était multipliée par 7 environ³. Les usages de ces nouvelles sources d'énergie – non renouvelables – se sont diversifiés : depuis la révolution industrielle, la production et le transport ont, bien sûr, absorbé des quantités croissantes d'énergie ; mais c'est également le cas, de plus en plus, directement dans les utilisations domestiques, destinées à améliorer le confort, avec le développement de l'équipement électrique – chauffage et climatisation, appareils électroménagers, *etc.*

Figure 2.1 – Évolution du mix énergétique mondial, 1973-2012 (en %)



Source: AIE

C'est ainsi l'intensité énergétique de la production – la quantité d'énergie par unité de volume produit (mesuré habituellement par le PIB en volume) – qui s'est accrue tendanciellement, mais diversement selon les pays et les périodes. La part des énergies fossiles – c'est-à-dire des dérivés fossiles du carbone (charbon, pétrole et gaz naturel) – a, elle-même, beaucoup augmenté, de sorte que l'intensité carbonique de la production – la quantité de gaz à effet de serre (GES) engendrés par la combustion du carbone fossile – s'est accrue elle aussi. Mais des différences sensibles entre pays se sont affirmées au cours des

dernières décennies : l'intensité énergétique de la production a baissé dans l'Union européenne depuis le premier choc pétrolier (1973), alors qu'elle continuait d'augmenter aux États-Unis et dans la plupart des pays émergents. Au sein même de l'Union européenne, les écarts d'intensité énergétique sont très importants : en 2013, les valeurs les plus faibles étaient enregistrées au Danemark (0,09 tep / 1 000 euros de PIB en volume), en Italie (0,1), la plus élevée en Bulgarie (0,6), la France et l'Allemagne se situant à des niveaux voisins (respectivement 0,143 et 0,13). Bien peu au regard des valeurs atteintes en Russie (0,33) ou en Chine (0,26).

2.2. DES DOTATIONS NATURELLES TRÈS INÉGALES

La disponibilité des différentes sources d'énergie primaire est très inégale selon les continents et les pays ; elle a beaucoup évolué depuis le premier choc pétrolier, les découvertes de nouveaux gisements d'énergies fossiles ayant été nombreuses et les techniques d'exploitation s'étant modifiées (figures 2.2, 2.3 et 2.4). Les pays de l'OCDE et la Chine étant aujourd'hui les plus gros utilisateurs d'énergies, notamment fossiles, les échanges internationaux concernent une part importante de la consommation mondiale d'énergie (tableau 2.1), certaines régions, comme l'UE, étant très dépendantes du reste du monde pour leurs approvisionnements (cf. encadré 2.2).

Figure 2.2 – Production de pétrole brut par région, 2013 (% du total)

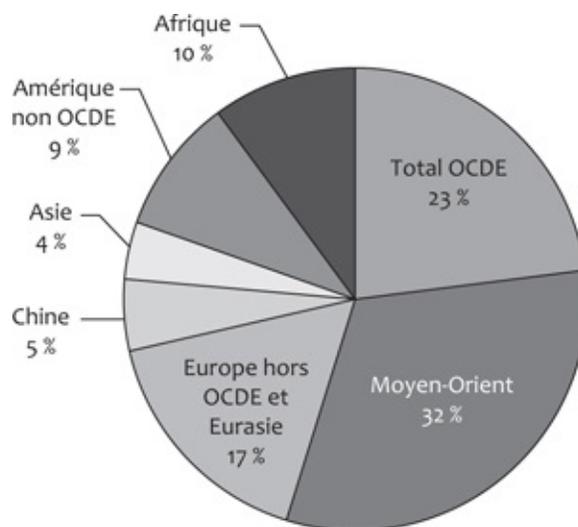


Figure 2.3 – Production de gaz naturel par région, 2013 (% du total)

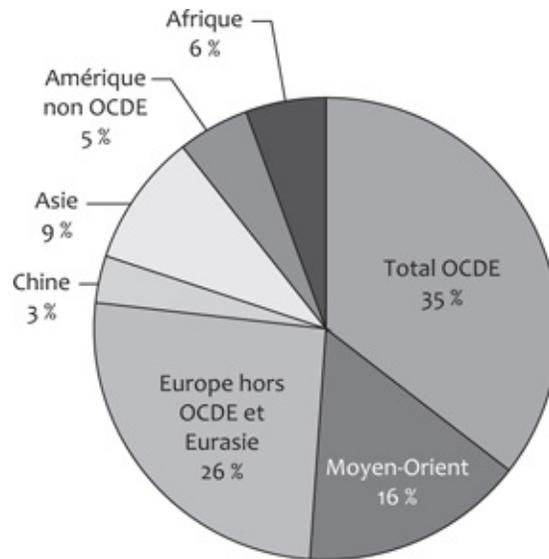


Figure 2.4 – Production de charbon par région, 2013 (% du total)

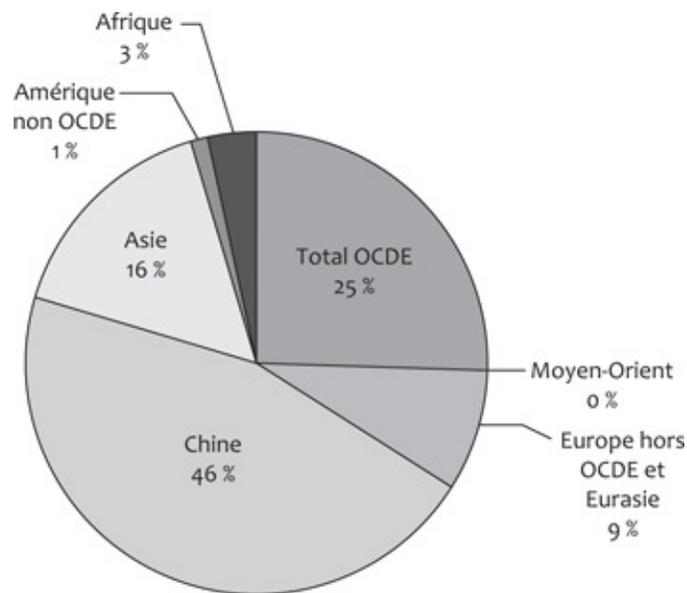


Tableau 2.1 – Production, exportation et importation d'énergies fossiles pour les principaux pays, 2010 (millions de tonnes, et pourcentage de la production mondiale entre parenthèses)

	Pétrole		Gaz naturel		Charbon	
	Production	Exportation nette	Production	Exportation nette	Production	Exportation nette
Russie	502 (12,6)	247	637 (19,4)	169	248	89
Arabie Saoudite	471 (11,9)	313	82 (2,5)	nd		
États-Unis	336 (8,5)	- 510	613 (18,7)	- 74	932	57
Iran	227 (5,7)	124	145 (4,4)	nd		
Chine	200 (5,0)	- 199	97 (3,0)	nd	3 162	
Canada	159 (4,0)	nd	160 (4,9)	97		24
Norvège	nd	87	107 (3,3)	101		
Japon	nd	- 179	Nd	- 99		- 187
Allemagne	nd	- 98	Nd	- 83		- 45
France	nd	- 72	Nd	- 46		

Source : AIE

Encadré 2.2 – La dépendance énergétique européenne

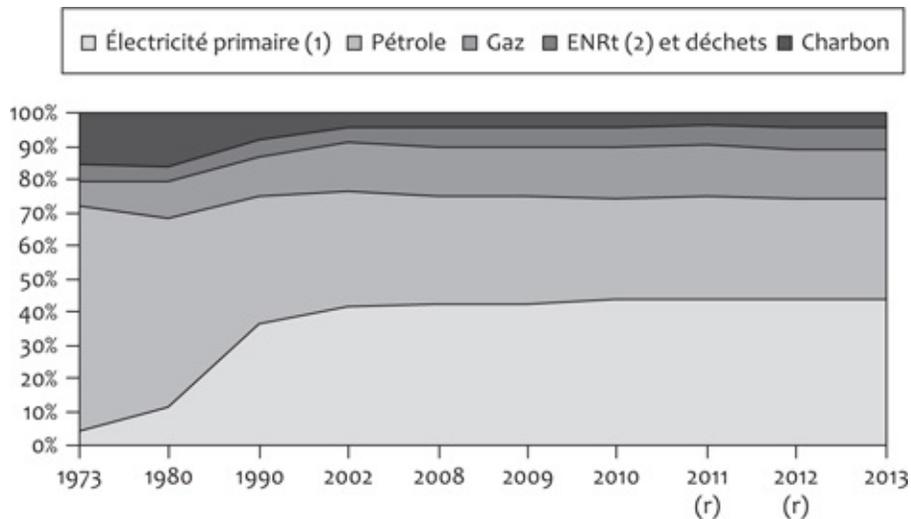
Jusqu'au début du xx^e siècle, les pays européens ont pu subvenir eux-mêmes à leurs besoins énergétiques, longtemps grâce au bois des forêts européennes, puis par l'exploitation du charbon dont le sous-sol européen était relativement richement doté. Mais l'essor de la consommation énergétique et l'usage croissant des dérivés du pétrole, longtemps très bon marché, induisant notamment l'abandon de nombreuses mines de charbon, trop coûteuses, ont profondément changé la donne : en 2010, l'Union européenne a importé près de 1,5 milliard de tep (tonnes d'équivalent pétrole) d'énergie.

Les projections réalisées dans le cadre du « paquet énergie-climat » de l'UE et de la politique énergétique européenne ne sont guère encourageantes : sauf inflexion dans les comportements de consommation ou dans les sources de production d'énergie primaire – davantage d'énergies renouvelables ou des découvertes importantes de gisements d'énergies fossiles, telles que les gaz de schiste, dans le sous-sol européen –, le taux de dépendance énergétique de l'UE, aujourd'hui un peu supérieur à 50 %, devrait dépasser 65 % en 2030 et pourrait atteindre 80 % à l'horizon 2050⁴.

Les objectifs du « paquet énergie-climat » – réduction de 20 % des émissions de GES de l'UE, réduction de 20 % de l'intensité énergétique de la production, et une part des énergies renouvelables dans la consommation totale d'énergie atteignant 20 %, à l'horizon 2020 – s'inscrivent ainsi dans une perspective volontariste de réduction de la dépendance énergétique. En revanche, le débat sur l'énergie nucléaire, dont le combustible est intégralement importé, n'a pas d'incidence dans cette dimension.

La France, quant à elle, a une structure singulière de production d'énergie, du fait de l'importance de l'électricité d'origine nucléaire. Sa dépendance énergétique, telle qu'évaluée conventionnellement s'en trouve sensiblement amoindrie, à condition, bien sûr, de faire abstraction du fait que le combustible nucléaire est, lui aussi, intégralement importé.

Figure 2.5 – Structure de la consommation d'énergie primaire en France, de 1973 à 2013 (% du total)



Source : INSEE

2.3. PRIX, COÛTS PRIVÉS ET COÛTS SOCIAUX DES ÉNERGIES DE DIFFÉRENTES SOURCES

Les sources d'énergie, notamment fossile, étant généralement concentrées, leur contrôle constitue un enjeu stratégique et la question de l'appropriation de la rente qu'elles engendrent est l'un des aspects récurrents du fonctionnement des marchés, comme l'ont illustré les principaux chocs pétroliers : au pouvoir d'un cartel de pays importateurs s'est substitué, au moment du premier choc pétrolier (1973), un cartel de pays exportateurs (l'Organisation des pays exportateurs de pétrole, OPEP), dont le pouvoir de marché s'est ensuite érodé du fait de la diversification de la demande et de l'offre, des économies d'énergie, de nouvelles technologies et de nouvelles découvertes apparaissant en réponse à des prix élevés, jusqu'à provoquer un effondrement des prix mondiaux du pétrole, qui sont demeurés bas entre 1986 et 2000 environ.

En outre, en matière énergétique, les écarts entre coûts privés et coûts sociaux sont omniprésents et, généralement, de grande ampleur. C'est le cas au niveau de la production, l'exploitation des gisements d'énergies primaires – extraction d'énergies fossiles, exploitation des centrales nucléaires et gestion de leurs déchets, construction et réalisation de barrages pour l'énergie hydroélectrique, d'éoliennes, de panneaux solaires, *etc.* –, étant génératrice de nombreuses externalités négatives et de risques environnementaux, non inclus dans les évaluations marchandes ; mais également au stade de la consommation, avec les émissions polluantes diverses engendrées par la combustion des énergies fossiles, singulièrement les émissions de GES et leurs conséquences climatiques.

Cette omniprésence d'externalités, le plus souvent négatives, justifie l'intervention des pouvoirs publics qui, notamment dans les pays développés – au premier rang desquels l'UE –, cherchent, au moyen de taxes et de subventions, à influencer sur les choix énergétiques des agents privés. Mais l'inclusion, dans les évaluations économiques, des coûts sociaux soulève des difficultés et compliquent les arbitrages, comme l'illustrent les controverses autour de l'énergie nucléaire.

2.4. L'HORIZON LONG DES CHANGEMENTS DU MIX ÉNERGÉTIQUE

La part considérable qu'a prise la consommation énergétique dans les modes de vie et de consommation des populations, surtout dans les pays les plus développés, pose toutefois aux politiques publiques des problèmes d'acceptabilité et d'équité. En effet, une imposition plus lourde de l'énergie a des effets très sensibles sur le pouvoir d'achat, notamment des catégories les moins favorisées de la population. Et si les incitations pécuniaires sont, à l'évidence, efficaces, les élasticités à court terme des demandes et offres d'énergie sont faibles, l'inertie provenant essentiellement des choix d'investissement pour la production et d'équipement pour la consommation, financièrement lourds et généralement amortissables sur des périodes longues. Les installations de production et réseaux de distribution de l'énergie sont, en effet, très coûteuses ; et il en va de même pour les investissements faits par les ménages, dont les choix résidentiels et de modes de vie sont influencés par les coûts de l'énergie.

3. « L'EFFET-REBOND » ET L'IDENTITÉ DE KAYA

Jevons formule, au chapitre VII de son ouvrage *The Coal Question* (1865), le paradoxe qui a gardé son nom et qui conserve toute sa pertinence pour comprendre nombre d'enjeux écologiques aujourd'hui : l'accroissement de l'efficacité technologique dans l'utilisation d'une ressource naturelle comme le charbon ne réduit pas la demande pour cette ressource, mais l'accroît au contraire. La consommation est en un sens déchaînée par l'accélération technologique du fait de la baisse des coûts que celle-ci entraîne.

La demande est alors emportée dans une course qui démultiplie l'impact de la consommation sur les ressources naturelles et abrège en réalité le temps qui sépare le système économique du déclin : « le système économique multiplie la valeur et l'efficacité de notre matériau principal ; elle accroît indéfiniment notre

richesse et nos moyens de subsistance et conduit à une extension de notre population, de nos productions, de nos échanges, qui est appréciable dans le présent, mais nous conduit nécessairement vers une fin prématurée ». Jevons conclut : « Il est illusoire de penser qu'un usage plus économique d'un carburant conduit à une consommation moindre. C'est l'exact opposé qui est vrai » (Jevons, 1865).

Le paradoxe de Jevons (également appelé de manière imagée l'« effet-rebond »), généralisé à la question des conséquences écologiques de l'efficacité énergétique engendré par le système économique, se formule donc simplement : l'accroissement de l'efficacité énergétique (la baisse de la quantité d'énergie utilisée pour produire un bien du fait de l'amélioration des technologies), engendre simultanément des économies d'énergie à court terme et une hausse de la consommation du bien à moyen terme qui peut annuler ces économies et finalement engendrer une plus grande consommation d'énergie.

Il faudra attendre les années 1920 et 1930 pour qu'un cadre analytique soit donné aux intuitions de Jevons. L'incidence des activités économiques humaines sur les ressources épuisables et l'environnement trouve alors ses fondements dans les travaux de Hotelling, Pigou et Ramsey, qui prolongent mais aussi corrigent les travaux de Jevons. Hotelling en particulier souligna l'importance de la dynamique des prix et des incitations comme déterminants de l'exploitation des matières premières non renouvelables dont fait partie l'énergie fossile : à mesure que le prix d'une ressource énergétique augmente, les agents sont incités à développer des sources alternatives d'énergie. C'est pourquoi Jevons s'est trompé en prophétisant le « déclin énergétique » de l'économie britannique, qui a pu poursuivre son développement industriel, comme les autres pays occidentaux, en passant du charbon au pétrole puis au gaz et, demain, aux énergies renouvelables.

Le paradoxe de Jevons conserve néanmoins toute sa force, même s'il a fait l'objet de raffinements théoriques et empiriques importants. Daniel Khazzoom (1980) montra au début des années 1980 comment l'appliquer, au niveau microéconomique, à la question de l'alimentation énergétique des logements. Len Brookes (1990) reprit cette idée pour l'appliquer, cette fois au plan macroéconomique, à l'enjeu climatique : à ses yeux, les instruments économiques qui visent à accélérer les progrès technologiques se révéleront non seulement inefficaces pour réduire les émissions de GES, mais contre-productifs.

On peut comprendre cette position à l'aide d'une autre illustration du paradoxe de Jevons, celle de la dynamique des émissions mondiales de GES depuis une quarantaine d'années. « L'identité de Kaya » (Kaya, 1990) décompose la croissance des émissions de gaz à effet de serre en une somme de

quatre taux de croissance : celui de la population, du PIB par tête, de l'intensité énergétique (c'est-à-dire la consommation d'énergie primaire par unité de PIB) et de l'intensité carbonique (c'est-à-dire le niveau d'émissions de GES par unité de consommation d'énergie primaire). Le GIEC calcule ainsi que la croissance annuelle de 1,9 % des émissions de GES dans le monde de 1970 à 2004 s'explique par une croissance annuelle de la population de 1,6 %, une croissance annuelle du PIB par tête de 1,8 %, une baisse annuelle de l'intensité énergétique de 1,2 % et une baisse de l'intensité carbonique de 0,2 % (tableau 2.2).

La dynamique globale des gaz à effet de serre est donc la suivante : les progrès dans l'efficacité énergétique et la « décarbonisation » de l'énergie consommée n'ont pas suffi à compenser la hausse de la population et celle du revenu par habitant. L'effet volume climatiquement néfaste de l'économie mondiale (plus d'habitants, plus riches) va donc de pair avec un effet valeur qui est lui bénéfique (c'est la double amélioration technologique qui permet de consommer moins d'énergie par unité de croissance et d'émettre moins de carbone par unité d'énergie consommée).

Tableau 2.2 – Décomposition de Kaya pour l'économie mondiale (1970-2004)

	Monde 1970-2004 (en % de croissance annuelle)
Population	+ 1,6
PIB par tête	+ 1,8
Intensité énergétique	- 1,2
Intensité carbonique	- 0,2
Effet net	+ 1,9

Source : GIEC

Le GIEC ajoute que le défi d'un découplage absolu entre croissance du PIB par habitant et émissions de gaz à effet de serre – nécessaire pour atteindre les objectifs climatiques que les responsables politiques ont tiré des travaux scientifiques – est « intimidant ».

Mais les données de l'EIA montrent que sous certaines hypothèses, les évolutions futures dans certaines régions du monde, et notamment l'Union européenne, pourraient être favorables (tableau 2.3).

Tableau 2.3 – Les paramètres de l'équation de Kaya (1990-2020)

	Taux de croissance annuelle			Taux de croissance annuelle	
	1990-2005	2005-2020		1990-2005	2005-2020
Intensité carbonique			PIB par habitant		
OCDE	-0,2	-0,5	OCDE	1,7	1,4
Amérique du Nord	0	-0,5	Amérique du Nord	1,7	1,3
Europe	-0,6	-0,6	Europe	1,7	1,4
Asie	-0,2	-0,5	Asie	1,6	1,6
Non-OCDE	0	-0,3	Non-OCDE	2,6	4,3
Europe/Eurasie	-0,7	-0,3	Europe/Eurasie	-0,4	3,5
Asie	0	-0,5	Asie	5,5	5,7
Amérique centrale et du Sud	0	-0,4	Amérique centrale et du Sud	1,5	2,6
Intensité énergétique			Population		
OCDE	-1,2	-1,7	OCDE	0,9	0,6
Amérique du Nord	-1,6	-1,9	Amérique du Nord	1,2	1
Europe	-1,4	-1,7	Europe	0,7	0,4
Asie	0,4	-1,2	Asie	0,4	0,1
Non-OCDE	-1,5	-2,8	Non-OCDE	1,5	1,2
Europe/Eurasie	-1,4	-2,9	Europe/Eurasie	-0,1	-0,1
Asie	-1,3	-3,1	Asie	1,4	1
Amérique centrale et du Sud	0	-1,7	Amérique centrale et du Sud	1,6	1,2

Source : EIA

Tableau 2.4 – Identité de Kaya pour l’OCDE-Europe (taux de croissance annuel moyen)

	1990-2005	2005-2020
Intensité carbonique	-0,6	-0,6
Intensité énergétique	-1,4	-1,7
PIB par habitant	1,7	1,4
Population	0,7	0,4
Total	0,4	-0,5

Source : EIA et calcul des auteurs

Tableau 2.5 – Identité de Kaya pour l’OCDE (taux de croissance annuel moyen)

	1990-2005	2005-2020

Intensité carbonique	-0,2	-0,5
Intensité énergétique	-1,2	-1,7
PIB par habitant	1,7	1,4
Population	0,9	0,6
Total	1,2	-0,2

Source : EIA et calculs des auteurs

On voit ainsi (tableau 2.4) que l'identité de Kaya pour l'OCDE-Europe (les pays également membres de l'Union européenne, donc les plus développés d'entre eux) de 2005 à 2020 prend la forme suivante :

Taux de croissance des émissions = Intensité carbonique (- 0,6) + Intensité énergétique (- 1,7) + PIB par habitant (+ 1,4) + Population (0,4) = - 0,5

Un des problèmes méthodologiques posés par ce qui est parfois qualifié de « postulat Khazzoom-Brookes » est de savoir si c'est l'amélioration technologique qui est la cause véritable de la consommation supplémentaire de biens ou de services. Un autre problème tient à la diversité des valeurs que peut prendre l'effet-rebond dans la consommation d'un bien ou d'un service d'un secteur à un autre, ce qui rend l'effet macroéconomique agrégé douteux. Demeure enfin le problème de pouvoir distinguer entre effet-rebond direct et indirect (la consommation d'autres énergies ou biens complémentaires peut augmenter du fait de l'amélioration d'une énergie ou bien). Les études empiriques disponibles sur le « paradoxe de Jevons », phénomène essentiel pour comprendre la dynamique écologique des sociétés contemporaines, sont, un siècle et demi après sa formulation, encore trop partielles (pour une recension récente des études en présence, voir Sorrelle, 2009).

4. LA CRISE DES RESSOURCES NATURELLES RENOUVELABLES

Selon l'économiste d'Harvard Robert Stavins (Stavins, 2010), un paradoxe apparent marque l'exploitation des ressources naturelles : les ressources non renouvelables (tels les minerais et les énergies fossiles) sont relativement bien protégées du fait de la bonne définition de leurs droits de propriété (précisément parce qu'elles sont en quantité finie). Mais les ressources renouvelables (telles que les stocks de poissons et les forêts) subissent l'exploitation la moins soutenable car leur régime institutionnel est bien plus flou. Ceci illustre bien l'importance, développée au chapitre précédent, des incitations, bonnes ou

mauvaises, au moyen desquelles les institutions façonnent les comportements économiques et leurs conséquences écologiques. Nous passons ici en revue l'état de quatre types de ressources renouvelables : la biodiversité, les réserves halieutiques (autrement dit les espèces vivantes aquatiques, au premier rang desquelles les poissons), les forêts et l'eau.

4.1. LA BIODIVERSITÉ

D'après le think tank *Resources for the future*, la biodiversité (diversité biologique), que l'on peut caractériser en termes généraux comme la diversité totale de toutes les formes de vie, se définit à trois niveaux : la diversité des espèces, la diversité génétique et la diversité des écosystèmes. On se réfère généralement dans le débat public à la première dimension, qui recoupe la variété et l'abondance des espèces dans un espace géographique donné (on évalue alors la biodiversité en y recensant le nombre d'espèces et de sous-espèces vivantes). Comme on l'a vu en introduction, il existe un lien étroit entre préservation de la biodiversité et vitalité des écosystèmes. Les services rendus par les écosystèmes à l'humanité (dépollution, pollinisation, alimentation, etc.) sont en effet gravement affectés par la dégradation de la biodiversité : les écosystèmes riches en diversité biologique sont à la fois plus productifs, plus stables et plus résilients. Ils sont donc mieux à même d'assurer leurs fonctions, de soutenir le bien-être humain et d'absorber des chocs de grande ampleur, comme le changement climatique, sans en être fondamentalement altérés.

La biodiversité, ressource locale, est aussi un bien commun global, dans la mesure où elle bénéficie à tous les humains à travers le monde. On le perçoit bien si on considère la biodiversité globale non seulement comme le support d'un bien-être matériel mais aussi comme un réservoir de connaissances sur le vivant. La biodiversité est ainsi un savoir sur l'homme et sa destruction est une destruction d'intelligence qui affecte la santé et le bien-être humain au-delà même de la question de l'épuisement des services rendus par les écosystèmes.

Ce patrimoine mondial, fruit de plus de 3 milliards d'années d'évolution, est aujourd'hui estimé autour de 1,75 millions d'espèces connues (peut-être 10 millions d'espèces au total). Il est détruit à un rythme qui serait de 100 fois à 1 000 fois supérieur dans la période contemporaine au rythme naturel caractéristique du passé terrestre (sur les 500 derniers millions d'années, secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2006).

L'indice *Living Planet* calculé par le WWF, qui suit l'évolution de 3 038 espèces vertébrées (poissons, oiseaux, mammifères, reptiles, amphibiens) sur le globe servant d'échantillon témoin de la biodiversité terrestre globale, a

globalement baissé de 52 % entre 1970 et 2010⁵. Dans le détail, il a chuté sur la période de 39 % pour les espèces terrestres et pour les espèces marines et de 76 % pour les espèces d'eau douce ; la chute est beaucoup plus marquée dans les régions tropicales que dans les régions tempérées du globe. Selon un autre calcul effectué par l'International Union for Conservation of Nature (IUCN)⁶, en 2009, 36 % des espèces sous observation étroite étaient menacées, dont 70 % pour les plantes, 35 % pour les invertébrés et 22 % pour les vertébrés (dont plus de 30 % pour les amphibiens et les poissons).

La perte de biodiversité se constate également au niveau des écosystèmes : le déboisement ou la déforestation ont ainsi conduit à la disparition de 6 millions d'hectares par an de forêts primaires depuis 2000. Dans les Caraïbes, le couvert corallien dur a fortement régressé au cours des trois dernières décennies. Près de 35 % des mangroves ont disparu au cours des deux dernières décennies dans les pays pour lesquels on dispose de données satisfaisantes.

Cette perte accélérée de biodiversité, extrêmement coûteuse pour le développement humain, n'est pas causée principalement, comme ce fut le cas par le passé, par des phénomènes naturels mais par des facteurs anthropogéniques, c'est-à-dire qu'elle résulte de l'action humaine (par ordre d'importance, par la destruction de l'habitat des espèces, l'introduction d'espèces étrangères, la surexploitation des ressources, les diverses pollutions et enfin le changement climatique).

Il n'est donc guère surprenant que l'année 2010 ait été décrétée « année de la biodiversité » par les Nations unies. C'est hélas aussi l'année au cours de laquelle l'échec de la stratégie mise en place en 1992 pour sa préservation est le plus patent. En 2002 en effet, les parties à la Convention sur la diversité biologique, entrée en vigueur en 1993 et comptant désormais 193 États signataires, avaient pris l'engagement de réduire « de manière significative » d'ici 2010 le taux de perte de biodiversité « au plan global, régional et national » dans la perspective de « contribuer à la lutte contre la pauvreté » et au « bénéfice de la vie sur la planète ».

Une vingtaine d'indicateurs quantitatifs servant de baromètres des progrès accomplis avaient été retenus en 2002, parmi lesquels l'évolution de la population de vertébrés, le risque d'extinction pour les oiseaux ou encore la surface des zones protégées. Huit ans après, comme le reconnaissait sans détour Ahmed Djoghlaoui, secrétaire exécutif de la Convention, le 18 janvier 2010 en ouverture de « l'année de la biodiversité » : « nous ne sommes pas parvenus à tenir la promesse de réduire substantiellement le taux de perte de biodiversité ». L'évolution, telle qu'elle ressort par exemple des données établies par la liste

rouge de l'IUCN, va en effet dans le sens inverse de celui souhaité par la Convention : plus d'espèces sont en danger critique et davantage d'espèces sont menacées qu'en 2002 (voir tableau 2.6). L'accord conclu à Nagoya fin 2010 trace de nouvelles perspectives pour la préservation de la biodiversité, dont on ne peut qu'espérer qu'elles soient enfin suivies d'effet (voir le point 7 de ce chapitre *La gouvernance environnementale globale*).

Bien commun au plan mondial, la biodiversité est aussi, au plan local, un exemple de ressource gérée en commun ou à propriété collective, dite « *common pool resource* » ou « *common property resource* ». Ces ressources impliquent une rivalité dans la consommation mais il est impossible ou difficile d'exclure les individus de leur usage : ceux-ci peuvent alors être tentés de se comporter en « passager clandestin » en maximisant leur gain et en minimisant leur coût ce qui conduira à la surexploitation et finalement la disparition de la ressource. L'exemple des stocks mondiaux de poissons montre bien l'ampleur du problème.

Tableau 2.6 – Espèces menacées (2002-2009)

	Espèces en danger critique		Espèces menacées	
	2002	2009	2002	2009
Mammifères	181	188	339	449
Oiseaux	182	192	326	362
Reptiles	55	93	79	150
Amphibiens	30	484	37	754
Poissons	157	306	143	298
Insectes	46	89	118	151
Mollusques	222	291	236	245
Plantes	1 046	1 577	1 291	2 316

Source : IUCN

4.2. LES STOCKS DE POISSONS

Depuis 1970, dans un contexte de réglementation internationale défailante, la capacité de pêche des navires a été multipliée par un facteur six tandis que les prises moyennes par navire ont baissé d'environ 40 %. Au total, 90 % de la masse des espèces exploitées commercialement a été perdue au cours des quatre dernières décennies. Aujourd'hui, les espèces pleinement exploitées ou surexploitées constituent plus des deux tiers des stocks mondiaux, tandis que les espèces en voie de régénération ne représentant que 1 % du total (tableau 2.7). À ce rythme, la ressource sera définitivement épuisée avant que les moyens de la

préserver à long terme n'aient été découverts et mis en œuvre.

Le dernier inventaire des Nations unies (FAO, 2010) note que « la proportion de stocks de poissons de mer sous-exploités ou exploités modérément est passée de 40 % au milieu des années 1970 à 15 % en 2008 ; inversement, la proportion de stocks surexploités, épuisés ou en phase de reconstitution a augmenté, passant de 10 % en 1974 à 32 % en 2008. La proportion de stocks pleinement exploités est restée relativement stable depuis les années 1970 et se situe à environ 50 % » (tableau 2.7).

Tableau 2.7 – Statut des stocks mondiaux de poissons en 2009

Sous-exploités	3 %
Modérément exploités	11 %
Pleinement exploités	53 %
Surexploités	30 %
Épuisés	3 %
En voie de régénération	1 %

Source : FAO 2012

4.3. LES RESSOURCES EN EAU

Selon les Nations unies, le volume total d'eau sur Terre est d'environ 1,4 milliard de km³ mais le volume des ressources en eau douce est de seulement 35 millions de km³, soit environ 2,5 % du volume total. Qui plus est, de ces ressources en eau douce, environ 24 millions de km³, soit 70 % du total, sont sous forme de glace et de permafrost dans les régions montagneuses, les régions de l'Antarctique et l'Arctique. La quasi-totalité de l'eau douce potentiellement disponible pour l'usage humain est stockée dans le sol sous la forme d'eaux souterraines.

L'eau douce est utilisée à 70 % pour l'irrigation, à 22 % pour l'industrie et 8 % pour l'usage domestique. L'usage de l'eau douce a augmenté plus de deux fois plus vite que le taux d'accroissement de la population au cours du siècle dernier. Or, ces prélèvements d'eau devraient augmenter de 50 % d'ici 2025 dans les pays en développement, et de 18 % dans les pays développés. Les besoins alimentaires devraient augmenter de 70 % d'ici à 2050, avec une demande grandissante pour les produits d'origine animale : cette hausse de la demande alimentaire devrait entraîner une augmentation de 19 % de l'eau utilisée par le secteur agricole.

Plus de 1,4 milliard de personnes vivent actuellement dans les bassins hydrographiques où l'utilisation de l'eau dépasse les niveaux minimaux de recharge, ce qui conduit à l'assèchement des cours d'eau et à l'épuisement des eaux souterraines. Dans 60 % des villes européennes de plus de 100 000 personnes, l'eau souterraine est utilisée à un rythme plus rapide que son renouvellement. En 2025, les Nations unies estiment que 1,8 milliard de personnes vivront dans des pays ou régions victimes de pénuries d'eau absolues, et deux tiers de la population mondiale pourraient être en conditions de stress. Selon le PNUE (2010), « les projections indiquent que le maintien du statu quo » en matière d'exploitation des ressources en eau de la planète « conduit à un écart important et non durable entre l'approvisionnement et les prélèvements d'eau à l'échelle mondiale que ne peuvent combler que des investissements dans les infrastructures et une réforme des politiques de l'eau ».

La répartition des ressources en eau est en outre marquée par des inégalités importantes. Ainsi le rapport des Nations unies sur l'évaluation des ressources en eau (2012) estime que si 86 % de la population des régions en développement aura accès d'ici 2015 à l'eau potable, un milliard de personnes ne disposent pas d'un tel accès aujourd'hui. De plus, les infrastructures sanitaires ne suivent pas le rythme de l'évolution urbaine mondiale, dont la population devrait pratiquement doubler d'ici 2050 pour atteindre 6,3 milliards de personnes : plus de 80 % des eaux usées dans le monde ne sont ni collectées ni traitées.

Enfin, comme le notent les Nations unies (2012), crise de l'eau et changement climatique sont étroitement entremêlés : « l'eau est le premier vecteur par lequel le changement climatique influe sur l'écosystème terrestre et, partant, sur les moyens de subsistance et sur le bien-être des sociétés. Le changement climatique planétaire devrait exacerber les stress actuels et futurs qui pèsent sur les ressources en eau du fait de la croissance démographique et de l'utilisation des terres, ainsi que la fréquence et la gravité des sécheresses et des inondations ». La sécheresse que subit actuellement, depuis plus de trois ans, la Californie révèle les difficultés de la gestion et de la répartition de l'eau, notamment dans les régions où l'agriculture irriguée est importante.

4.4. LES FORÊTS

Selon le PNUE, « les forêts constituent une composante essentielle des infrastructures environnementales dont dépend le bien-être de l'humanité. Les biens et services forestiers soutiennent l'essentiel des moyens d'existence économique de plus de 1 milliard de personnes ». Le PNUE ajoute que « les taux élevés actuels de déforestation et de dégradation des forêts sont dus à la

demande de produits dérivés du bois et à la pression qu'exercent d'autres usages des terres, en particulier l'agriculture et l'élevage extensif » (tableau 2.8). Une étude récente (Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J. et Vaissière, 2009) chiffre à 3,7 milliards de dollars l'évitement des émissions de gaz à effet de serre grâce à la conservation des forêts.

Tableau 2.8 – L'état des forêts mondiales

	Couvert forestier	
	1990	2010
Couvert (hectares) forestier mondial	4,17 milliards	4,03 milliards
Superficie des plantations mondiales forestières (hectares)	178 millions	264 millions
	Déforestation	
	1990-2000	2000-2010
Perte nette annuelle de forêts (hectares/an)	8,3 millions	5,2 millions
Déforestation annuelle (hectares/an)	16 millions	13 millions
Augmentation annuelle des plantations forestières (hectares/an)	3,36 millions	millions

Source : PNUE

5. LES DENRÉES AGRICOLES

7 milliards d'humains en octobre 2011, 7,4 milliards en 2015 ; 9 à 10 milliards en 2050, selon les projections de l'ONU. Peut-on « nourrir la planète », et avec quelles méthodes de production ? Lorsqu'il évoquait le « grand banquet de la nature » et l'impossibilité d'y trouver, indéfiniment, une place pour tous, c'est à l'agriculture que pensait Malthus, à sa fonction nourricière.

De toutes les activités productives, l'agriculture – avec laquelle on regroupe habituellement la sylviculture, l'aquaculture et la pêche – est celle qui dépend le plus directement des ressources naturelles ; elle est aussi devenue, notamment avec l'évolution moderne des techniques agricoles, l'une de celles dont l'influence sur le milieu naturel est la plus forte. Son importance pour l'humanité n'est pas moindre : non seulement elle « nourrit la planète », mais elle fournit également, depuis la nuit des temps, de nombreuses matières premières essentielles à la vie : le bois pour se chauffer et cuire les aliments, pour la construction des logements ; les fibres naturelles (laine, lin, coton, etc.) qui ont,

pendant des millénaires, été les principaux matériaux du vêtement ; la traction animale, source principale d'énergie motrice et de transport jusqu'à la révolution industrielle et bien plus tard dans de nombreuses régions du globe, *etc.*

Depuis les débuts de l'agriculture, au néolithique, la pression foncière n'a cessé de se renforcer, au point que l'on estime aujourd'hui à moins d'un quart le pourcentage des terres émergées qui n'a pas été altéré par la main de l'homme (McNeill, 2000). Quant à la pression que constitue la pêche sur les ressources halieutiques des océans, elle s'est également considérablement renforcée au cours des dernières décennies, dépassant aujourd'hui les limites de ce qui apparaît écologiquement soutenable ([encadré 2.3](#)).

Encadré 2.3 – La fin de la pêche ?

Les ressources halieutiques des océans sont surexploitées et s'épuisent rapidement. Les pêcheurs doivent explorer des zones de pêche de plus en plus lointaines, pratiquer la pêche dans des eaux de plus en plus profondes. Alors que la consommation de poissons et crustacés ne cesse d'augmenter – 27,5 millions de tonnes en 1961, 109,8 millions de tonnes en 2007 dans le monde, dont respectivement 13 millions et 72,7 millions pour la seule Asie (FAO) –, les volumes pêchés dans le monde stagnent depuis la fin des années 1980, s'établissant à 91 millions de tonnes en 2012. La consommation moyenne par tête dans le monde a presque doublé depuis les années 1960 – de 10kg/an à près de 20kg/an en 2012 – et une part croissante de cette consommation est désormais fournie par les produits de l'aquaculture, dont le développement est extrêmement rapide : 13 millions de tonnes en 1990, 67 millions en 2012. En Asie, cette activité représente aujourd'hui la moitié de la production totale de poissons et crustacés.

L'aquaculture n'est, bien sûr, pas une innovation : dès la plus haute Antiquité, on a élevé des poissons, principalement d'eau douce ; et on élève depuis longtemps des coquillages – huîtres et moules, notamment – sur les côtes. En revanche, l'aquaculture marine à grande échelle est une pratique relativement récente, qui s'apparente plus nettement à l'élevage animal terrestre : sélection génétique, apport alimentaire, mais aussi problèmes sanitaires, effluents polluants en sont les caractéristiques communes.

L'aquaculture semble ainsi offrir un potentiel intéressant de produits substitués de ceux de la pêche, à l'instar de l'agriculture se substituant à la chasse. Il existe pourtant une différence essentielle qui empêche de pousser la comparaison à son terme : dans la majorité des élevages d'aquaculture marine, le poisson est nourri avec... des farines de poisson sauvage, ce qui n'atténue en rien la pression de la surpêche, bien au contraire.

Tableau 2.9 – Pêcheurs et aquaculteurs (en milliers)

	Pêcheurs			Aquaculteurs		
	1990	2000	2012	1990	2000	2012
Afrique	1 832	4 084	5 557	1	91	298
Amérique du Nord	385	340	314	--	9	9
Amérique latine et Caraïbes	1 104	1 560	1 982	68	214	269
Asie	23 736	27 435	30 865	3 698	12 211	18 175
Europe	646	676	544	14	103	103
Océanie	55	121	121	1	5	6
Monde	27 737	34 213	39 411	3 783	12 632	18 861

Source : FAO, 2014

5.1. AGRICULTURE ET ENVIRONNEMENT NATUREL

Avec l'apparition de l'agriculture, environ 8 000 ans avant notre ère, le rapport que l'homme entretenait avec son environnement naturel a radicalement changé : jusqu'alors, son mode de vie et d'alimentation ne le différençait guère des autres animaux ; omnivore, il prélevait certes sur son environnement sa nourriture, mais ce faisant, n'exerçait pas une influence très différente de celle des chevreuils ou des loups. S'accompagnant d'une sédentarisation, l'invention de l'agriculture a permis des apports caloriques plus réguliers ; mais en sélectionnant des espèces végétales pour les cultiver, et des espèces animales pour les élever, l'homme a accru son influence sur son environnement naturel. Du Moyen Âge jusqu'à la première révolution agricole, qui a pris naissance en Angleterre dans la première moitié du XVIII^e siècle, la productivité agricole s'améliore, mais c'est surtout par l'extension territoriale – déforestation, assèchement des zones humides, *etc.* – que l'impact de l'agriculture sur l'environnement naturel s'accroît, notamment en transformant les paysages ; les techniques de production agricoles continuent de n'utiliser que peu d'intrants d'origine extérieure à ce secteur, et les rejets dans l'environnement naturel sont faibles. C'est, comme le montre McNeill (2000), avec la deuxième révolution agricole, celle de la mécanisation et de l'utilisation des engrais et pesticides de synthèse, qui naît aux États-Unis à la fin du XIX^e siècle et se diffuse progressivement en Europe occidentale, puis dans le reste du monde, qu'en même temps qu'augmentent formidablement les rendements agricoles, l'impact environnemental s'accroît considérablement, du fait des prélèvements – notamment en eau – et des rejets – effluents polluants, GES, *etc.* –, de l'extension des surfaces cultivées, de l'appauvrissement des sols en matière organique, de l'incidence négative des méthodes culturales sur la biodiversité,

etc. L'intensification de l'agriculture est alors spectaculaire ; l'utilisation des engrais chimiques en constitue l'un des symptômes les plus visibles : 4 millions de tonnes, environ, étaient utilisées dans le monde en 1940, 40 millions en 1965, et plus de 150 millions en 1990 (McNeill, 2000), et environ 176 millions en 2009 (FAO).

Dans de nombreuses régions du monde ([tableau 2.10](#)), l'activité agricole demeure pour l'essentiel vivrière, occupant une part importante de la population et utilisant peu d'intrants non agricoles. Mais depuis la seconde moitié du ^{xx}e siècle, l'agriculture tend à devenir, dans les pays développés et, plus récemment, dans les pays émergents, un secteur comparable à l'industrie manufacturière, qui utilise des intrants provenant de l'exploitation des ressources naturelles et des autres secteurs productifs – industries manufacturières et services –, et dont les produits sont ensuite transformés par une longue chaîne de conditionnement et de distribution en aval, avant d'être proposés au consommateur, sous forme de produits agro-alimentaires ou autres – textiles, agrocarburants, matériaux, *etc.* –, n'ayant qu'un très lointain rapport avec les denrées agricoles elles-mêmes.

Dès lors, l'analyse économique de l'agriculture doit prendre en compte les aspects marchands et non marchands de cette activité. Pour les premiers, il lui faut s'affranchir d'une tradition qui représente l'agriculture comme un secteur primaire, vendant ses produits directement au consommateur final, pour tenir compte d'un processus de production complexe, inséré dans une longue chaîne segmentée et, le plus souvent, internationalisée. Et pour les seconds, recourir aux outils d'évaluation des impacts négatifs de l'agriculture sur l'environnement naturel – émissions polluantes, destruction de biodiversité, *etc.* –, mais aussi des services écosystémiques non marchands.

Tableau 2.10 – Parts de l'agriculture dans le PIB et de l'emploi agricole dans l'emploi total de quelques pays (2011-2012, en %)

	Part dans le PIB	Part dans l'emploi
Allemagne	1	2
Brésil	5,7	15
Cambodge	33,5	51
Chine	10	35
États-Unis	1	2
France	1,72	3
Madagascar	26,4	--
Pakistan	25,1	45

Source : Banque mondiale

5.2. L'INÉGALE RÉPARTITION ET L'INÉGALE ÉVOLUTION DES TERRES AGRICOLES

La surface totale occupée par les activités agricoles représentait en 2009, un peu plus de 13 milliards d'hectares, soit 37,6 % des surfaces émergées (dont 25,8 % dédiés au pâturage). Ces terres agricoles sont très inégalement réparties à la surface du globe – environ 3 milliards d'hectares en Amérique latine et autant en Asie, 2 milliards d'hectares en Afrique, 2,2 milliards d'hectares en Europe et 1,9 milliards d'hectares en Amérique du Nord –, et surtout réparties différemment de la population. La pression foncière de l'agriculture s'exerce ainsi de manière différente selon les continents : alors qu'en Europe, la part des surfaces émergées consacrée à l'agriculture baisse continûment depuis plusieurs décennies – la déprise agricole se faisant au profit de la forêt, d'une part, de l'artificialisation des sols d'autre part –, elle augmente dans la plupart des autres régions du monde ([tableau 2.11](#)). Si la surface totale consacrée à l'agriculture dans le monde a augmenté de 430 millions d'hectares entre 1961 et 2009, cette augmentation recouvre des hausses de 570 millions d'hectares en Asie, 140 millions d'hectares en Amérique du Sud, 110 millions d'hectares en Afrique, mais aussi des baisses de 140 millions d'hectares en Europe, 40 millions d'hectares en Amérique du Nord. Mais les surfaces disponibles pour une mise en culture sont, selon la FAO, importantes dans la plupart des régions : environ 500 millions d'hectares dans l'ensemble des pays développés, 800 millions d'hectares en Afrique et 800 millions d'hectares en Amérique du Sud.

La surface agricole mondiale a augmenté moins vite que la population. Selon les données de la FAO, la surface agricole par habitant est passée, dans le monde, de 0,36 à 0,20 hectare par personne entre 1970 et 2009 ; mais les différences entre grandes régions sont importantes : en Afrique, de 0,44 à 0,22 hectare par personne, en Amérique du Nord de 1 à 0,61 hectare par personne, en Asie de 0,20 à 0,12 hectare par personne, en Europe de 0,55 à 0,38 hectare par personne.

L'écart croissant entre évolutions démographiques et disponibilité des terres cultivables suscite, depuis quelques années, une vague d'acquisitions transcontinentales de terres arables, principalement en Afrique, en Asie du Sud et en Amérique du Sud : selon un récent rapport de l'International Land Coalition (ILC, 2011), la surface totale des terres arables acquises par des non-

résidents entre 2000 et 2010 est d'environ 200 millions d'hectares, dont 134 millions d'hectares en Afrique, et 29 millions d'hectares en Asie ; trois quarts de ces terres sont destinées à l'agriculture, et majoritairement aux cultures pour la production d'agrocarburants.⁷

Si dans les pays développés, la surface agricole se réduit, au profit des surfaces boisées et de surfaces artificialisées⁸, l'augmentation des surfaces cultivées se fait, partout ailleurs, au détriment de la forêt, principalement de la forêt primaire.

5.3. LES TECHNOLOGIES ET LES RENDEMENTS AGRICOLES

Depuis la deuxième révolution agricole, l'usage d'intrants d'origine extra-agricole – minérale ou chimique – dans les cultures s'est intensifié. Ainsi, les apports d'engrais chimiques ont atteint, selon la FAO, 119 kg/ha en moyenne dans le monde en 2007, avec des variations considérables selon les pays : ainsi, par exemple, en Afghanistan, 4,6 kg/ha, au Ghana, 34,9 kg/ha, en France 136,9 kg/ha, en Égypte, 575,4 kg/ha et en Chine... 647,6 kg/ha. Des différences tout aussi considérables sont observées dans l'usage des pesticides⁹. Dans le même temps, la part de l'agriculture irriguée s'est accrue (*cf.* encadré 2.4).

Encadré 2.4 – L'eau douce, une ressource renouvelable ou épuisable ?

L'agriculture a besoin d'eau douce. Longtemps à dominante pluviale dans la plupart des régions du globe – notamment en Europe occidentale et en Amérique du Nord –, les cultures font un recours croissant à l'irrigation. Le tableau suivant illustre la part de l'agriculture irriguée et la part que représente cet usage dans la consommation totale d'eau douce d'un échantillon de pays.

Une part, variable selon les pays, de l'eau douce consommée est renouvelable : l'eau utilisée pour les usages de consommation humaine est en partie retraitée et récupérée ; celle qui est utilisée pour l'irrigation ruisselle et s'infiltre pour partie, tandis que la transpiration des plantes irriguées en rejette une partie dans l'atmosphère. Mais une part croissante de l'eau douce provient d'aquifères fossiles, ou à renouvellement très lent, ce qui soulève le problème de l'épuisement de la ressource dans certains pays ou certaines régions, notamment dans les régions arides – péninsule Arabique, Sahara – où d'immenses aquifères fossiles sont intensivement exploités pour l'irrigation des terres agricoles.

Couplée aux progrès de la sélection génétique, cette augmentation massive des intrants a permis une hausse des rendements à un rythme très soutenu – un peu plus de 2,1 % par an, en moyenne dans le monde de 1961 à 2000 (FAO). Pourtant, depuis environ une décennie, l'augmentation des rendements semble ralentir, voir s'inverser pour certaines cultures.

Tableau 2.11 – Agriculture irriguée et usage d'eau douce dans quelques pays (2003-2005)

quelques pays (2000-2005)

	Part des surfaces irriguées dans le total cultivé (%)	Prélèvements d'eau douce par l'agriculture (% du prélèvement total)
Allemagne	4,0	20
Bangladesh	54,3	96
Chili	82,4	64
Chine	47,5	68
Égypte	100	86
États-Unis	12,5	41
France	13,3	10
Inde	32,4	86
Ouzbékistan	87,4	93
Pakistan	81,1	96
Pays-Bas	60,0	34

Source : Banque mondiale (2008)

Les effets des changements de composition de l'atmosphère sur les rendements des cultures sont mal connus et, a priori, ambigus : l'augmentation de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère permet théoriquement une meilleure photosynthèse ; mais l'augmentation de la température moyenne et surtout de la variabilité climatique et des extrêmes diminue les rendements. Toutefois, les progrès de la génétique et de la sélection peuvent peut-être compenser ces tendances.

5.4. LA CONSOMMATION ET LA DEMANDE DE DENRÉES AGRICOLES

L'augmentation considérable de la production de denrées agricoles au cours du dernier siècle a permis de faire face à la croissance démographique tout en améliorant la nutrition humaine moyenne : pour l'ensemble de la population mondiale, la ration moyenne journalière est passée d'un peu plus de 2 200 kcal en 1960 à environ 2 800 kcal en 2000 et devrait, selon la FAO, atteindre environ 3 000 kcal en 2030, soit le niveau moyen observé dans les pays développés à la fin des années 1960 ; en Chine, elle est passée de 1 500 kcal par jour en 1960 à un peu plus de 3 000 kcal en 2000. Parallèlement, la proportion de la population survivant avec un apport calorique quotidien inférieur au seuil considéré comme

nécessaire à une vie en bonne santé (2 200 kcal par jour) n'a cessé de baisser, notamment au cours du xx^e siècle, passant ainsi de 57 % de la population mondiale au milieu des années 1960 à environ 10 % au début du xxi^e siècle, ce qui, il est vrai, représente encore plus de 800 millions de personnes (FAO).

Augmentation de la production de denrées et ralentissement de la croissance démographique mondiale pourraient ainsi se conjuguer pour dessiner un avenir dans lequel l'agriculture subviendrait sans tensions excessives aux besoins de l'alimentation humaine. Pourtant, deux tendances de la demande de denrées agricoles sont susceptibles d'engendrer une pression plus forte sur l'offre de produits agricoles et des effets externes négatifs accrus. D'une part, avec l'élévation du niveau de vie d'une fraction croissante de la population mondiale, la ration alimentaire quotidienne moyenne non seulement augmente en quantité mais se modifie au profit de la viande, dont la production nécessite beaucoup plus d'intrants que les végétaux : on estime à environ 7 calories végétales la quantité d'aliments du bétail nécessaire pour produire une calorie animale – de sorte que plus de la moitié de la production végétale (notamment le maïs et le soja) de l'agriculture mondiale est aujourd'hui destinée à l'alimentation animale – ; et la quantité d'eau nécessaire et de GES émis pour produire de la viande est beaucoup plus importante que celle nécessaire aux productions végétales.

D'autre part, le développement de la production d'agrocarburants – éthanol, à partir de sucre, soit de canne soit de betterave ou de maïs, et biodiesel, à partir d'oléoprotéagineux, colza, huile de palme, *etc.* – a contribué, ces dernières années à accroître sensiblement la demande de ces denrées, alimentant la tension sur les prix mondiaux et la pression foncière.

La question de la soutenabilité de l'agriculture soulève donc de nombreuses interrogations et confronte les décideurs publics à de nombreux arbitrages, l'évaluation des coûts et des bénéfices, marchands ou non, posant de redoutables défis analytiques ([encadré 2.5](#)).

Encadré 2.5 – Comment réduire les externalités négatives et améliorer les services écosystémiques de l'agriculture ?

Les activités agricoles sont source d'externalités, négatives – pollutions diverses – et positives – notamment l'entretien des paysages, dans les pays développés, où la « nature » a, depuis des millénaires, été façonnée par l'homme.

Progressivement, la politique agricole commune (PAC) de l'Union européenne a développé des instruments pour inciter les agriculteurs européens à adopter des pratiques culturales et d'élevage plus respectueuses de l'environnement et productrices d'effets externes plus conformes aux attentes de la société. Des normes ont été édictées et les modalités de soutien au revenu des agriculteurs ont été modifiées : en ne soutenant plus les prix, mais les revenus au moyen d'aides directes, de plus en plus assorties « d'éco-conditionnalité », la PAC a cherché à infléchir la tendance productiviste de

l'agriculture européenne, au profit de pratiques plus respectueuses de l'environnement naturel. Mais les conditions imposées ne semblent pas toujours très satisfaisantes et les résultats sont, pour l'heure, peu concluants.

Dans le cadre national, le « Grenelle de l'environnement » (2007) a également fixé d'ambitieux objectifs de réduction des consommations d'intrants – notamment les pesticides – afin de limiter les effets externes négatifs de l'agriculture sur l'environnement naturel et la santé humaine. Mais là encore, la mise en œuvre se heurte à des oppositions fortes et au manque d'instruments appropriés de politique publique.

6. « ÉCONOMIE VERTE » ET « EMPLOIS VERTS »

Il existe plusieurs définitions, plus ou moins extensibles, de « l'économie verte » et des « emplois verts » qui coexistent aujourd'hui. Pour le PNUE, « l'économie verte » est une « économie dans laquelle les liens vitaux entre l'économie, la société et l'environnement sont pris en considération et dans laquelle la transformation des processus de production et des structures de consommation et de production, tout en contribuant à réduire la quantité par unité produite de déchets, de pollution et d'usage des ressources, matériaux, énergie revitalisera et diversifiera l'économie, en créant de nouvelles opportunités d'emplois décents¹⁰, promouvant le commerce soutenable, réduisant la pauvreté, améliorant l'équité et la distribution du revenu ». En somme, « une économie qui entraîne une amélioration du bien-être humain et de l'équité sociale tout en réduisant de manière significative les risques environnementaux et la pénurie de ressources. ».

Remarquons d'emblée que le périmètre de l'économie verte ne se limite pas aux pays riches : le bien-être des habitants des pays en développement dépend directement de l'adoption de pratiques économiques qui favorisent la soutenabilité environnementale et l'inclusion sociale. Le rapport du PNUE de 2010 sur l'économie verte insiste à ce titre sur le fait que l'« économie verte peut réduire la pauvreté persistante dans des secteurs importants tels que l'agriculture, la foresterie, l'eau douce, la pêche et l'énergie. Une approche durable de la foresterie et des méthodes agricoles écologiques contribuent à préserver la fertilité des sols et les ressources en eau, en particulier pour l'agriculture de subsistance dont dépendent les moyens d'existence de près de 1,3 milliard de personnes ».

On peut commencer, pour tenter de gagner en précision, par distinguer trois exigences en matière d'« économie verte ». La première vise à développer des secteurs de l'économie qui, tout en créant de l'emploi, peuvent limiter l'impact des activités humaines sur l'environnement. La deuxième, plus ambitieuse, consiste à changer la nature des modes de production et de consommation sous la contrainte écologique, c'est-à-dire à amorcer une véritable transition

écologique des structures économiques. La troisième vise à transformer nos systèmes de mesure de la valeur sociale, c'est-à-dire à redéfinir la notion même de développement en insistant davantage sur sa dimension social-écologique (soutenabilité environnementale, égalité, santé, éducation). Appelons par commodité la première dimension « éco-industries », la deuxième « transition écologique » et la troisième « développement soutenable ».

La première dimension est aujourd'hui la mieux analysée et la plus avancée. Le rapport conjoint du PNUE et du BIT de 2008 sur les « emplois verts » définit ceux-ci comme des emplois qui réduisent l'impact sur l'environnement des entreprises et des secteurs économiques, pour le ramener à des niveaux viables. On trouve ces emplois dans l'agriculture, l'industrie, les services et l'administration qui contribuent à la préservation ou au rétablissement de la qualité de l'environnement¹¹.

C'est cette acception restreinte qui est également privilégiée par Eurostat dans son rapport sur « les biens et services environnementaux » de 2009, définis comme un ensemble hétérogène de production de technologies, de biens et de services qui empêchent ou réduisent la pollution et minimisent l'usage des ressources naturelles. Les activités environnementales sont regroupées en deux grandes catégories : la protection de l'environnement et la gestion des ressources naturelles, soit ce qu'il est convenu d'appeler les éco-industries ou éco-activités.

Le périmètre des « emplois verts », afin d'être correctement estimé, doit prendre en compte non seulement ces éco-industries, mais aussi les activités économiques qui dépendent des services écosystémiques ainsi que les effets induits du développement de tous ces secteurs sur le reste de l'économie. Une étude récente conduite au niveau européen (GHK *et alii*, 2007) propose ainsi un chiffre sans doute trop généreux, mais suggestif du total des « emplois verts » dans l'Union européenne à 27 ([tableau 2.12](#)) : limités aux éco-industries, ceux-ci atteindraient 4,6 millions en 2000, répartis en 2,4 millions d'emplois directs, 1,3 millions d'emplois indirects et 0,9 millions d'emplois induits (c'est-à-dire dépendant des ressources investies dans les emplois directs et indirects). Si on étend la définition des « emplois verts » (au-delà de la définition d'Eurostat) aux activités qui dépendent de ressources environnementales (comme l'agriculture, l'exploitation des forêts ou l'écotourisme), le total atteindrait plus de 10 % de l'emploi dans l'Europe des 27, et même 17 % si les emplois indirects et induits sont ajoutés ([tableau 2.12](#)). Selon cette comptabilité large, un emploi sur six en Europe serait plus ou moins « vert ». Bien entendu, toutes ces activités ne sont pas nécessairement favorables à l'environnement (on songe en particulier à la très grande majorité des pratiques agricoles), mais elles dépendent bel et bien de services écosystémiques.

Tableau 2.12 – Les « emplois verts » dans l’UE 27 en 2000 (en milliers)

		Emploi direct	Emploi indirect	Emploi induit	Emploi total
Activités économiques dépendant de ressources naturelles	Noyau dur	964	637	361	1 961
Notion élargie		17 472	8 847	3 356	29 675
Gestion des ressources (GR)		1 834	894	656	3 385
Protection de l’environnement (PE)		1 589	1 084	646	3 319
Noyau dur + GR + PE		4 387	2 615	1 663	8 665
Emploi total					
Notion élargie + GR + PE		20 894	10 826	4 658	36 378

Source : GHK et alii, *op. cit.*

En France, l’emploi dans les éco-industries (ou éco-activités) a été évalué pour l’année 2008 à 405 000 emplois, soit 1,58 % de l’emploi total. Selon la comptabilité du ministère de l’Écologie, proche de celle d’Eurostat, les emplois des éco-activités se répartissent en trois catégories : la protection de l’environnement (qui vise à prévenir, diminuer les émissions de polluants et les autres dégradations causées à l’environnement), la gestion des ressources naturelles (qui vise à diminuer les prélèvements sur les ressources naturelles) et les activités transversales (R & D environnementale et services généraux publics de l’environnement).

Les deux tiers de ces emplois tiennent au domaine de la protection de l’environnement (255 500), la gestion des ressources naturelles (113 700) et les activités transversales (35 700) représentant le tiers restant ([tableau 2.13](#)). Dans le détail, la gestion des déchets (100 100), la gestion des eaux usées (92 800) et les énergies renouvelables (50 400) constituent 60 % des emplois environnementaux. Ce total est bien entendu modeste, mais ces emplois sont en forte progression depuis le milieu des années 1990 : + 36 % contre 14 % de progression pour l’emploi total en France. Ainsi par exemple, l’emploi a progressé entre 1993 et 2009 de 60 % au sein des cinq filières privées plus particulièrement suivies par les services statistiques du ministère de l’Écologie ([tableau 2.14](#)).

Tableau 2.13 – Les « emplois verts » en France en 2008

	Emploi en 2008	Part en %
Protection de l’environnement	255 500	63,1

Protection de l'environnement	255 500	93,1
Déchets	100 100	24,7
Eaux usées	92 800	22,9
Réhabilitation des sols et des eaux	25 900	6,4
Bruit	13 100	3,2
Nature, paysage, biodiversité	10 900	2,7
Pollution de l'air	9 900	2,4
Déchets radioactifs	2 800	0,7
Gestion des ressources	113 700	28,1
Énergies renouvelables	50 400	12,4
Récupération	33 500	8,3
Maîtrise de l'énergie	23 000	5,7
Gestion des ressources en eau	6 800	1,7
Activités transversales	35 700	8,8
Services généraux publics	25 400	6,3
R & D	10 300	2,5
Total	404 900	100,0

Source : Observation et Statistiques (SOeS) du Commissariat général au développement durable (CGDD)

Tableau 2.14 – Nombre d'emplois dans cinq filières d'éco-activités privées

	1993	2009
Gestion des déchets	29 508	62 229
Gestion de l'eau	31 232	46 835
Récupération	20 621	30 134
Travaux d'isolation	14 011	16 228
Gestion du patrimoine naturel	521	1 911
Total des cinq secteurs	95 893	157 337

Source : Observation et Statistiques (SOeS) du Commissariat général au développement durable (CGDD)

Par ailleurs, selon une comptabilité plus large tenant compte des activités « périphériques » (« un ensemble d'activités dont la finalité n'est pas environnementale mais produisant des biens et services favorables à la protection de l'environnement ou à la gestion des ressources naturelles »), il y

aurait en France, en 2008, 950 000 emplois verts, soit près de 3,5 % de l'emploi total.

Une autre façon de cerner la réalité de l'économie verte en France consiste à apprécier le total des dépenses pour l'environnement effectuées dans le pays, que l'on nomme, selon le périmètre considéré, la dépense de protection de l'environnement (gestion des eaux usées, des déchets, protection de l'air, lutte contre le bruit, biodiversité et paysage, sol) ou la dépense nationale liée à l'environnement (les actions précédentes auxquelles s'ajoutent les dépenses liées à la production et distribution d'eau et les espaces verts urbains, voir tableau 2.15).

Tableau 2.15 – Dépense nationale liée à l'environnement en France en 2008 (en millions d'euros)

Eaux usées	13 314
Air	3 030
Bruit	2 115
Déchets	14 037
Déchets radioactifs	681
Biodiversité et paysages	1 696
Recherche et développement	3 651
Sol, eaux souterraines et de surface	1 740
Administration générale	3 560
Dépense de protection de l'environnement	43 827
Production et distribution d'eau	8 628
Récupération	5 467
Dépense de gestion des ressources	14 095
Espaces verts urbains	3 670
Total (Dépense nationale liée à l'environnement)	61 592

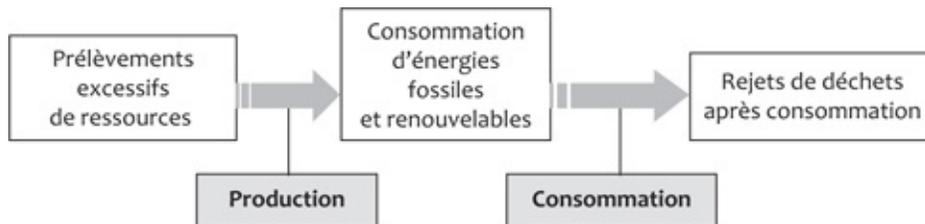
Source : Observation et Statistiques (SOeS) du Commissariat général au développement durable (CGDD)

On mesure que la dépense de protection de l'environnement en France est modeste : elle atteint 43,8 milliards d'euros en 2008 soit 2,25 % du produit intérieur brut, et 61,5 milliards d'euros en 2008 soit 3,2 % du produit intérieur brut si on comptabilise la dépense nationale liée à l'environnement. À titre de comparaison, les dépenses totales de santé représentent en France en 2008 environ 11 % du PIB.

On abordera plus en détail la troisième dimension de l'économie verte, la question des indicateurs de développement, dans la partie suivante de l'ouvrage. Qu'en est-il de la partie centrale qui concerne la transition écologique des structures économiques ? L'économie circulaire vise à limiter au maximum l'usage de ressources non recyclables et l'énergie, l'économie de fonctionnalité vise à transformer les biens en services pour en limiter la production.

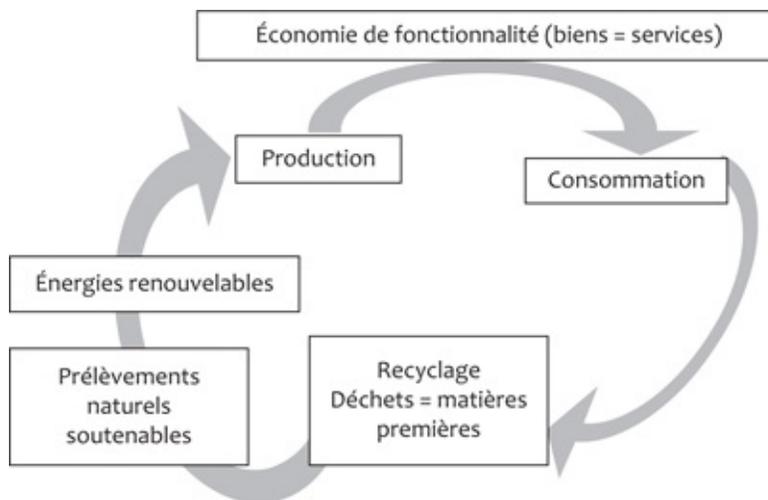
Comment définir l'économie circulaire ? On peut le faire en partant du modèle économique actuel, qui est linéaire (figure 2.6).

Figure 2.6 – L'économie linéaire



Une économie circulaire visera au contraire des prélèvements limités, l'utilisation d'énergies renouvelables et la minimisation des déchets (figure 2.7).

Figure 2.7 – L'économie circulaire



Compte tenu du périmètre de « l'économie verte » et des « emplois verts » ainsi définis, la « politique économique verte » emprunte aux instruments traditionnels de l'économie de l'environnement mais aussi aux instruments nouveaux de l'économie écologique (cf. [Partie 2](#) de cet ouvrage). Pour le PNUE (2010), il s'agit de la réduction ou élimination des subventions préjudiciables à l'environnement ou dommageables, du traitement des dysfonctionnements du marché dus aux externalités ou à l'imperfection des informations, de mesures

d'incitation économiques, d'adoption d'un cadre réglementaire adapté, de marchés publics verts, de stimulation de l'investissement. On pourrait ajouter à cette liste la tarification du carbone, le financement de l'innovation et la recherche à visée écologique, les investissements dans la formation pour permettre le développement des métiers de l'écologie, le développement de nouvelles infrastructures pour accueillir les innovations en matière de consommation et enfin l'élaboration, l'harmonisation et la diffusion de nouveaux indicateurs de pilotage de l'action publique centrés sur le bien-être individuel et social incluant la dimension environnementale.

Le PNUE estime qu'investir 2 % du PIB mondial (1 300 milliards d'euros) par an d'ici à 2050 dans dix secteurs clés permettrait « d'impulser la transition vers une économie à faible émission de carbone où les ressources sont utilisées de façon plus rationnelle » à travers la transformation verte des secteurs clés que sont l'agriculture, le bâtiment, l'énergie, la pêche, la foresterie, l'industrie manufacturière, le tourisme, le transport, l'eau et la gestion des déchets.

7. LA GOUVERNANCE ENVIRONNEMENTALE GLOBALE

La première conférence des Nations unies sur l'environnement, organisée à Stockholm du 5 au 16 juin 1972, afin d'examiner « la nécessité d'adopter une conception commune et des principes communs qui inspireront et guideront les efforts des peuples du monde en vue de préserver et d'améliorer l'environnement », se tint dans l'indifférence quasi générale des chefs d'État et de gouvernement. Dès les premiers pas de ce qui allait devenir la gouvernance environnementale mondiale, s'est donc posée la question de sa portée réelle et de son efficacité. Certes, le texte de la déclaration finale de la conférence contient des idées et des principes souvent remarquables, dont beaucoup seront d'ailleurs repris par le rapport Brundtland « Notre avenir commun » (1987), quinze années plus tard ([encadré 2.6](#)).

Encadré 2.6 – Les débuts de la gouvernance environnementale mondiale à Stockholm

« L'homme est à la fois créature et créateur de son environnement, qui assure sa subsistance physique et lui offre la possibilité d'un développement intellectuel, moral, social et spirituel. Dans la longue et laborieuse évolution de la race humaine sur la terre, le moment est venu où, grâce aux progrès toujours plus rapides de la science et de la technique, l'homme a acquis le pouvoir de transformer son environnement d'innombrables manières et à une échelle sans précédent. Les deux éléments de son environnement, l'élément naturel et celui qu'il a lui-même créé, sont indispensables à son bien-être et à

la pleine jouissance de ses droits fondamentaux, y compris le droit à la vie même.

[...]

Pour que ce but puisse être atteint, il faudra que tous, citoyens et collectivités, entreprises et institutions, à quelque niveau que ce soit, assument leurs responsabilités et se partagent équitablement les tâches. Les hommes de toutes conditions et les organisations les plus diverses peuvent, par les valeurs qu'ils admettent et par l'ensemble de leurs actes, déterminer l'environnement de demain. Les autorités locales et les gouvernements auront la responsabilité principale des politiques et de l'action à mener en matière d'environnement dans les limites de leur juridiction. Une coopération internationale n'est pas moins nécessaire pour réunir les ressources nécessaires afin d'aider les pays en voie de développement à s'acquitter de leurs responsabilités dans ce domaine. Un nombre toujours plus élevé de problèmes d'environnement, de portée régionale ou mondiale ou touchant au domaine international commun, exigeront une coopération étendue entre les pays et une action de la part des organisations internationales dans l'intérêt de tous. La Conférence demande aux gouvernements et aux peuples d'unir leurs efforts pour préserver et améliorer l'environnement, dans l'intérêt des peuples et des générations futures. »

Source : Déclaration finale de la conférence des Nations unies sur l'environnement, 1972

Certes, Stockholm aboutit à la création, en décembre 1972, du Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), qui est aujourd'hui une institution respectée à défaut d'être vraiment puissante. Mais sans les États et leur volonté de lui donner corps, la gouvernance environnementale mondiale est condamnée à rester lettre morte.

Pourtant, le nombre d'accords multilatéraux environnementaux (AME) a considérablement augmenté depuis 1972, en particulier après la Conférence de Rio, qui commémorait en 1992 le 20^e anniversaire de Stockholm. La seule décennie 1990 verra ainsi la signature de plus de 100 accords différents. La gouvernance environnementale mondiale devient alors victime de son succès : du trop peu (on compte en tout et pour tout moins de 40 accords avant Stockholm), on passe au trop plein. On ne compte pas moins aujourd'hui de 500 accords et institutions sur l'environnement, ayant conduit à des milliers de décisions dont la logique d'ensemble et la portée juridique sont sujettes à caution. Or, tous les textes signés ne sont pas ratifiés et encore moins appliqués, loin s'en faut. Ainsi, parmi la vingtaine d'accords principaux régissant l'atmosphère, les espaces maritimes, la biodiversité ou les substances toxiques, le niveau de ratification varie aujourd'hui de 94 États membres des Nations unies à la quasi-universalité (presque tous les États membres des Nations unies sont parties à l'accord), avec de fortes disparités régionales ([tableau 2.16](#)).

Tableau 2.16 – État des ratifications pour quatre accords multilatéraux environnementaux en 2007 (en nombre de pays avant ratifié)

	Convention sur les changements climatiques (UNFCCC)	Convention sur la loi de la mer (UNCLOS)	Convention de Rotterdam sur les substances chimiques	Convention de Bonn sur les espèces migratoires (CMS)
Afrique	52	41	32	33
Asie-Pacifique	46	34	23	10
Europe	48	42	30	37
Am. Latine-Caraïbes	33	27	16	11
Am. du Nord	2	1	1	0
Asie occidentale	10	9	7	3
Total	191	154	109	94

Source : UNEP

C'est un fait : dans ce contexte général de profusion de textes sous l'égide d'une architecture internationale de moins en moins lisible et efficace, il convient de souligner que la gouvernance environnementale mondiale produit des résultats contrastés.

Évalués à l'aune des deux crises écologiques majeures des dernières décennies, le changement climatique et la destruction de la biodiversité, ils peuvent même être considérés comme médiocres. Depuis la conférence de Stockholm de 1972, qui marque l'entrée des États-nations dans un processus général de coopération internationale en matière environnementale, la situation sur ces deux fronts n'a cessé de se dégrader. Le 20^e anniversaire de la conférence de Stockholm à Rio en 1992, où furent pourtant signées les conventions internationales sur le changement climatique et la biodiversité, n'a pas permis d'infléchir cette tendance, bien au contraire.

Mais à l'inverse, le processus de négociation et de coopération internationale peut parfaitement bien fonctionner : c'est le cas du protocole de Montréal protégeant la couche d'ozone. Le protocole de Montréal, signé par 24 pays et la CEE en septembre 1987 à la suite de la convention de Vienne (signée en 1985), est un produit à la fois de l'intelligence scientifique et du savoir-faire diplomatique. Intelligence scientifique, car c'est grâce aux photos satellite que l'humanité a réalisé qu'elle était en train de détruire la couche d'ozone qui la protège des rayons ultraviolets les plus dangereux. C'est ainsi que le débat pourra s'engager sur une base scientifique indiscutable. Savoir-faire diplomatique, car cet accord, décrit par Kofi Annan comme « peut-être le plus grand succès en matière d'accords internationaux », contient tous les ressorts d'une gouvernance environnementale efficace et juste.

Visant l'élimination de tous les gaz appauvrissant la couche d'ozone, en particulier les gaz chlorofluorocarbures (CFC), il a progressivement été étendu à tous les États de la planète. Il est ainsi le seul accord qui puisse se prévaloir d'une ratification universelle (196 États) depuis l'adhésion le 16 septembre 2009 du Timor oriental. Il s'appuie également sur l'imposition de cibles contraignantes de réduction quantitatives transparentes. Celles-ci concernent les pays développés comme les pays en développement et tiennent compte de la production nationale mais aussi des importations et exportations, de sorte que la fiabilité des données rapportées par chaque État est aisément vérifiable. Le Protocole a en outre mis en place des instruments de coopération scientifique et des transferts financiers pour réduire les coûts d'élimination de ces gaz dans les pays en développement. Enfin, il a introduit une certaine flexibilité dans sa mise en œuvre, en autorisant la révision de ses objectifs selon les résultats obtenus et l'état de la science et en confiant à un panel d'experts la capacité de décider d'exemptions partielles pour certains pays au vu de leurs circonstances économiques ou sociales.

Au total, 97 % des substances chimiques détruisant la couche d'ozone contrôlées par le Protocole ont été éliminées et les scientifiques espèrent désormais que la couche d'ozone retrouvera vers 2020 son niveau d'avant 1980.

La gouvernance environnementale mondiale n'est donc pas vouée à l'échec, comme on le conclut trop souvent, mais elle doit être réformée en profondeur pour parvenir à être véritablement efficace. Le problème de la fragmentation de ses institutions est un défi redoutable, que les fondateurs du PNUE, « programme » des Nations unies à vocation large et non agence spécialisée, voulaient justement éviter.

L'avant-dernier grand sommet généraliste sur les questions d'environnement, dix ans après celui de Rio, à Johannesburg (août 2002), a de ce point de vue accouché d'un résultat paradoxal : il a d'un côté réaffirmé le rôle central du PNUE dans la gouvernance environnementale globale, mais a en même temps abouti à une série d'accords mal définis sur le plan juridique et assez disparates quant aux sujets qu'ils couvrent : l'eau, l'agriculture ou les gaz à effet de serre. La fragmentation de la gouvernance environnementale mondiale fut ainsi encore accentuée par un sommet qui voulait justement tenter d'y remédier. Les ministres de l'Environnement réunis à Malmö (Suède) en mai 2000 pour la première session du premier Forum ministériel mondial pour l'environnement avaient pourtant recommandé « une approche plus cohérente et coordonnée entre les instruments internationaux sur l'environnement ».

La gouvernance environnementale se trouve donc prise, au plan global, dans une contradiction : elle suppose, pour être pleinement efficace, une coopération à

géométrie variable entre les États souverains en fonction des différentes questions environnementales concernées (eau, substances toxiques, etc.) ; mais elle nécessite également une architecture institutionnelle intégrée pour éviter les chevauchements, les doublons et les contradictions, et ce d'autant plus que les interrelations entre les grands problèmes environnementaux contemporains (climat, biodiversité, écosystèmes) sont de plus en plus fortes et apparentes. La gouvernance environnementale globale doit donc être à la fois approfondie et spécialisée, pour se rapprocher au plus près de l'idéal d'un gouvernement avisé des biens collectifs mondiaux, mais aussi généraliste et intégrée, pour utiliser au mieux des ressources financières rares et un capital humain limité.

L'année 2010 fut à cet égard paradoxale : elle a permis une remarquable consolidation dans un domaine trop longtemps négligé – la biodiversité – et des progrès non négligeables dans le champ du climat. Mais, du coup, la fragmentation de la gouvernance environnementale globale, dont une réforme cohérente est attendue depuis de nombreuses années, s'est encore accentuée.

Sur le climat d'abord, le sommet de Cancun, mené de main de maître par une présidence mexicaine aussi prudente dans la méthode que déterminée à aboutir, a enfin donné un contenu à la promesse de la « feuille de route » tracée à Bali en 2007 (voir [encadré 2.7](#)) et permis de rapatrier la substance de l'accord de Copenhague (décembre 2009) dans le cadre des Nations unies. Les accords de Cancun et de Durban (2011) sont loin d'être suffisants pour contrer les conséquences les plus dramatiques du changement climatique, mais ils ont assurément permis la réparation du cadre multilatéral des Nations unies, abîmé à Copenhague et la préparation des futures négociations (voir point suivant de ce chapitre).

Mais le succès écologique le plus retentissant est venu au terme d'une « année de la biodiversité » entamée par un aveu d'échec collectif, lorsque le secrétaire exécutif de la Convention sur la diversité biologique reconnaissait sans détour le 18 janvier 2010 : « nous ne sommes pas parvenus à tenir la promesse de réduire substantiellement le taux de perte de biodiversité. ». L'accord de Nagoya ([encadré 2.7](#)), même s'il doit absolument être étayé par des stratégies nationales à la hauteur des engagements mais surtout par un financement pérenne, ouvre vraisemblablement une nouvelle ère dans la gouvernance globale de la biodiversité. *A fortiori* parce qu'il a été suivi de quelques semaines par la promesse de la création de l'IPBES (*Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, décidée le 20 décembre 2010 et définitivement créée en avril 2012), plate-forme scientifique s'inspirant du GIEC et s'appuyant sur les réseaux constitués pour le *Millenium Ecosystems Assessment* (2005) et les rapports TEEB (*Économie des écosystèmes et de la biodiversité*). Cette nouvelle

institution de coopération scientifique mondiale aura pour vocation non seulement de présenter un état complet de la biodiversité et de la vitalité des écosystèmes de la planète mais surtout d'offrir aux responsables politiques une palette de politiques publiques pour mieux préserver et conserver ces ressources capitales.

Encadré 2.7 – Les accords de Cancun et Nagoya

Accord de Cancun (11 décembre 2010) sur le changement climatique

- La limite de 2 °C de réchauffement terrestre est réaffirmée, les cibles de l'accord de Copenhague pour les pays développés et en développement sont intégrées dans le cadre onusien (convention sur les changements climatiques) ;
- Proposition d'un système de vérification des émissions pour les pays en développement tous les deux ans ;
- Réaffirmation de la nécessité d'une nouvelle phase d'engagement dans le cadre du protocole de Kyoto dont la première phase expire en 2012 ;
- Réaffirmation de la nécessité d'un financement pérenne pour l'adaptation et l'atténuation dans les pays en développement, à court terme (30 milliards de dollars d'ici en 2012) et moyen terme (100 milliards de dollars par an à compter de 2020) ;
- Création d'un Fonds vert pour l'adaptation, dont les sources de financement restent à déterminer, dans le contexte plus large d'un « cadre de Cancun pour l'adaptation » ;
- Mécanisme institutionnel permettant des transferts de technologie entre pays riches et en développement ;
- Plan d'action contre la déforestation ;
- L'accord de Cancun est non contraignant.
- Accord de Nagoya (30 octobre 2010) sur la biodiversité
- « Protocole d'Aïchi » sur la stratégie 2011-2020 : division par deux ou élimination de la destruction des habitats naturels (forêts incluses), 17 % d'aires terrestres et 10 % des zones marines et côtières protégées, « efforts spéciaux » sur les récifs coralliens, 15 % des zones dégradées doivent être restaurées, subventions néfastes éliminées ou réduites ; absence de financement pérenne (décision reportée) ;
- « Protocole de Nagoya », sur l'accès et le partage des avantages issus des ressources naturelles génétiques (entré en vigueur en 2012) qui règlemente l'exploitation des ressources naturelles et limite la bio-piraterie (consentement obligatoire des États fournisseurs, obligation de partage des bénéfices notamment) ;
- L'accord de Nagoya est non contraignant. Il est entré en vigueur en octobre 2014. À la mi-2015, il avait été signé par 92 pays, et ratifié par 62.

Le climat et la biodiversité seront donc organisés autour d'un même modèle : une plate-forme scientifique chargée de produire et de diffuser un consensus à usage des décideurs, un accord international fixant des objectifs généraux en rapport avec ce consensus, la mise en œuvre au plan national de stratégies pour atteindre ces objectifs. Reste dans un cas comme dans l'autre la question lancinante du financement, qui a trouvé un début de réponse à Cancun mais dont les options (taxation des flux financiers, de transport ou des marchés du carbone) ne sont pas encore sérieusement discutées dans le détail.

Demeure surtout la perspective d'ensemble de la gouvernance environnementale globale ainsi dessinée. Ces progrès, réels et appréciables, n'ont pas réglé ses problèmes structurels : sa balkanisation, son incohérence et sa fragilité juridique. Il est d'ailleurs trompeur d'évoquer en la matière un « système » : il s'agit bien plutôt d'un réseau en formation.

Pour donner chair à cette réflexion institutionnelle, le PNUE a avancé en juillet 2010 des propositions partant des ambitions que devraient se donner la gouvernance environnementale globale pour mieux souligner l'écart avec la réalité. En découlent certaines options privilégiées de réforme (sur les 24 options initialement considérées, le document du PNUE n'en retient plus que 9, dont les principales sont détaillées dans le tableau 2.17).

Tableau 2.17 – La gouvernance environnementale globale : objectifs, problèmes et options

Objectifs généraux	Lacunes	Options privilégiées de réforme
Disposer d'une interface solide et crédible entre la science et le politique	Manque de capacité et de représentation des pays en développement ; nécessité d'une meilleure interopérabilité et d'une meilleure disponibilité des données ; mauvaise gouvernance de l'interface entre science et politique	Créer un réseau mondial d'information multiniveaux et plurithématiques d'expertise scientifique indépendante pour évaluer l'impact du changement environnemental sur le bien-être humain et signaler en amont les crises à venir
Mettre en place une autorité mondiale reconnue et réactive en matière de soutenabilité environnementale	Écart criant entre promesses et réalisations ; intégration inadéquate entre développement et environnement ; absence d'institution de référence dans le champ dense d'institutions édictant des normes en matière de coopération intergouvernementale environnementale.	Instituer une organisation à vocation universelle pour définir, coordonner et assurer le suivi de l'agenda environnemental global
Assurer le caractère effectif, efficient et cohérent des politiques environnementales dans le cadre du système des Nations unies	Coordination inadéquate en termes de projets et de politiques publiques en matière environnementale ; manque d'évaluation systématique du caractère effectif des décisions ; absence de supervision d'ensemble des	Établir un mécanisme institutionnel pour assurer une coopération globale entre les différents secrétariats des AME

	accords multilatéraux environnementaux (AME)	
S'appuyer sur un financement suffisant, prévisible et cohérent	Absence d'un système de suivi des financements ; faiblesse du lien entre accords sur les objectifs et accords sur les financements ; gouvernance d'ensemble défailante du système de financement	Élargir l'assiette des financements en permettant la réception de dons privés et philanthropiques
Répondre de manière cohérente aux besoins d'assistance des États	Faiblesse du niveau de soutien au regard des besoins existants ; absence de cadre général intégré pour l'aide au développement ; gouvernance d'ensemble du système d'assistance défailante	Mettre sur pied des équipes chargées d'intégrer les problématiques de développement et d'environnement et/ou des bureaux chargés de cette mission dans les institutions intergouvernementales existantes

Source : PNUE, *Building on the Set of options for improving international environmental governance of the Belgrade Process*, 20 juillet 2010

8. LES ENJEUX DE LA COP 21

Pour commencer de saisir les enjeux du sommet de Paris sur le climat en décembre 2015 (la « COP 21 », c'est-à-dire la conférence des parties, 21^e du nom), il est utile de partir du préambule de la Convention des Nations unies sur les changements climatiques rédigée au début des années 1990. Celui-ci évoque la notion capitale de « responsabilité commune mais différenciée » ([encadré 2.8](#)).

Encadré 2.8 – Le préambule de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques

Les Parties à la présente Convention,

Conscientes que les changements du climat de la planète et leurs effets néfastes sont un sujet de préoccupation pour l'humanité tout entière,

Préoccupées par le fait que l'activité humaine a augmenté sensiblement les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, que cette augmentation renforce l'effet de serre naturel et qu'il en résultera en moyenne un réchauffement supplémentaire de la surface terrestre et de l'atmosphère, ce dont risquent de souffrir les écosystèmes naturels et l'humanité,

Notant que la majeure partie des gaz à effet de serre émis dans le monde par le passé et à l'heure actuelle ont leur origine dans les pays développés, que les émissions par habitant dans les pays en développement sont encore relativement faibles et que la part des émissions totales imputable aux pays en développement ira en augmentant pour leur permettre de satisfaire leurs besoins sociaux et leurs

besoins de développement, [...].

Conscientes que le caractère planétaire des changements climatiques requiert de tous les pays qu'ils coopèrent le plus possible et participent à une action internationale, efficace et appropriée, selon leurs responsabilités communes mais différenciées, leurs capacités respectives et leur situation sociale et économique...

Source : Nations unies

Ce qui est en jeu dans les négociations menées dans le cadre des Nations unies n'est donc pas, à la lumière de ce texte fondateur, la reconnaissance d'une faute des uns envers les autres, mais plutôt d'une erreur collective dans notre stratégie de développement qui a conduit au changement climatique et d'une coresponsabilité différenciée doublée d'une solidarité commune à laquelle chaque pays est appelé à être associé selon ses besoins et ses capacités. Il s'agit bien aujourd'hui de se répartir de manière juste et efficace la lutte contre le changement climatique. Car il y a urgence à agir.

Au cours de la dernière décennie, les gaz à effet de serre ont été émis à une cadence accélérée et, en 2014, le taux de dioxyde de carbone dans l'atmosphère a connu la hausse la plus prononcée depuis presque trois décennies, atteignant un niveau de 15 % supérieur à celui de 1990. Comme le souligne le dernier rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) de 2014, la césure n'a jamais été aussi marquée entre une crise qui va en s'intensifiant et des négociations internationales qui stagnent. Le constat climatique est objectivement inquiétant : nous sommes, sans bien en mesurer toutes les conséquences, en train d'entrer dans le monde incertain des 3 °C de réchauffement terrestre (par rapport à l'ère préindustrielle), réchauffement qui interviendra d'ici à la fin du XXI^e siècle.

En 1997, lors de la conférence internationale de Kyoto, un premier engagement, en principe contraignant, de réduction des émissions de GES a été pris par les pays les plus avancés économiquement, les autres en étant dispensés en raison de leur moindre niveau de développement et de leur faible contribution à l'accumulation passée de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère : les pays du premier groupe – ceux de l'OCDE et de l'ancienne Union soviétique, représentant, pour l'année de référence (1990), environ 60 % du flux total d'émissions de GES – s'engageaient, par ce Protocole, à réduire leurs émissions d'au moins 5 %, par rapport au volume émis en 1990, à l'horizon 2012. Cet objectif a été tenu, mieux les dernières données disponibles montrent une réduction de l'ordre de 10 %.

Et pourtant, depuis 1990, les émissions mondiales ont non seulement continué d'augmenter à un rythme soutenu dans la majorité des pays développés

(c'est l'effondrement de l'ex-URSS qui explique les bons résultats de Kyoto), mais se sont accélérées dans les pays émergents (surtout en Chine) qui ne se sont pas vus attribuer d'objectifs contraignants par le traité. Résultat : près de 60 % d'augmentation des émissions depuis 1990. Le cadre d'action défini par le Protocole de Kyoto souffre en fait quadruple problème :

- Un problème d'efficacité : les instruments aujourd'hui déployés ne nous permettent pas de contenir la dynamique des émissions mondiales de gaz à effet de serre. Les émissions ont explosé depuis 1990 et ont été très peu freinées par la récession majeure de 2008-2009 (les émissions de CO₂ ont progressé de 5,8 % en 2010, alors qu'elles n'avaient que faiblement reculé de 2008 à 2009, de 1,4 %) ; la direction actuelle des émissions est donc diamétralement opposée à celle que nous indique la science : depuis la Conférence de Rio (1992), le taux de croissance annuel des émissions est passé de 1 % (1990-2000) à 3,1 % (2000-2010).
- Un problème de transparence : l'approche par les cibles quantitatives d'émissions en volume se prête à un certain nombre de biais qui faussent les résultats obtenus. La date de référence choisie (généralement 1990) est ainsi problématique pour les pays de l'ex-URSS dont beaucoup ont depuis rejoint l'Union européenne. Qui plus est, le Protocole de Kyoto ne comptabilise que les émissions de production (émissions réalisées sur un territoire donné) mais pas les émissions de consommation (les émissions issues de la production d'un pays qui se trouvent incluses dans les produits consommés par un autre pays), alors que ces dernières croissent beaucoup plus rapidement dans les pays développés.
- Un problème d'inclusion : un accord climatique international doit impérativement inclure tous les grands émetteurs de gaz à effet de serre, y compris les pays émergents (la Chine est devenue le premier émetteur de gaz à effet de serre en 2007 et émet aujourd'hui presque le quart des rejets mondiaux).
- Un problème d'incitation : les réductions d'émissions en volume sont perçues par les pays en développement comme une « contrainte carbone » qui pèse de manière injuste sur leur développement économique ; en période de crise économique, les cibles quantitatives peuvent aussi devenir difficilement acceptables pour les pays développés.

Toute réforme qui entendrait dépasser le système actuel de négociations climatiques internationales doit dès lors proposer des solutions à ces quatre problèmes. Raisonner en termes de volume d'émissions pose en outre de redoutables questions. Quelles références considérer et sur quelle base fixer des

objectifs nationaux : les émissions nationales, les émissions par tête, les flux actuels de carbone dans le monde ou encore les responsabilités passées dans l'accumulation du stock actuel de GES ?

À partir de quand faut-il comptabiliser les émissions de gaz à effet de serre ? La révolution industrielle, c'est-à-dire le début du XIX^e siècle par exemple, date des premières émissions de gaz à effet de serre ? Ou plutôt 1990, date à laquelle les scientifiques ont révélé aux responsables politiques et aux industriels que les émissions de gaz à effet de serre d'origine humaine provoquaient un changement climatique planétaire potentiellement dangereux ?

Le problème se complique encore un peu plus si à la dimension temporelle on ajoute la dimension spatiale, c'est-à-dire les flux de carbone entre pays. Depuis le milieu des années 1990, l'écart ne cesse en effet de se creuser entre les émissions de consommation et les émissions de production des pays développés, autrement dit entre les émissions qui sont issues de la production nationale des pays riches et les émissions issues de la production des autres pays du monde, incorporées dans les produits consommés dans les pays riches. Parce que les industries les plus polluantes ont fui la réglementation environnementale des pays développés, ces émissions leur reviennent aujourd'hui sous la forme de produits manufacturés, importés principalement de Chine.

Des données récentes du *Global Carbon Project* permettent de prendre la mesure de ce commerce du carbone (transfert d'émissions des pays riches vers les pays en développement, puis retour des émissions vers les pays riches) : alors que l'écart entre émissions de production et de consommation pour les pays riches était de 3 % en 1990, il a grimpé à 16 % en 2010.

Pour autant, ce nouvel état de fait ne retourne pas complètement, comme on le croit parfois, la répartition des émissions mondiales : même calculées par rapport à la consommation et non à la production, les émissions des pays en développement, emmenés par la Chine, ont bien dépassé celles des pays riches (ce dépassement, qui a eu lieu en 2005 pour les émissions de production, s'est produit en 2009 pour les émissions de consommation). De même, les pays émergents ont une responsabilité dans ces émissions liée au défaut de leur réglementation environnementale, défaut dont ils tirent profit pour un développement économique souvent à courte vue. On ne peut donc pas se représenter ce commerce du carbone comme un échange forcé et inégal.

Cette complexité explique pourquoi de plus en plus d'experts sont d'avis que la condition essentielle du succès d'un plan climatique est l'instauration d'un régime efficace de tarification du carbone. C'est ce que préconisent notamment le Fonds monétaire international, l'OCDE et la Banque mondiale. Le GIEC lui-même juge que sans l'établissement rapide d'une tarification mondiale du

carbone, il sera virtuellement impossible d'empêcher le réchauffement planétaire de dépasser les 2°C au-dessus du niveau préindustriel.

L'accord que les États membres de l'Union européenne ont conclu à l'automne 2014 illustre bien les limites d'une stratégie qui ne serait fondée que sur des cibles de réduction d'émissions, sans régime efficace de tarification du carbone. Le « paquet climat-énergie » européen peut en effet être envisagé comme une pyramide sans base : la cible de réduction de 40 % des émissions de gaz à effet de serre d'ici à 2030 n'est pas soutenue par des objectifs contraignants en matière d'efficacité énergétique et d'énergies renouvelables, eux-mêmes n'étant pas étayés par une réforme véritable de la tarification du carbone sur le continent. Au fondement de l'accord européen, on trouve ainsi un marché du carbone dysfonctionnel laissé à l'abandon. Résultat : des engagements sans instruments et une cible de réduction d'émissions « ambitieuse » mais en suspension au-dessus d'un grand flou.

De même, si l'accord bilatéral Chine-États-Unis, négocié en secret et annoncé à la surprise générale en novembre 2014, est bienvenu, il manque aux ambitions affichées des moyens adéquats.

Il faut que le sommet de Paris aboutisse à un résultat autrement plus substantiel. Il ne peut être question de faire l'impasse sur les cibles nationales de réduction d'émissions, mais celles-ci doivent impérativement s'accompagner de moyens adéquats et coordonnés, incluant l'ébauche d'un prix mondial du carbone. En d'autres termes, il faut viser un accord « engagements + instruments » plutôt qu'un accord « engagements seulement ».

Le débat qui doit s'ouvrir – et qui peut s'appuyer sur de nombreuses contributions académiques – doit porter sur le prix souhaitable du carbone au plan mondial et l'interconnexion entre les prix existants et à venir, en considérant autant les dimensions d'efficacité et d'équité. C'est la tenue de ce débat qui déterminera le succès du sommet de Paris bien plus que l'affichage de cibles de réduction d'émissions qui ne seraient garanties que par la « volonté politique » des États.

La position récemment exprimée par les États-Unis en faveur d'un texte qui ne serait que « politiquement » et non « juridiquement » contraignant renforce encore l'idée que l'on ne peut décidément s'en tenir aux seuls engagements des États. Si, dans le cas européen, la cible de réduction d'émissions demeure contraignante (mais sans être soutenue par des instruments robustes), nous risquons de nous retrouver fin 2015 avec un accord mondial dont les cibles elles-mêmes seront imprécises en plus d'être incertaines (une pyramide sans base ni sommet) et nettement insuffisantes pour nous éviter un monde de 3° C de réchauffement ou plus.

La tenue de cette négociation sur le juste prix mondial du carbone ouvrirait la voie, au-delà du sommet de Paris, à la construction d'une nouvelle gouvernance climatique polycentrique, où toutes les initiatives territoriales pourraient être valorisées. Il faudrait alors viser la convergence graduelle des prix du carbone vers un prix unique.

On le voit bien, la négociation sur le climat n'est donc pas seulement une décision technique sur la foi de données scientifiques mais un dialogue politique sur des critères éthiques. Il faut que le sommet de Paris soit informé par ces critères tant il est vrai que changement climatique et justice climatique sont indissociables.

1. Les données et projections démographiques des Nations unies sont accessibles à l'adresse : <http://esa.un.org/wpp/Excel-Data/population.htm>. Le site de l'INED (Institut national des études démographiques) permet également d'accéder facilement aux principales informations statistiques en provenance de la même source : <http://www.ined.fr/fr/publications/>.
2. Les écarts entre pays sont encore considérables : ainsi, alors que l'espérance de vie à la naissance est passée, en France, d'un peu plus de 67 ans en 1950 à environ 82 ans en 2015, en Sierra Leone – l'un des pays les plus pauvres du monde –, elle n'atteignait pas 29 ans en 1950, et dépasse à peine 45 ans en 2015.
3. Sur l'histoire longue de l'énergie, voir notamment Smil (2010).
4. Voir, notamment, la communication de la Commission européenne sur les perspectives énergétiques à l'horizon 2050 (http://ec.europa.eu/energy/energy2020/roadmap/doc/com_2011_8852_fr.pdf).
5. Cet indicateur est demeuré à peu près stable entre 2005 et 2007, selon les données publiées par le WWF à l'automne 2010. Mais un élargissement de l'échantillon suivi fait apparaître une chute importante depuis (WWF, 2014).
6. Voir les données sur le site : <http://www.iucnredlist.org/>
7. Le suivi des données est assuré et elles sont disponibles sur le site : <http://www.landmatrix.org/en/>
8. Selon le ministère de l'Écologie, les espaces artificialisés recouvrent les zones urbanisées (tissu urbain continu ou discontinu), les zones industrielles et commerciales, les réseaux de transport, les mines, carrières, décharges et chantiers, ainsi que les espaces verts artificialisés (espaces verts urbains, équipements sportifs et de loisirs), par opposition aux espaces agricoles, aux forêts ou milieux naturels, zones humides ou surfaces en eau.
9. Les données utilisées ici et bien d'autres sont disponibles sur le site de la FAO : <http://www.fao.org/economic/ess/ess-publications/ess-yearbook/yearbook2013/en/>
10. Selon le BIT, « le travail décent résume les aspirations des êtres humains au travail – leurs aspirations à accéder à un emploi et à une juste rémunération, à jouir de droits, de moyens d'expression et de reconnaissance, de justice et d'égalité entre les sexes. »
11. Le rapport précise : « On trouve des emplois verts dans un grand nombre de secteurs de l'économie, depuis l'approvisionnement énergétique jusqu'au recyclage et depuis l'agriculture jusqu'à la construction et les transports. Ils contribuent à diminuer la consommation d'énergie, de matières premières et d'eau grâce à des stratégies d'amélioration du rendement, à réduire les émissions de carbone dans l'économie, à minimiser ou à éviter totalement toutes les formes de déchets et de pollution et à protéger et restaurer les

écosystèmes et la biodiversité. »

PARTIE 2
ÉCONOMIE ÉCOLOGIQUE

CHAPITRE 3

ANALYSES ET POLITIQUES

1. ANALYSES

2. POLITIQUES

Face au défi de la soutenabilité, l'enjeu n'est plus de mesurer les dommages écologiques de l'activité économique ni d'imaginer des moyens efficaces pour y remédier, mais d'analyser si le système économique lui-même passera l'épreuve du temps, compte tenu des modalités actuelles de production et de consommation. Dans cette seconde partie, c'est la question du développement soutenable qui est au cœur de l'analyse : l'économie écologique est l'étude de l'interaction entre systèmes naturels et systèmes humains.

1. ANALYSES

1.1. ACTIVITÉ ÉCONOMIQUE ET SOUTENABILITÉ

Consommons-nous trop ?¹ C'est, en quelques mots simples, la question qui sous-tend l'analyse de la soutenabilité, et une bonne part de la problématique du « développement durable » ou « développement soutenable ». Mais trop par rapport à quoi ? L'analyse économique standard suppose, en général, que les aspirations et désirs humains sont insatiables, que le « toujours plus » est une tendance intrinsèque de la nature humaine, dont il découle que les individus sont, en permanence, en situation de devoir choisir et arbitrer, soumis qu'ils sont à la rareté des ressources dont ils peuvent disposer. Dès lors, accéder à de nouvelles ressources, exploiter de nouveaux gisements, défricher des terres vierges, tout cela doit permettre de relâcher la contrainte qui pèse sur les choix individuels et collectifs. Mais on conçoit aisément qu'avec une population mondiale sans cesse plus nombreuse et dont les aspirations à la consommation s'élèvent avec l'accès à des modes de vie inspirés de ceux qui se sont répandus en Occident depuis la révolution industrielle, la pression qui s'exerce sur les ressources et sur l'environnement naturel de la planète s'intensifie.

1.1.1. LA NOTION DE DÉVELOPPEMENT DURABLE OU SOUTENABLE

Obsession des économistes classiques, la question de la soutenabilité du développement économique a disparu des préoccupations pendant plus d'un siècle. Au début du XIX^e siècle, dans une économie encore dominée par le secteur agricole et l'exploitation des ressources naturelles, les rendements décroissants semblaient imposer leur loi d'airain et mener inéluctablement vers l'état stationnaire. Avec l'avènement de l'analyse marginaliste – Jevons, Menger, Walras –, et l'accent mis, dans l'analyse de la croissance économique, sur l'accumulation du capital productif, les possibilités d'accroissement de la production grâce à la croissance extensive – par augmentation de la population – et intensive – par augmentation de l'intensité capitaliste de la production (stock de capital par tête) – apparaissaient sans borne. À la fin du XIX^e siècle, les découvertes de nouvelles sources d'énergie venant s'ajouter aux réserves de charbon, encore abondantes alors en Europe, donnaient le sentiment prométhéen d'une croissance économique illimitée : l'électricité – hydroélectrique au départ – et le pétrole semblaient repousser indéfiniment les risques de pénurie que Jevons (1865) avait, un temps, redoutés. De nouvelles technologies – le moteur à explosion, notamment – et de nouveaux métaux – l'aluminium – allaient bientôt permettre l'essor de nouvelles industries.

Les premières réflexions modernes sur la soutenabilité du modèle de développement économique dominant depuis la révolution industrielle et en passe de généralisation à l'ensemble de la planète sont apparues au début des années 1970, alors qu'après des décennies de bas prix des matières premières, notamment énergétiques, des tensions se manifestent sur les marchés mondiaux – et, un peu plus tard, le premier choc pétrolier engendrera un quadruplement du prix du pétrole. Le rapport du Club de Rome (dit « rapport Meadows », 1972) s'alarme alors des « limites à la croissance » qui naissent de la finitude des ressources naturelles et des atteintes de plus en plus graves à l'environnement. Ce n'est toutefois qu'en 1987 – au moment, d'ailleurs, où le prix mondial du pétrole s'effondre – qu'un autre rapport, émanant cette fois d'un groupe d'experts auprès des Nations unies, le rapport Brundtland (1987), avance la notion de développement durable – ou soutenable – et en donne une définition qui fait aujourd'hui autorité. En 1992, le Sommet de la Terre, réuni par les Nations unies à Rio, au Brésil, s'appuiera sur ce rapport pour définir les objectifs d'une nouvelle croissance, encore bien utopique à l'heure du Sommet Rio +20 (juin 2012).

1.1.2. L'APPROCHE ÉCONOMIQUE DE LA SOUTENABILITÉ

La définition du développement soutenable donnée par le rapport Brundtland

est désormais largement acceptée : « le développement durable est un mode de développement qui répond aux besoins des générations présentes sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs ». Par opposition à l'analyse économique standard, elle met l'accent sur les besoins, qu'il convient de comprendre comme se référant aux « besoins vitaux », notamment ceux des plus démunis, et non sur les aspirations, par essence moins aisément définissables et moins prévisibles et vraisemblablement insatiables. La référence est ici davantage aux « biens premiers » que John Rawls (1971) place au cœur de son analyse de la justice, ou aux « capacités », sur la répartition desquelles Amartya Sen fonde son « idée de justice » (2010). La notion pose ainsi à l'analyse économique plusieurs défis redoutables, auxquels les économistes ne peuvent apporter que des réponses partielles, et inabouties.

Dans la tradition utilitariste qui inspire les analyses économiques dérivées du marginalisme, c'est en termes de bien-être, plutôt que de « besoins », que les économistes tendent à formuler leurs analyses. Or les arguments de la fonction de bien-être – ou utilité – individuelle sont habituellement le loisir – temps disponible pour soi, étymologiquement proche de l'oisiveté, qui ne consomme aucune ressource autre que le temps que lui laisse la nécessité de produire, afin d'engendrer un revenu – et la consommation – précisément celle des biens que le revenu permet d'acquérir, et dont la production nécessite l'emploi de facteurs de production et de ressources naturelles. D'où la reformulation du problème proposée par les économistes dans la question liminaire de cette section.

L'insoutenabilité peut donc être reformulée comme découlant d'une consommation courante excessive ; mais par rapport à quoi ? Dans la mesure où l'on met l'accent sur les « besoins » ou le « bien-être » des générations futures, la norme doit découler d'une réflexion prospective ; elle a donc la nature d'une projection, reposant sur des anticipations. Deux grandes familles de réponses doivent être distinguées : celles qui, dans la lignée des réflexions d'inspiration plutôt « écologiste », adoptent un critère fondé sur les « limites » physiques et biologiques de la planète et de l'environnement naturel qui la caractérise ; et celles qui, dans la tradition de l'analyse économique marginaliste, élaborent un critère fondé sur les possibilités de consommation futures.

Comme souvent, la démarche consiste à fonder l'analyse, de manière analogique, sur les questions de choix individuels. Le raisonnement s'appuie alors sur la définition du revenu individuel donnée par John Hicks (1939) : c'est le montant maximum qui peut être alloué à la consommation courante sans entamer la richesse, ou le patrimoine, de l'individu, qui constitue dès lors une mesure de ses possibilités de consommation futures. Transposée à l'échelle d'une population, cette définition de la consommation soutenable implique donc

d'adopter, pour l'analyse économique de la soutenabilité, une approche patrimoniale, et de s'intéresser au stock de richesse qui permet à cette population de consommer, qu'elle est susceptible d'amputer en consommant « trop », ou de léguer aux générations futures qui pourront ainsi, grâce à elle, satisfaire leurs besoins.

C'est à Robert Solow (1993)², qui avait été, dans les années 1950, à l'origine de l'analyse moderne de la croissance économique fondée sur une représentation en termes de fonction de production combinant différents facteurs – capital et travail, dans les modèles de croissance habituels –, que l'on doit l'application de cette intuition à l'analyse de la soutenabilité économique : puisque la fonction de production décrit la manière dont les quantités de facteurs sont combinées, en mobilisant les technologies disponibles, pour produire une certaine quantité de biens, il convient, pour définir le critère – ou la frontière – des possibilités de consommation futures, d'évaluer un stock de richesse suffisamment inclusif pour tenir compte de tous les ingrédients nécessaires, au-delà donc du seul capital productif produit qui figure habituellement dans la fonction de production.

La « richesse » doit donc être appréhendée dans le sens le plus large, de manière à y inclure l'ensemble des composantes du « capital » qui contribuent à la production du bien-être des générations présentes, et peuvent être transférées dans le futur, et léguées aux générations futures, leur permettant d'atteindre, à leur tour, un bien-être au moins équivalent à celui dont profitent les générations actuelles. Une consommation est « excessive » si elle ampute ce stock de richesse.

Quelles sont ces composantes de la richesse qui contribuent à la production du bien-être ? L'analyse moderne de la croissance – dite « croissance endogène » –, qui met l'accent sur les contributions d'un ensemble de facteurs accumulables – capital humain et connaissances, infrastructures publiques, institutions – permet d'en préciser la liste. On en distingue habituellement quatre : le capital productif produit – celui que les économistes ont toujours inclus dans la fonction de production –, le capital humain – représentation sous forme de stock du facteur travail également présent dans la fonction de production traditionnelle –, le capital naturel – mesure économique de l'ensemble des dimensions de l'environnement susceptibles d'être mobilisées dans la production ou de rendre des « services » environnementaux ou écosystémiques – et le capital social et institutionnel – dans lequel il convient d'inclure l'ensemble des institutions qui concourent au bon fonctionnement de l'économie et à sa bonne gouvernance, ainsi qu'une évaluation, plus problématique sans doute, du capital social.

Cette approche patrimoniale de la soutenabilité, fondée sur une évaluation de

la richesse au sens large, permet de définir un critère, en principe simple – mais en pratique difficilement quantifiables (cf. *Indicateurs de soutenabilité*) –, de soutenabilité : si le flux correspondant à la variation de cette richesse au sens large au cours de la période considérée – appelé « épargne nette ajustée » – est négatif, alors ce stock a été amputé et la croissance n'est pas soutenable ; dans le cas contraire, elle l'est.

1.1.3. SOUTENABILITÉ FAIBLE OU FORTE

Le choix du critère de soutenabilité apparaît ainsi comme un élément crucial de la distinction entre deux grandes familles d'analyses de la soutenabilité : celles qui mettent en exergue la finitude des ressources naturelles, qui constituent une limite donnée et intangible aux possibilités de développement humain ; et celles qui, privilégiant un critère lui-même dépendant des activités humaines, donnent de la soutenabilité une vision plus évolutive, mais également plus maîtrisable par l'homme. Cette distinction recoupe, au moins en partie, celle faite habituellement entre « soutenabilité forte » et « soutenabilité faible ». Deux postulats essentiels les distinguent : alors que la première considère que la norme de soutenabilité n'est pas manipulable – c'est-à-dire qu'elle ne dépend pas des comportements humains, qui ne peuvent que se restreindre dans les usages qu'ils en font, mais pas accumuler pour desserrer la contrainte –, la seconde ouvre la possibilité d'accumuler des facteurs susceptibles de produire du bien-être pour les générations futures qui en hériteront ; et, corollaire du premier postulat, la seconde fait l'hypothèse d'une substituabilité entre les différentes composantes de la richesse au sens large, tandis que la première l'exclut en se focalisant exclusivement sur les limites physiques imposées par les ressources naturelles.

Ainsi, dans l'analyse économique de la soutenabilité, l'avenir ne dépend pas seulement du rythme d'épuisement, presque inéluctable, des ressources naturelles, donc de la « sobriété » humaine, mais aussi des capacités de prévoyance de l'homme et l'ingéniosité avec laquelle il répond aux défis que lui pose la rareté, en accumulant différentes formes de capital et en innovant afin de mieux tirer parti des ressources dont il dispose en combinant de manière plus efficace les stocks de capital accumulés ([encadré 3.1](#)).

S'agissant, dans les deux cas, d'analyses prospectives, il convient de faire des hypothèses sur les évolutions futures. Dans le cas de la « soutenabilité forte », on suppose que les ressources naturelles et les services qu'elles rendent sont connus, ce qui exclut la possibilité de nouvelles découvertes, susceptibles d'en repousser les frontières. Dans le cas de la « soutenabilité faible », la mise en œuvre du critère de soutenabilité impose également de faire des hypothèses sur

les évolutions futures, notamment des technologies, ce qui rend leur opérationnalisation problématique.

Encadré 3.1 – La « règle de Hartwick »

S’inscrivant clairement dans une perspective de développement soutenable et s’inspirant des travaux de Hotelling sur l’exploitation des ressources épuisables, John M. Hartwick a été l’un des pionniers de la notion de « richesse véritable » ou « richesse au sens large » (cf. ci-après). Cherchant à établir un mode de gestion optimale des ressources naturelles épuisables, de manière à ne pas léser les générations futures, qui hériteront d’un stock amoindri de la ressource, il s’appuie sur une fonction de production de type Cobb-Douglas pour démontrer que les recettes de l’exploitation de la ressource doivent être intégralement réinvesties dans la formation de capital productif, de manière à maintenir intacte la capacité totale de production léguée aux générations futures.

Cette « règle de Hartwick » a inspiré la création des « fonds souverains » que les pays producteurs de matières premières, notamment d’énergies fossiles, alimentent avec les recettes de leur exploitation, et qu’ils investissent, soit en projets d’investissements destinés à prendre le relais des ressources épuisables – comme c’est notamment le cas à Abou Dhabi avec les grands projets de production d’énergies renouvelables ou de diversification de l’économie, avec le développement de secteurs autres que la production d’énergie –, soit en obligations ou actions, investissant alors dans le capital d’entreprises existantes. L’exemple de la Norvège, grand exportateur d’énergies fossiles, illustre cette stratégie de long terme, avec un flux important d’investissements directs étrangers.

1.1.4. LES DIMENSIONS DE LA SOUTENABILITÉ

Si l’élaboration de critères de soutenabilité se heurte à des difficultés liées à l’évaluation et à l’incertitude, la définition canonique de la soutenabilité donnée dans le rapport Brundtland pose à l’analyse économique d’autres conditions difficilement conciliables avec le cadre analytique retenu. D’une part parce que la notion de « besoins », reformulée dans les analyses économiques en termes de « bien-être » suppose de faire des hypothèses sur ce qui importera pour les générations futures. Selon un principe « universaliste » et conformément aux postulats habituels de l’analyse économique – généralement fondée sur l’hypothèse de préférences et de technologies données et invariantes –, les besoins et aspirations des générations futures sont donc supposés semblables à ceux des générations présentes, comme on le fait habituellement dans les modèles de croissance, avec un agent représentatif dont l’horizon est infini ou des générations imbriquées dont les préférences sont identiques, ce que rien, dans l’histoire, ne permet réellement de conforter.

D’autre part, la notion de soutenabilité mise en exergue dans le rapport Brundtland est déclinée selon trois grandes dimensions : économique, sociale et environnementale. Or l’analyse économique de la soutenabilité met l’accent sur la première, en adoptant une démarche fondée sur l’agent représentatif, qui évacue les problèmes de répartition et d’inégalités.

Encadré 3.2 – Une évaluation optimiste de la soutenabilité des grandes

Encadre 3.2 – Une évaluation optimiste de la soutenabilité des grandes économies

Dans une série de travaux récents, une équipe d'économistes de l'université de Stanford (Arrow *et alii*, 2010) cherche à évaluer la soutenabilité du processus de développement économique très soutenu que connaissent, depuis plus de deux décennies, plusieurs grands pays émergents, dont la Chine, l'Inde et le Brésil. Pour ce faire, ils mobilisent un indicateur directement inspiré de celui de la Banque mondiale : la richesse au sens large, et le flux qui lui est associé, l'épargne nette ajustée. Leur verdict est étonnant : le développement économique de ces grandes économies émergentes semble parfaitement soutenable, en dépit de l'impression qu'elles donnent, en raison notamment de leurs besoins apparemment insatiables en ressources naturelles et des flux de pollution considérables qu'elles engendrent – la Chine étant ainsi devenue, depuis 2007, le premier émetteur mondial de gaz à effet de serre.

Comment comprendre cette conclusion contre-intuitive ? Elle provient, en réalité, des hypothèses de valorisation des différentes composantes de la « richesse » au sens large de ces économies, donc des prix relatifs des différents types de capital dont elles disposent. Le problème vient principalement d'une relative sous-évaluation du capital naturel, contrepartie d'une valorisation importante du capital humain : la population de ces économies étant nombreuse et rapidement croissante, leur accumulation de capital humain est telle qu'elle fait plus compenser leur consommation « excessive » de ressources naturelles et les dégradations environnementales qu'elles engendrent ; la « qualité » de capital humain s'améliore en outre considérablement, du fait de l'augmentation du niveau moyen d'éducation de ces populations et de l'amélioration de leur état de santé, dont les auteurs montrent qu'il joue un rôle important dans la valorisation du capital humain.

La fragilité des évaluations du capital humain et la sensibilité des conclusions des analyses économiques de la soutenabilité aux hypothèses sur ce point, également mises en exergue dans un article récent (Antonin, Melonio et Timbeau, 2011), avec les incertitudes qui entourent la portée de l'hypothèse de substituabilité entre les différents stocks de capital et les hypothèses de valorisation du capital naturel, incitent à la prudence dans l'interprétation. Les conclusions ne sont assurément pas robustes, et guère généralisables : puisque la population mondiale croît, que son niveau moyen de santé et d'éducation s'améliore, la soutenabilité serait assurée !

1.2. LA NOTION DE CAPITAL NATUREL

La « nature » a été, pendant des millénaires, la seule source de nourriture et autres biens de consommation pour l'homme, qui n'a que très tardivement commencé d'en maîtriser la production, avec le développement de l'agriculture – et plus récemment de l'aquaculture. Dans une économie de cueillette pure, telle qu'elle a pu exister au cours de ces millénaires, et bien au-delà dans de nombreuses régions du monde, la production par unité de temps peut être considérée, du point de vue de l'analyse économique, comme le « rendement » d'un stock de capital, le capital naturel. Les travaux de premiers économistes « modernes », qu'il s'agisse des physiocrates du XVIII^e siècle ou des classiques de la fin de ce même siècle et du début du suivant, ont mis l'accent sur le rôle central de ce capital naturel – la « terre » – dans la production des économies de cette époque, encore très largement agricoles : dans ces analyses, c'est le rendement de ce « capital naturel » qui conditionne le développement économique.

Par la suite, avec la montée en puissance de l'industrie, puis des services, la production apparaissait avant tout comme le résultat de la combinaison de capital productif produit et de travail, et ne semblait plus dépendre du capital naturel que de manière tout à fait mineure : dans l'analyse que fait Karl Marx du fonctionnement des économies capitalistes, c'est la propriété du capital productif produit qui permet de s'approprier la plus-value que le travail engendre ; et dans la comptabilité nationale, élaborée à partir des années 1930, comme dans la représentation analytique du processus de production qui s'impose à la même période – la fonction de production, dont l'économiste Paul Douglas et le mathématicien Charles Cobb proposent à cette époque la première expression formelle –, capital productif et travail sont les deux facteurs de production, dont la mise en œuvre, grâce à des technologies, permet de produire une valeur ajoutée, source des revenus primaires que se partagent les détenteurs de ces deux facteurs. Les ressources naturelles n'apparaissent dans cette formalisation que par l'entremise des consommations intermédiaires de matière premières, dont le coût – y compris une éventuelle rente de rareté perçue par les propriétaires des capitaux naturels – concourt à la formation des coûts de production, mais ne sont pas inclus dans la valeur ajoutée, pas plus donc que dans le revenu primaire.

Plus récemment, certains historiens de l'économie – notamment Kenneth Pomeranz (2001) – ont mis en exergue l'influence décisive qu'a eue la rareté de certains biens issus de ce capital naturel – en l'occurrence le bois, dans l'Angleterre du XVIII^e siècle – dans la diffusion rapide de la nouvelle source d'énergie – le charbon – emblématique de la première révolution industrielle.

Toutes ces analyses ont, cependant, en commun, de ne prendre en compte que la partie marchande de ce qui est issu du capital naturel – les productions agricoles et sylvicoles –, qui n'apparaît dans le raisonnement que sous forme de « terre », au sens de la superficie émergée et exploitable de la planète. L'exploitation des ressources halieutiques et géologiques des océans qui s'est accélérée au cours des dernières décennies incite à élargir la notion de capital naturel à l'ensemble du globe. De même, le recours croissant à des minéraux et énergies fossiles impose d'y inclure le sous-sol. Et la mise en évidence des nombreux services écosystémiques, non marchands, que fournit l'environnement naturel conduit logiquement à une définition encore plus extensive, qui pose, bien sûr, des problèmes d'évaluation plus complexes, mais permet de mieux identifier les enjeux et les difficultés de la régulation de l'environnement naturel. Le capital naturel apparaît ainsi comme une composante essentielle de la « richesse au sens large » dont l'évolution dans le temps détermine la soutenabilité du processus de développement économique et humain. C'est un élément de la richesse particulièrement important pour les pays les plus pauvres.

Tableau 3.1 – La richesse des nations en 2005

	Richesse totale en \$	Richesse par habitant en \$	Capital intangible (social et humain) en % de la richesse totale	Capital physique en %	Capital naturel en %
Pays pauvres	3,597	6,138	57	13	30
Pays intermédiaires (bas)	58,023	16,903	51	24	25
Pays intermédiaires (haut)	47,183	81,354	69	16	15
OCDE (pays riches)	551,964	588,315	81	17	2
Monde	673,593	120,475	77	18	5

Note : le capital social et humain, dit « intangible », inclut notamment le capital humain, les institutions et la main-d'œuvre ; le capital physique inclut notamment les machines, les infrastructures et les espaces urbains ; le capital naturel, les produits des forêts, les terres arables et les sous-sols. Ces données ont été calculées au voisinage de l'année 2000, une mise à jour existe pour la période 1995-2005.

Source : Banque mondiale, *The Changing Wealth of Nations*, 2011

1.3. BIENS MARCHANDS ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

L'analyse économique indique clairement la démarche qu'il convient de suivre pour évaluer un stock de capital : sa valeur est égale à la somme actualisée des valeurs de flux futurs de revenu, au sens de Hicks, qu'il est susceptible d'engendrer. C'est donc sur la valorisation de ces flux qu'il convient de focaliser l'analyse³. Concernant les flux de biens marchands issus de l'exploitation des différentes composantes du capital naturel, deux difficultés principales doivent être surmontées : le caractère prospectif de l'évaluation qui suppose de former une anticipation sur les flux futurs ; et la question du prix retenu dans l'évaluation de ces flux.

La première de ces difficultés provient de l'incertitude qui entoure les stocks disponibles des ressources naturelles et les usages futurs possibles de ces ressources : les connaissances et les technologies évoluent, pour une part en réponse aux incitations économiques qui modifient les rentabilités relatives. Face à cette incertitude, l'évaluateur n'a le choix qu'entre deux démarches : soit celle fondée sur l'existant et le connu, tant du côté des « réserves prouvées » que des technologies disponibles pour les exploiter ; soit l'élaboration de scénarios prospectifs, dont il est malaisé de déterminer la probabilité.

La seconde difficulté a trait au choix des prix. Pratique habituelle de la

comptabilité nationale traditionnelle, le recours aux prix de marché soulève, dans le contexte de la valorisation des flux futurs de biens issus des ressources naturelles, deux objections majeures. En premier lieu, les prix courants connaissent, pour la plupart des matières premières et des denrées agricoles, des fluctuations considérables. La seconde objection est directement déduite de la « règle d'Hotelling » (cf. [première partie](#)) : la rareté croissante de la plupart de ces ressources doit se traduire par des prix futurs croissants, quelles que puissent être les fluctuations observées sur les prix. Mais imputer des prix autres que ceux de marché impose de recourir à une modélisation des évolutions futures de l'offre et de la demande de ces produits, qui renvoie à l'incertitude évoquée plus haut.

Concernant les services écosystémiques, l'évaluation des flux pose des problèmes encore plus redoutables, dans la mesure où l'incertitude qui entoure leur nature exacte et leur ampleur est plus grande encore que dans le cas des biens marchands, et où, en l'absence d'offre et de demande marchande – puisqu'ils sont, pour la plupart, non appropriables –, la valorisation doit reposer sur d'autres protocoles.

1.3.1. LES SERVICES ENVIRONNEMENTAUX ET LEUR ÉVALUATION

Le prix Nobel de médecine 2011 a été décerné à trois biologistes dont les travaux, qui portaient notamment sur la mouche drosophile – ou mouche du vinaigre, petit insecte apparemment sans utilité –, ont permis d'élucider certains des mécanismes du système immunitaire inné et acquis, avec des applications potentielles considérables chez l'homme, en matière de vaccins, de traitement des cancers, *etc.* Il s'agit là d'une illustration parmi d'autres de l'étendue des services, souvent inattendus, que sont susceptibles de rendre l'environnement et le milieu naturel. La nature des services environnementaux est, en pratique, difficile à définir, et plus encore à délimiter de manière exhaustive, en raison, notamment, des limites de la connaissance : notre savoir sur le monde qui nous entoure est limité, en progression certes, grâce à la recherche scientifique, mais très incomplet.

Pour l'analyse économique, tout ce qui a une influence, avérée ou même potentielle, sur le bien-être des individus doit être considéré comme un bien. Pragmatique, l'économiste s'attache à l'analyse des services environnementaux qui sont susceptibles d'être évalués, soit parce qu'ils font l'objet de transactions marchandes, soit parce qu'ils ont une incidence sur les coûts de production des biens et services, marchands ou non marchands, qui sont comptabilisés par ailleurs, soit encore parce qu'ils constituent, pour les individus, des aménités ou

des nuisances. Les services des ressources naturelles sont ainsi relativement aisément évaluables, du moins si l'on s'en tient à leur valeur marchande ; pour les services des milieux naturels ou de la biodiversité, il convient de prendre en compte, d'une part, leurs effets sur la santé des individus et sur les processus productifs, d'autre part, les aménités ou les nuisances qu'ils procurent à ceux qui les fréquentent, avec toutes les difficultés que soulève l'évaluation de ces dimensions du service environnemental ([encadré 3.5](#)).

1.3.2. RÉGIMES DE PROPRIÉTÉ DU CAPITAL NATUREL

La question de la propriété des ressources naturelles est aussi ancienne que l'histoire de l'humanité et les économistes y ont longtemps apporté une réponse univoque et dépourvue d'ambiguïté, qui semble confortée par l'histoire du développement économique et du « miracle » de l'expansion occidentale depuis le XVIII^e siècle : la définition de droits de propriété privée sur les ressources naturelles – en premier lieu sur les terres agricoles – est, assurément, le meilleur dispositif institutionnel dès lors qu'il s'agit d'inciter à la gestion la plus efficace de capital. Nombre de travaux d'histoire économique soulignent le lien entre la propriété privée des terres agricoles – et leur clôture – et la « première révolution agricole » qui, à la fin du XVII^e siècle et au début du XVIII^e a permis, d'abord en Angleterre puis dans les pays d'Europe continentale occidentale, une exploitation plus raisonnée des sols et une augmentation considérable des rendements agricoles⁴. Les analyses en termes de « tragédie des communs » confortent cette conclusion, en soulignant les ressources naturelles sur lesquelles des droits de propriété privée n'ont pas été définis – par exemple les océans et leurs ressources halieutiques – sont des « biens communs », non exclusifs mais rivaux, susceptibles, faute d'un système d'incitations adéquats, de subir une surexploitation, ce que conforte l'observation des évolutions récentes des ressources halieutiques. On serait tenté de conclure qu'il suffit d'étendre les institutions de propriété privée – éventuellement confiés aux États – à ces domaines pour que les difficultés disparaissent⁵.

Pourtant, la présence simultanée de produits marchands et de services écosystémiques non marchands dans le « rendement » de toutes les composantes du capital naturel oblige à nuancer les préconisations de l'analyse économique. Ces services écosystémiques étant essentiellement non marchands, ils sont à l'origine d'externalités, donc d'un écart entre coût privé et coût social qui remet en cause l'optimalité de la propriété privée, à moins de la compléter par des contraintes publiques – soit au moyen d'interdictions, comme au sein des espaces naturels protégés tels que les parcs nationaux, soit sous forme de

subventions ou aides accompagnées d'une « éco-conditionnalité », comme c'est le cas dans la Politique agricole commune pour certaines pratiques culturales. En outre, si certaines de ces externalités sont locales, d'autres – telles que les émissions ou, au contraire, l'absorption de GES – ont une dimension globale

Dès lors, les arrangements institutionnels susceptibles de produire des usages socialement souhaitables des différentes composantes du capital naturel ne sauraient être uniformes, et leurs propriétés doivent, comme l'indiquent les travaux d'Elinor Ostrom, faire l'objet d'analyses spécifiques.

1.3.3. USAGES CONCURRENTS, SUBSTITUABILITÉS ET ARBITRAGES AU SEIN DU CAPITAL NATUREL

À supposer que l'on parvienne à attribuer aux différents éléments du capital naturel une valeur monétaire, le problème d'agrégation ne s'en trouverait qu'en partie résolu. On retrouve, en effet, dans ce domaine, des difficultés d'une nature comparable à celles qui ont alimenté, dans les années 1940 et 1950, les controverses cambridgiennes sur la mesure du capital productif produit : est-il légitime de regrouper au sein d'une mesure unique – ou indicateur agrégé – des éléments disparates, dont on ne peut assurer qu'ils sont substituables entre eux ? Quel sens peut avoir un tel agrégat ?

Substituabilité et complémentarité sont en effet inextricablement imbriquées parmi les composantes du capital naturel, notamment en raison de coexistence de services écosystémiques et de productions marchandes. Les activités agricoles en offrent une illustration : alors que certaines pratiques culturales ont un fort impact négatif sur la biodiversité, d'autres permettent de mieux la préserver ; certains organismes génétiquement modifiés (OGM) dispensent d'utiliser certains pesticides ou, au contraire, permettent de mettre en place des cultures sans recourir au labour – ce qui limite l'emploi de carburants dans l'agriculture, donc les émissions de GES –, mais leur usage engendre des résistances à certaines substances, *etc.*⁶ Dans un tout autre domaine, celui de la production d'énergie, notamment renouvelable, la mise en œuvre des techniques exige souvent d'accepter des sacrifices dans d'autres dimensions du capital naturel : la production d'énergie nucléaire est peu émettrice de GES, mais elle engendre des déchets dont la durée de vie et la dangerosité pour l'environnement sont problématiques, des risques dont l'évaluation est difficile, et des dégradations de divers éléments du capital naturel ; dans le même ordre d'idée, la construction d'un barrage hydroélectrique modifie profondément les écosystèmes en amont et en aval, nuisant ainsi à la biodiversité.

Outre les problèmes de mesure qu'ils soulèvent – et que les économistes ne

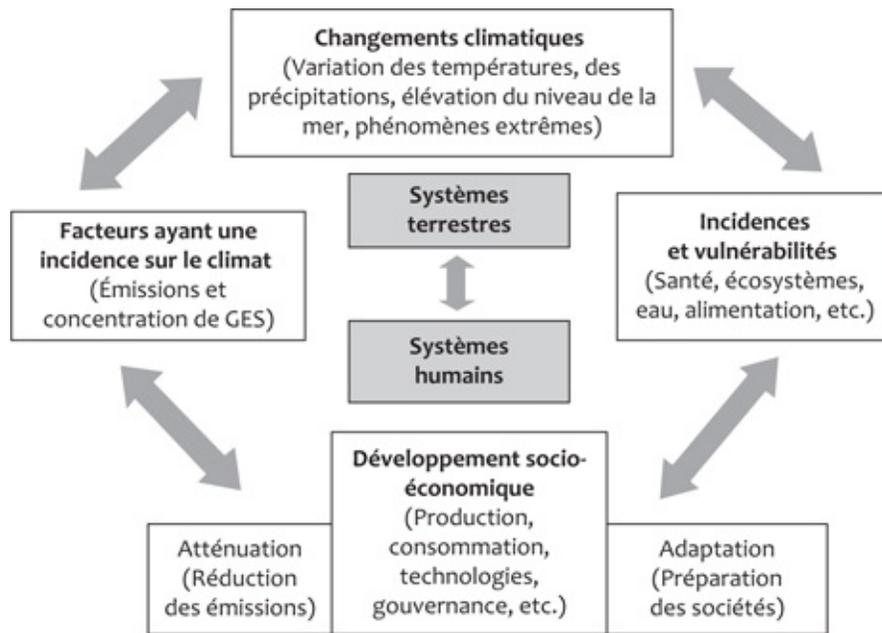
peuvent espérer résoudre de manière satisfaisante qu'en coopérant avec les autres disciplines scientifiques, notamment la biologie et la géologie –, ces exemples illustrent la nécessité qu'il y a à faire des choix, le plus souvent politiques, entre usages concurrents des éléments qui constituent le capital naturel. Ces arbitrages ne peuvent être opérés sans recourir à un calcul coût-bénéfice, même si les méthodes d'évaluation ne permettent pas toujours des conclusions tranchées, et si l'incertitude doit être explicitement introduite.

1.4. SYSTÈMES NATURELS ET SYSTÈMES HUMAINS

L'économie écologique se concentre sur l'étude conjointe des systèmes naturels et des systèmes humains pour dépasser à la fois l'économie de l'environnement, réduite à l'application du modèle néo-classique standard aux enjeux écologiques, et l'écologie, entendue de manière restrictive comme science du seul monde naturel.

L'exemple du changement climatique permet de comprendre immédiatement que les crises écologiques contemporaines, dès lors qu'elles résultent des activités humaines, ne peuvent se comprendre sans mettre en relation systèmes humains et systèmes naturels.

Figure 3.1 – Le changement climatique, entre systèmes naturels et humains



Source : adapté de GIEC, 2007.

Toute la difficulté consiste à penser ces questions de manière intégrée, non pas en juxtaposant sciences de la nature (physiques et naturelles) et sciences sociales, mais en les entremêlant, en les combinant, en les articulant. Les notions d'interdépendance et d'effet de rétroaction se trouvent donc au centre de l'analyse, car bien plus qu'une cohabitation, il y a une véritable synergie entre systèmes humains et naturels. Ce processus est dynamique, puisque de part et d'autre les systèmes évoluent et même coévoluent, c'est-à-dire évoluent ensemble de manière dynamique. L'idée est donc d'étudier, au niveau macro ou micro, de quelle manière les systèmes humains influencent les systèmes non humains dont la dynamique aura en retour un impact sur les premiers⁷.

Dans son acception la plus large, la théorie de la coévolution postule que les écosystèmes reflètent les caractéristiques des systèmes sociaux (état des connaissances et des techniques, valeurs, organisation sociale) et que les systèmes sociaux reflètent en retour les caractéristiques des systèmes naturels (espèces, productivité, différenciation temporelle et spatiale, résilience)⁸.

Une hypothèse essentielle de l'économie écologique est donc cette notion de co-dépendance, biologique et dynamique, entre systèmes humains et systèmes naturels. On parle alors de « système socio-écologique », de « système social-écologique » ou encore de « système couplé homme-environnement »⁹.

Le rapport Chevassus-au-Louis (2009) suggère ainsi de raisonner en termes de « socio-écosystèmes » pour appréhender la question de la biodiversité. La difficulté d'étude de ces systèmes tient à leur complexité et à leur caractère dynamique : les systèmes humains évoluent en s'adaptant aux systèmes naturels qui eux-mêmes réagissent au développement humain.

De ce cadre d'analyse des systèmes social-écologiques¹⁰ résultent plusieurs concepts clés, et notamment ceux de vulnérabilité et de résilience.

Dans le contexte de l'étude du changement climatique, le GIEC propose de définir la « vulnérabilité » de la manière suivante : le « degré par lequel un système risque de subir ou d'être affecté négativement par les effets néfastes des changements climatiques, y compris la variabilité climatique et les phénomènes extrêmes. La vulnérabilité dépend du caractère, de l'ampleur et du rythme des changements climatiques auxquels un système est exposé, ainsi que de sa sensibilité et de sa capacité d'adaptation ».

Le PNUE, dans son quatrième rapport sur l'avenir de l'environnement mondial *L'environnement pour le développement* publié en 2007, élargit cette approche aux groupes humains : « une caractéristique intrinsèque de la vulnérabilité est le risque qui pèse sur les personnes et/ou les écosystèmes. Ce risque peut être dû à la sécheresse, aux inondations, à la variabilité et aux

changements climatiques, aux conflits et aux changements de prix extrêmes. La vulnérabilité tient compte de l'exposition et de la sensibilité des personnes aux effets d'événements de ce type et de leur capacité à résister et à s'adapter. »

La vulnérabilité est en effet généralement décrite dans la littérature sur les désastres « naturels » comme la résultante de l'exposition au choc et de la sensibilité à celui-ci, ces deux éléments constituant l'impact potentiel du désastre sur un individu ou une collectivité. Il faut en quelque sorte moduler cette appréciation de la vulnérabilité en tenant compte de la capacité d'adaptation et la résilience pour avoir une idée de l'impact final du choc écologique sur les populations.

La notion de résilience, aujourd'hui très répandue dans les travaux scientifiques de différentes disciplines, est quant à elle née dans le champ de la psychologie. Elle fut introduite par Holling en 1978 dans la littérature écologique et désigne au sens large la capacité d'un système à tolérer un choc et revenir à l'équilibre après celui-ci sans changer de nature. La résilience écologique se combine donc à la résilience sociale en cas de choc écologique. La résilience écologique désigne la capacité des écosystèmes à absorber un choc (naturel ou humain) sans altération profonde, c'est-à-dire sans changer fondamentalement (l'écosystème pourrait en effet survivre au choc mais voir par exemple sa productivité naturelle chuter de manière drastique ou certaines de ses fonctions s'altérer ou disparaître). La résilience sociale désigne de manière parallèle la capacité des sociétés humaines à affronter des crises sans changer de nature et en apprenant de ces crises. Les deux sont donc étroitement liées, ce que l'on peut illustrer par le rôle joué par les mangroves dans les zones côtières asiatiques.

Les mangroves sont des forêts aquatiques qui pourvoient les communautés humaines côtières en ressources forestières et halieutiques. Elles protègent les rivages contre l'érosion et les risques océaniques tels que les tsunamis. La destruction des mangroves visant à faciliter la pêche à la crevette le long des côtes asiatiques a considérablement augmenté la vulnérabilité des populations côtières qui ont été ravagées économiquement et socialement par le tsunami asiatique de décembre 2004 et qui ne retrouveront sans doute pas leur niveau antérieur de bien-être avant longtemps (la destruction des mangroves est un phénomène mondial, puisque leur surface a été réduite de 35 % depuis deux décennies).

Une étude de 2005¹¹ a ainsi montré à partir de l'étude du quartier de Cuddalore situé dans la région indienne de Tamil Nadu que les mangroves avaient considérablement atténué les destructions causées par le tsunami : « Les dommages subis par les villages varient considérablement. Dans le nord, on

comptait cinq villages proches des mangroves, deux sur la côte et trois derrière les mangroves. Les villages sur la côte ont été complètement détruits, alors que ceux qui étaient abrités derrière des mangroves n'ont pas subi de destruction. » Plus généralement, les auteurs notent que « les activités humaines ont réduit la superficie des mangroves de 26 % dans les cinq pays les plus touchés par le tsunami, de 5,7 à 4,2 millions d'hectares entre 1980 et 2000 ».

Elinor Ostrom (2009) s'est attachée à mieux cerner le cadre analytique de ce qu'elle nomme les « systèmes sociaux-écologiques complexes ». De tels systèmes ne se prêtent pas aux typologies simplistes et supposent en effet une certaine complexité d'analyse. On peut les décomposer en quatre éléments essentiels : des systèmes de ressources, des unités de ressource, des utilisateurs et enfin des systèmes de gouvernance.

Ostrom prend l'exemple d'un parc protégé où l'on trouve des forêts, des espèces animales et végétales et des ressources en eau, celui-ci comprend : des systèmes de ressources (le parc contient des zones boisées, faune et flore, des systèmes hydriques) ; des unités de ressources (par exemple, les arbres, arbustes, plantes contenues dans le parc, les différents types de faune, le volume et le débit de l'eau), des utilisateurs (qui utilisent les ressources du parc à des fins de loisir, de subsistance ou commerciales) et enfin des systèmes de gouvernance (un gouvernement national, des ONG impliquées dans la gestion du parc, les règles d'usage et d'exploitation des ressources).

Chacun de ces quatre sous-systèmes est lui-même constitué de plusieurs variables de second niveau (par exemple, la taille d'un système de ressources, la croissance d'une unité de ressources, le degré de coopération des utilisateurs ou encore le niveau de la gouvernance). Ostrom définit ensuite deux notions supplémentaires : les interactions entre utilisateurs (partage de l'information, processus de délibération, etc.) et leurs résultats (résultats économique et écologique). Cette analyse social-écologique complexe doit également prendre en compte en amont le contexte social, économique et politique et en aval l'effet sur d'autres systèmes social-écologiques, autrement dit ajouter aux quatre systèmes internes déjà décrits deux systèmes externes. Ce cadre analytique est décrit sommairement à la figure 3.2

**Figure 3.2 – Contexte social, économique et politique
(développement économique, tendances démographiques, stabilité
politique, etc.)**

Systèmes de ressources	Unités de ressources	Utilisateurs	Systèmes de gouvernance
- Taille du système	- Croissance et taux de remplacement	- Nombre	- Institutions gouvernementales
- Localisation	- Valeur économique	- Caractéristiques socio-économiques	- ONG
- Productivité	- Nombre	- Normes, capital social	- Droits de propriété
- ...	- ...	- ...	- ...
Interactions entre utilisateurs		Résultats	
<ul style="list-style-type: none"> - Partage d'information ; - Conflits entre utilisateurs ; - Processus de délibération ; - ... 		<ul style="list-style-type: none"> - Mesures de la performance sociale (équité, efficacité, etc.) ; - Mesures de la performance écologique (biodiversité, résilience, externalités, etc.). 	

Liens avec les autres écosystèmes (climat, etc.)

Source : adapté d'Ostrom, 2009.

Le but de cet effort typologique dont la minutie peut être déroutante est non seulement de décrire dans toute leur réelle complexité ces systèmes social-écologiques, mais surtout de comprendre comment certains systèmes parviennent à assurer leur pérennité tandis que d'autres sombrent dans la surexploitation et la ruine social-écologique. Elinor Ostrom s'est donc également employée à définir les principes efficaces de gouvernance susceptibles de régir de manière soutenable ces systèmes social-écologiques ([encadré 3.3](#)). Son intuition fondamentale est qu'il existe tout un nuancier de troisièmes voies efficaces en matière de gouvernance environnementale entre le marché (privatisation des ressources) et l'État (nationalisation des ressources). Ces systèmes efficaces de gouvernance environnementale reposent sur quelques principes clés.

Après examen attentif de plusieurs centaines de ces systèmes, Ostrom est parvenue à définir huit principes de gouvernance permettant d'éviter ce qu'elle nomme les « dilemmes sociaux » de la gouvernance environnementale.

Encadré 3.3 – Les huit principes d'une gouvernance environnementale efficace selon Ostrom

1. Une définition claire des droits d'usage de la ressource naturelle et des limites bien définies de la ressource elle-même ;
2. Une juste proportionnalité entre obligations d'entretien et de gestion et bénéfices retirés de l'usage de

la ressource naturelle ;

3. Des règles définissant quand et comment la ressource peut être utilisée, règles adaptées au contexte local ;

4. Un droit de regard des individus sur les règles qui s'appliquent à eux ;

5. L'usage de la ressource ainsi que le respect des règles doit être supervisé par les usagers eux-mêmes ou des tiers qui sont responsables devant les usagers ;

6. Les contrevenants aux règles communes sont sanctionnés par les usagers ou par des tiers responsables devant eux ; les sanctions doivent être proportionnées aux violations des règles de supervision ;

7. Des institutions locales doivent être à même de résoudre les conflits, avec diligence et à moindre frais ;

8. La puissance publique doit reconnaître le droit des usagers de mettre en place leur propre système de gouvernance.

Source : Ostrom, 1990

Systemes naturels et systemes humains doivent donc être étudiés de conserve pour pouvoir espérer saisir la véritable nature des crises écologiques contemporaines mais aussi pour pouvoir les atténuer et éventuellement les résoudre.

2. POLITIQUES

2.1. QUATRE CONCEPTIONS DU DÉCOUPLAGE

Les réflexions et travaux sur la notion de découplage entre économie et environnement, dont l'intuition remonte à la « courbe environnementale de Kuznets »¹², datent du début des années 2000 et se sont, au plan institutionnel, principalement développés au sein d'Eurostat (2001), de la Commission européenne (2005) et de l'OCDE (2008). Selon cette dernière¹³, le découplage désigne au sens large le fait de « briser le lien entre les maux environnementaux et les biens économiques ». Il y a découplage lorsque le taux de croissance d'une pression sur l'environnement (par ex. les émissions de CO₂) devient inférieur à celui de sa force motrice (par ex. la croissance du PIB). On parle de découplage absolu si la pression sur l'environnement (par ex. le volume des émissions de CO₂) demeure stable ou décroît tandis que la variable mesurant la force motrice augmente (par ex. le PIB réel en volume). Il y a découplage relatif lorsque la pression sur l'environnement augmente mais à un taux de croissance moindre que celui de la force motrice (taux de croissance du PIB > taux de croissance des émissions).

Dans sa communication de 2005¹⁴, la Commission européenne a reconnu la nécessité d'enrichir cette approche en distinguant deux formes de découplage et

en évoquant la nécessité d'un « double découplage » : réduire l'usage des ressources naturelles dans une économie en croissance économique d'une part et réduire l'impact environnemental de cet usage de l'autre. Dans le premier cas, il s'agit d'accroître la productivité en ressources naturelles de l'économie, qui peut être mesurée de différentes manières et notamment par le biais de la productivité matérielle de l'économie. On souhaite alors réduire l'intensité matérielle ou augmenter l'efficacité matérielle de l'économie, autrement dit diminuer la quantité de ressources naturelles nécessaire à la production d'une unité de produit économique (ou de valeur ajoutée). On parle également consommation intérieure matérielle (en tonne *habitant an*) par unité de PIB, celle-ci mesure, selon l'OCDE, « les matières directement utilisées moins les exportations, c'est-à-dire à l'extraction intérieure augmentée des importations et diminuée des exportations ». On peut calculer des indicateurs de flux de matières au niveau global et national.

Pour l'économie mondiale et au cours du xx^e siècle, on a assisté à un découplage relatif entre consommation intérieure matérielle (CIM) totale et PIB par habitant : tandis qu'en moyenne la consommation matérielle par habitant croissait d'un facteur 2 entre 1900 et 2005, le PIB par habitant augmentait d'un facteur 5,5. Comme le notent Fridolin Krausmann et ses coauteurs (2009), on remarque un déclin dans l'intensité matérielle de l'économie mondiale, c'est-à-dire un accroissement de l'efficacité matérielle des économies de la planète considérées ensemble en moyenne. L'intensité énergétique a ainsi décliné de 0,68 % par an et l'intensité matérielle de 1 % par an de 1990 à 2005. Pour autant, la quantité d'énergie et de matériaux utilisée n'a cessé de croître (les seules périodes de dématérialisation de l'économie globale sont, selon les auteurs, les périodes de récession, immédiatement après les deux guerres mondiales, durant la crise des années 1930 et juste après les chocs pétroliers).

On observe donc à l'échelle mondiale et au cours du xx^e siècle, conjointement, une hausse du taux métabolique (en tonnes de ressources naturelles consommées par habitant et par an) et une baisse de l'intensité matérielle de l'économie (mesurée en kg de ressources naturelles utilisé par unité de production).

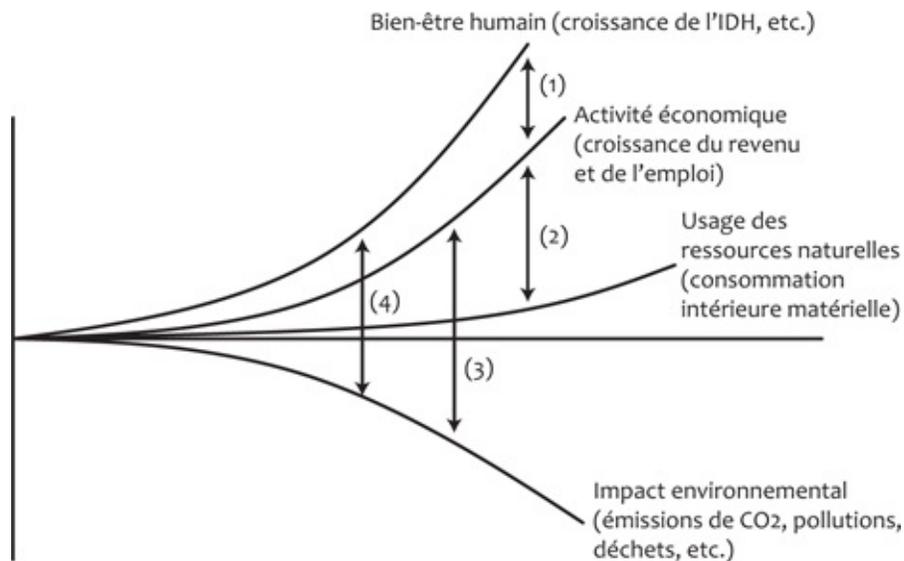
Pour la France, le ministère de l'Écologie calcule que la consommation intérieure de matières, qui correspond à l'ensemble des matières physiquement consommées par la population présente sur le territoire français, s'établit à 871 millions de tonnes en 2006. Cela représente 13,8 tonnes par habitant, sans fléchissement global depuis 36 ans. Cette consommation intérieure est de plus en plus dépendante des importations, en particulier pour les minerais métalliques et

produits dérivés. Mais on peut également calculer un « besoin total en matières de l'économie française » correspondant à l'ensemble des matières nécessaires au fonctionnement de l'économie, mobilisées sur le territoire ou à l'étranger. Il est estimé par l'ensemble des flux directs (extraction intérieure et importations) et des flux cachés (extraction intérieure inutilisée et flux indirects associés aux importations). Ce besoin total en matières s'élève à 2 907 millions de tonnes en 2006, soit environ 46 tonnes par Français, quatre fois plus par habitant que la consommation intérieure de matières.

Dans les faits, l'analyse des flux de matières ne permet de prendre en compte que certaines ressources naturelles : la consommation intérieure matérielle ne prend par exemple pas en compte les besoins en eau de l'économie (qui peuvent être mesurés à l'aide d'autres instruments).

On s'en tiendra ici, pour y revenir ensuite, à deux limites bien connues de l'approche par les flux de matière et le découplage. La première tient dans « l'effet-rebond » mis en lumière par Stanley Jevons dès 1865 (voir [partie 1, chapitre 2, section 2](#)) : l'amélioration de la productivité matérielle de l'économie peut conduire à un accroissement des volumes de ressources naturelles consommées. En outre, un découplage au plan national peut résulter du déplacement vers d'autres pays de la consommation des ressources naturelles associées à la production (il faut alors distinguer, on y reviendra, entre consommation et production et entre flux apparents et flux cachés de matières) et de l'impact environnemental néfaste qui y est associé.

Figure 3.3 – Quatre découplages



1. Découplage économie / bien-être : découplage de l'activité économique et du bien-être humain en par la conception et la mise en œuvre de nouveaux indicateurs de développement humain ;

2. Découplage économie / ressources naturelles : découplage de l'activité économique de l'usage des ressources naturelles par l'accroissement de la productivité matérielle ; on doit ici distinguer découplage relatif ou absolu (*cf. supra*) ;
3. Découplage économie / impact environnemental : le revenu et l'emploi augmentent alors que se réduisent les dégradations environnementales par le développement de l'économie verte (éco-industries, fonctionnalité, circularité, etc.) ;
4. Découplage bien-être / impact environnemental : le bien-être humain augmente sans pour autant dégrader l'environnement.

2.2. LA SOUTENABILITÉ : VERS DE NOUVEAUX INDICATEURS

Nos modes de vie et de production sont-ils soutenables, au sens donné à ce terme dans les sections qui précèdent ? Ou, pour le dire d'une manière plus provocante, faudra-t-il, comme l'intimait le titre français du rapport Meadows (*Halte à la croissance !*, 1972), mettre un terme à un modèle de croissance souvent qualifié de productiviste, et aller vers la « décroissance » que d'aucuns appellent de leurs vœux ? Comment juger du caractère soutenable des évolutions économiques observées ?

La définition de la soutenabilité généralement privilégiée par les économistes – le maintien dans le temps de la possibilité d'atteindre un bien-être au moins égal à celui dont bénéficient les générations présentes – trace la voie de la réflexion développée sur les indicateurs de soutenabilité : d'abord établir une mesure du bien-être, puis se pencher sur les conditions de sa soutenabilité. Effectivement, peu après la publication du rapport Meadows, William Nordhaus et James Tobin (1973) ont proposé ce qui semble être le premier indicateur de la soutenabilité économique : après avoir construit un indicateur de bien-être économique (MEW, *Measure of Economic Welfare*) qui, partant de la mesure conventionnelle (le PIB), lui soustrait certaines dépenses, considérées comme contraintes ou défensives, plutôt que comme contribuant positivement au bien-être – les dépenses liées aux déplacements domicile-lieu de travail, celles liées à la justice et à la répression des crimes et délits, *etc.* – et lui ajoute une évaluation monétaire de certains éléments non marchands négligés par la comptabilité nationale – le temps de loisir, par exemple –, les auteurs élaborent un indicateur du bien-être soutenable (SMEW, *Sustainable Measure of Economic Welfare*) qui soustrait de l'indicateur de bien-être les variations d'une mesure de la richesse publique et privée totale¹⁵. C'est de cette démarche que, selon différentes variantes plus ou moins directement fidèles aux hypothèses de l'analyse économique standard, les divers indicateurs de soutenabilité procèdent généralement, implicitement ou explicitement.

2.2.1. UN FOISONNEMENT D'INDICATEURS

La réflexion sur la soutenabilité et sa mesure a suscité la création d'un foisonnement d'indicateurs, dont les caractéristiques répondent diversement aux impératifs que l'on peut déduire de la définition admise de la soutenabilité. Ces indicateurs visent généralement à éclairer, le plus souvent au niveau national, sur les principales dimensions de la soutenabilité – économique, sociale et environnementale – afin, notamment, de guider les choix de politiques publiques. Idéalement, ils devraient renseigner sur l'écart entre les flux courants de consommation de ressources liées au milieu naturel et les limites qu'imposent les dotations, naturelles, humaines, sociales et technologiques ; mais en pratique, c'est rarement le cas, et la plupart des indicateurs existants, dont quelques exemples sont donnés dans les (encadrés 3.4, 3.5 et 3.6) de cette section, se concentrent sur l'une ou l'autre des dimensions de la soutenabilité, et sur l'évaluation des flux courants plutôt que sur celle des flux soutenables.

Encadré 3.4 – Agenda 21 : les tableaux de bord et leurs limites

Adopté lors du Sommet de la Terre de Rio en 1992, l'Agenda 21 est un programme des Nations unies qui enjoint aux pays signataires de se doter d'indicateurs destinés à suivre les composantes de ce qui constitue les trois piliers de la soutenabilité – économique, sociale et environnementale. En application de ce programme, les gouvernements nationaux, mais également les instances dirigeantes de l'Union européenne (UE) et les divers niveaux de collectivités locales ont, un peu partout dans le monde, élaboré des batteries d'indicateurs, baptisées « tableaux de bord ». Le nombre des variables dont les évolutions sont mesurées et suivies dans ces tableaux de bord est généralement élevé, mais divers selon les contextes, notamment selon le niveau de gouvernement concerné. La sélection des variables peut être guidée par l'analyse, mais fait aussi souvent l'objet de consultations citoyennes.

Utiles parce qu'ils rassemblent quantité d'informations, souvent pertinentes, et parce qu'ils contribuent à stimuler la collecte de données sur les indicateurs qui les composent, ces tableaux de bord présentent toutefois de sérieuses limites, qui en font des outils peu performants du suivi de la soutenabilité. En premier lieu, les variables qui y figurent n'ont, en général, que peu de rapport les unes avec les autres, et des rapports pas toujours évidents avec la notion de soutenabilité : ainsi, dans le tableau de bord Agenda 21 de l'UE, qui regroupe pas moins de 78 variables, classées en 10 thèmes, les indicateurs de moyens – investissement, aide publique au développement, *etc.* – côtoient les indicateurs de performance – PIB par tête, espérances de vie à la naissance ou en bonne santé, *etc.* – ; et les variations de certains de ces indicateurs – toujours les espérances de vie, par exemple – renseignent plus sur les performances actuelles du modèle de développement que sur sa soutenabilité. La complexité et la diversité des tableaux de bord Agenda 21 les rendent difficilement interprétables et peu opérationnels pour le suivi des politiques publiques : les décideurs publics peinent à suivre un tel volume d'informations et ils sont généralement jugés sur un petit nombre de critères – le pouvoir d'achat, le chômage, par exemple – ; en outre, les conflits d'objectifs et les arbitrages obligés ne sont pas explicités, ce qui peut encourager à se concentrer sur les indicateurs les plus flatteurs. Enfin, et surtout, rien ne permet de distinguer, dans ces tableaux, les variables qui se réfèrent à un niveau courant de celles qui évaluent une limite ou un niveau soutenable.

La commission Stiglitz-Sen-Fitoussi (2009) porte ainsi un jugement nuancé sur les tableaux de bord destinés à évaluer la soutenabilité : utiles, sans doute, mais à condition qu'ils ne comportent pas un nombre trop important de variables. Pour le dire de manière plus imagée : plutôt le tableau de bord d'un

véhicule particulier que celui d'un avion de chasse ou d'un hélicoptère.

Encadré 3.5 – Le PIB « vert » : un compteur de consommation, pas une jauge

Dans l'esprit des travaux pionniers de Nordhaus et Tobin (1973), qui, pourtant, avaient ignoré la dimension environnementale et les ressources naturelles dans leur indicateur de bien-être soutenable, plusieurs variantes de ce que l'on désignera par le terme générique de « PIB vert » (*Green GDP*, ou *environmentally adjusted GDP*) ont été proposées ces dernières années, généralement dans le but d'appréhender la soutenabilité. Soustrayant du PIB une estimation monétaire des flux de ressources naturelles épuisables et des dommages causés à l'environnement naturel, selon des méthodes de valorisation que les Nations unies s'efforcent d'harmoniser, les indicateurs de type « PIB vert » tentent de prendre en compte explicitement la consommation d'un stock de capital naturel.

Cependant, outre les problèmes de valorisation communs à tous les indicateurs synthétiques, monétaires ou pas, cherchant à intégrer des coûts environnementaux, le « PIB vert », s'il mesure mieux que le PIB traditionnel ce que consomme une société, ne renseigne pas davantage sur la soutenabilité : il faut pour cela savoir si cette consommation est excessive, au regard d'une norme, que rien ici ne précise. Autrement dit, pour filer la métaphore du tableau de bord automobile, le « PIB vert » est un meilleur compteur de vitesse que le PIB ; mais ce n'est pas une jauge du réservoir de carburant.

Encadré 3.6 – Les « empreintes »

Particulièrement évocatrice et, d'une certaine manière, intuitive, la notion « d'empreinte » a suscité l'élaboration d'indicateurs physiques – ou « pseudo-physiques » – de soutenabilité environnementale qui ont les faveurs de nombreux écologistes, associations et ONG, notamment parce que ces « empreintes » évitent de recourir à la valorisation monétaire. La plus connue est « l'empreinte écologique » élaborée par Wackernagel (1994) et publiée depuis lors chaque année par le WWF dans son rapport *Living Planet* ¹⁶.

L'idée consiste à comparer la consommation courante de ressources naturelles renouvelables, y compris les dommages causés à l'environnement naturel – mais pas les ressources épuisables fossiles –, à la capacité de régénération de ces ressources par le milieu naturel : si le flux courant est supérieur à la capacité de régénération naturelle, le sentier de consommation n'est pas soutenable ; en outre, l'empreinte fournit une mesure chiffrée de l'écart à la soutenabilité.

L'empreinte écologique mesure la part de la capacité de régénération de la biosphère qui est absorbée par les activités humaines (consommation), en calculant la surface de terre et d'eau biologiquement productives qui est nécessaire pour maintenir le rythme de consommation actuel d'un pays donné. L'empreinte du pays (côté demande) est ainsi la surface totale requise pour produire l'alimentation, les fibres et le bois qu'il consomme, absorber les déchets qu'il produit et fournir l'espace nécessaire à ses infrastructures (surfaces construites ou artificialisées). Côté offre, la biocapacité est la capacité productive de la biosphère et son aptitude à fournir un flux de ressources biologiques et de services utiles à l'humanité.

En pratique « l'empreinte écologique » évalue les capacités de régénération de l'environnement naturel de la planète à l'aide d'une mesure de la capacité moyenne d'absorption et de production de l'ensemble des flux par lesquels les activités humaines sollicitent l'environnement naturel à l'aide d'une mesure moyenne des capacités de « bioproduktivité » et d'absorption d'un « hectare bioproduktiv moyen », ces capacités étant évaluées en divisant la capacité estimée de la planète par le nombre total d'hectares bioproduktivs de la planète (estimé à 11,2 milliards, terres émergées et océans inclus).

Dans la construction de cet indicateur, comme dans celui des indicateurs synthétiques dérivés de l'analyse économique, les divers éléments hétérogènes de la consommation (demande) ou de la biocapacité (offre) sont agrégés après conversion dans une unité de mesure commune (l'hectare mondial), plutôt qu'en unités monétaires ; des « prix relatifs » implicites sont donc mobilisés, par le

biais de l'hypothèse de « bioproduktivité » égale à la moyenne. L'hypothèse sous-jacente est donc bien que les diverses formes de capital naturel sont substituables. Toutefois, à la différence des indicateurs synthétiques économiques, l'offre bioproduktivité est fixe et exogène, dans l'esprit de la « soutenabilité forte ». Il n'y a pas de place pour l'épargne et l'accumulation du capital : un surplus écologique positif (une biocapacité excédant l'empreinte écologique) n'entraîne aucun accroissement du stock de capital naturel et partant, une amélioration de la future capacité productive. *A fortiori*, économiser et accumuler du capital manufacturé ou humain ne contribue aucunement à la soutenabilité. En outre, « l'empreinte écologique » ignore l'épuisement des ressources non renouvelables : les seules conséquences pour la soutenabilité de la consommation des énergies fossiles sont les déchets (émissions de CO₂ impliquées) et leur absorption.

Calculée pour la planète entière, « l'empreinte écologique » permet de communiquer de manière très intuitive sur l'insoutenabilité : ainsi, l'indicateur montrait-il que les modes de vie et de consommation en vigueur en 2010 auraient nécessité que la population mondiale disposât de 1,5 planète, alors qu'il n'en fallait que 0,5 en 1960 ; ou encore que si tous les humains vivant en 2005 adoptaient le mode de vie et de consommation de l'Américain moyen, il en faudrait 4,5 ! L'empreinte écologique permet aussi d'établir, chaque année, la date du « jour du dépassement », date à partir de laquelle l'humanité commence à consommer les ressources de la planète en quantité supérieure à ses capacités de régénération : en 2015, c'est le 17 août, alors qu'en 1993, il n'était atteint que le 21 octobre. Toutefois, comme l'indique le tableau, l'empreinte écologique globale ainsi évaluée varie peu dans le temps, en dépit de l'accroissement massif de la population mondiale : selon cette approche, c'est la « biocapacité » qui s'érode !

En revanche, « l'empreinte écologique » d'un pays est beaucoup plus problématique, dans la mesure où elle ne tient pas compte des possibilités offertes par les échanges commerciaux, dont l'analyse économique suggère qu'ils sont, au moins par partie, motivés précisément par des différences de dotations naturelles. Les pays densément peuplés apparaissent, selon cet indicateur, non soutenables, tandis que ceux qui disposent de vastes superficies pour une population faible semblent l'être davantage.

Tableau 3.2 – L'évolution de l'empreinte écologique (1961-2007)

	1961	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2007
Population globale (en milliards)	3,1	3,7	4,1	4,4	4,8	5,3	5,7	6,1	6,7
Empreinte écologique globale	2,4	2,8	2,8	2,8	2,6	2,7	2,6	2,5	2,7
Empreinte liée à l'agriculture	1,1	1,0	0,9	0,8	0,8	0,7	0,7	0,6	0,6
Empreinte liée à l'élevage	0,4	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Empreinte liée aux forêts	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Empreinte liée à la pêche	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Empreinte liée au carbone	0,3	0,9	1,0	1,1	1,1	1,2	1,2	1,2	1,4
Empreinte liée au bâti	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Biocapacité globale	3,7	3,1	2,9	2,6	2,4	2,3	2,1	2,0	1,8
Ratio entre empreinte écologique et biocapacité globales	0,63	0,88	0,97	1,06	1,07	1,18	1,24	1,29	1,51

Source : WWF

2.2.2. LA CONSOMMATION SOUTENABLE ET LA RICHESSE AU SENS LARGE

Alors que les approches inspirées de l'écologie mettent l'accent sur la préservation des ressources naturelles et environnementales, ce qui les conduit à privilégier des indicateurs de soutenabilité se référant à des limites physico-biologiques (voir [l'encadré 3.6 Empreintes](#)), l'analyse économique de la soutenabilité propose, quant à elle, de comparer un indicateur de consommation courante avec une mesure du maximum compatible avec la préservation des potentialités de consommation future, c'est-à-dire la richesse au sens large. La démarche est plus complexe qu'il n'y paraît, puisqu'il faut d'abord sélectionner et évaluer un indicateur pertinent de consommation courante contribuant réellement au bien-être des populations, puis élaborer une mesure prospective du niveau accessible dans le futur.

Conformément à la démarche présentée plus haut, la seconde étape consiste donc à établir une liste aussi exhaustive que possible des composantes de la richesse qui importent pour les potentialités futures de consommation, puis à les

agréger en recourant à un système de prix approprié.

2.2.3. L'ÉPARGNE NETTE AJUSTÉE

Initialement développé au sein de la Banque mondiale, l'indicateur de soutenabilité économique le plus conforme aux préconisations théoriques est un indicateur synthétique de flux qui s'inscrit dans le cadre de la comptabilité nationale standard, tout en élargissant le champ de mesure. Se fondant sur la notion de richesse au sens large, cet indicateur cherche à en évaluer la variation au cours de la période – annuelle généralement – considérée : c'est l'épargne nette ajustée (Banque mondiale, 2006 ; commission Stiglitz-Sen-Fitoussi, 2009)¹⁷.

Dans la version élaborée par la Banque mondiale, sa construction pour un pays donné comporte les étapes suivantes :

— la mesure habituelle de l'épargne nationale est d'abord corrigée de la dépréciation du capital productif produit, pour obtenir l'épargne nationale nette, au sens de la comptabilité nationale ;

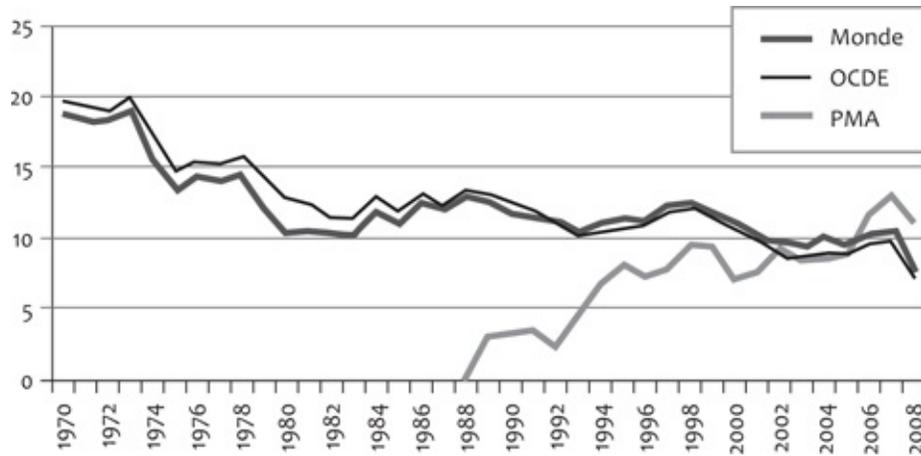
— on lui ajoute une évaluation de la variation – accumulation (+) ou décumulation (–) – du capital humain, que la Banque mondiale réduit aux dépenses d'éducation ;

— on lui soustrait des estimations de l'épuisement de diverses ressources naturelles, pour refléter la diminution de la valeur des actifs naturels liés à leur extraction ou à leur récolte.

Ces estimations de l'épuisement des ressources reposent sur le calcul de la rente économique tirée de ces ressources ; elle est obtenue simplement par différence entre les prix mondiaux et les coûts moyens unitaires d'extraction ou de récolte (y compris un rendement « normal » du capital) ;

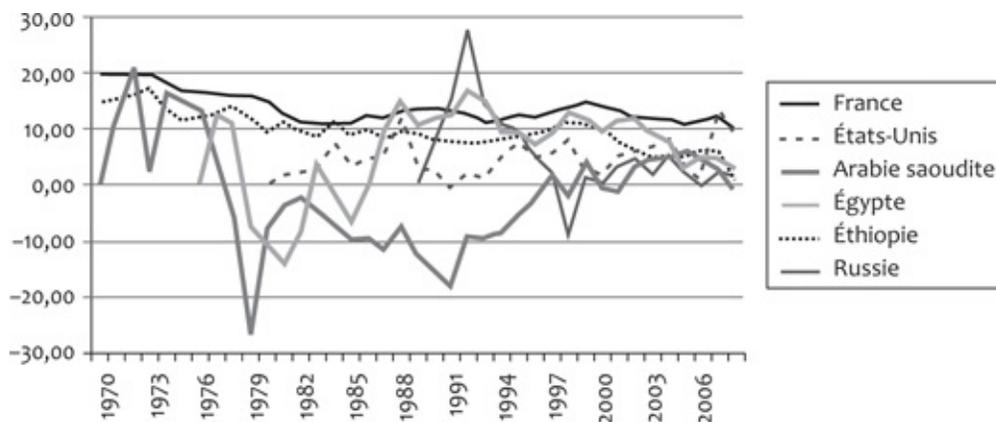
— enfin, on déduit les dommages résultant de la pollution globale par le dioxyde de carbone.

Figure 3.4 – Épargne nette ajustée du monde, de l'OCDE et des pays les moins avancés (PMA), 1970-2008 (% du RNB)



Source : Banque mondiale

Figure 3.5 – Épargne nette ajustée de quelques pays, 1970-2008 (% du RNB)



Source : Banque mondiale

Une épargne nette ajustée négative indique que la « richesse au sens large » diminue et que le mode de développement économique du pays considéré ne respecte pas la condition de soutenabilité (figures 3.4 et 3.5).

2.2.4. LA RICHESSE TOTALE

La définition de la richesse au sens large sur laquelle s'appuie la Banque mondiale pour élaborer l'indicateur d'épargne nette ajustée n'inclut toutefois qu'une petite partie des éléments du capital susceptibles de contribuer au bien-être, et les évaluations qu'elle propose ne sont pas satisfaisantes : ainsi, le capital humain est-il évalué simplement par les dépenses d'éducation, c'est-à-dire les inputs consacrés à l'accumulation de compétences ; le capital naturel ne comporte que les éléments donnant lieu à exploitation à des fins marchandes

(bois, minerais et énergies fossiles), évalués aux prix de marchés, et quelques émissions polluantes (gaz à effet de serre et microparticules), évaluées sur la base de prix imputés. Ainsi évaluée, la « vraie » richesse des nations apparaît constituée principalement de capital humain : en 2005, celui-ci représentait en effet plus des $\frac{3}{4}$ du stock total de richesse du monde, selon la Banque mondiale (2011), et le capital naturel n'en constituait que 5 % !¹⁸

Pour pallier ces insuffisances, l'initiative « richesse totale » (en anglais *Inclusive Wealth*) réunit, depuis 2010, des chercheurs qui, sous l'égide de l'Université des Nations unies et du Programme des Nations unies pour l'environnement, tentent de mieux mesurer les différentes composantes du capital total : l'indicateur proposé (*Inclusive Wealth Index, IWI*) repose sur une mesure du capital humain incluant non seulement les compétences – en se fondant sur la valeur présente actualisée des revenus futurs engendrés par l'éducation –, mais aussi le capital santé ; et sur une mesure du capital naturel évaluant mieux les éléments déjà pris en compte par la Banque mondiale – notamment en tenant des services écosystémiques des forêts¹⁹ – et incluant une évaluation monétaire de la biodiversité. Ainsi élargie et amendée, la mesure de la « richesse totale » du monde apparaît constituée pour 54 % de capital humain, pour 28 % de capital naturel et pour seulement 18 % de capital manufacturé. Et, résultat frappant du plus récent rapport (IWR, 2014), la richesse totale par tête a été, en moyenne mondiale, constante entre 1990 et 2010 : l'accumulation de capital manufacturé et humain a certes plus que compensé la réduction du stock de capital naturel, en baisse dans toutes les régions du monde, à l'exception de l'Europe, où il est quasi constant ; mais la croissance démographique a été telle que l'augmentation du stock de richesse totale du monde a été tout juste suffisante pour doter, en moyenne, les nouveaux humains d'un capital comparable à celui de ceux qui vivaient en 1990.

Mais la liste des éléments pris en compte dans l'évaluation de la « richesse totale » demeure incomplète, comme le reconnaissent les auteurs eux-mêmes (IWR, 2014). Pour tenter de remédier à cette incomplétude, l'IWI introduit une innovation notable dans la mesure de la soutenabilité : dans la logique de l'analyse empirique de la croissance inspirée par les travaux de Solow, les auteurs proposent une mesure de la « productivité totale des facteurs », part de la croissance économique que n'explique pas l'accumulation des différents éléments de capital mesurés, mesurant ainsi la contribution des « actifs manquants », donc équivalent du « résidu de Solow » dans les analyses traditionnelles. Ils mettent ainsi en évidence un autre résultat inquiétant : en moyenne mondiale, ce « résidu » a décliné au rythme de 0,3 % par an au cours

des décennies étudiées, trahissant la baisse de productivité des composantes mesurées du capital total sous l'effet vraisemblable des dégradations et diminutions subies par les stocks d'actifs manquants.

2.2.5. LIMITES DE L'INDICATEUR DE SOUTENABILITÉ ÉCONOMIQUE

Bien qu'analytiquement séduisantes, parce que s'inscrivant dans un cadre d'hypothèses familier aux économistes et partant du cadre de comptabilité nationale habituel, les démarches de l'épargne nette ajustée et de la richesse totale présentent, dans leurs versions actuellement disponibles, de nombreuses limites.

La première découle de l'incomplétude probable du recensement des différentes composantes de la richesse : comment être certain que rien d'essentiel n'a été omis ? Les découvertes scientifiques mettent sans cesse en lumière de nouveaux mécanismes, de nouvelles interdépendances, de nouvelles influences de certains éléments de notre environnement sur le bien-être humain, ou inversement de nos activités sur notre environnement, comme l'illustre l'exemple du changement climatique d'origine anthropique, longtemps ignoré. Certes l'IWI propose bien une mesure des effets de ces omissions, mais elle repose sur le PIB, dont on sait qu'il ne constitue pas une évaluation pertinente du bien-être présent.

La deuxième difficulté a trait au choix du système de prix utilisé pour valoriser les différentes composantes de la richesse au sens large, ou, de manière équivalente, les corrections à apporter, au titre de ces composantes, à l'agrégat d'épargne nette ajustée. Parmi les éléments regroupés dans la catégorie du capital naturel, certains – notamment les ressources énergétiques – ont des prix de marché, d'autres pas. Pour les premiers, il est tentant – et c'est ce que fait la Banque mondiale – d'utiliser les prix courants de marché ; mais leur variabilité dans le temps rend la mesure très instable, et suggère que cette solution est peu satisfaisante dans une démarche prospective. Pour les seconds, il faut recourir à des prix imputés, sur la base d'une analyse quantifiée des services écosystémiques ou d'une évaluation des coûts des dommages que leur infligent les activités humaines. Dans les deux cas, on peut préférer le recours aux prix imputés ; mais il faut alors disposer d'un cadre analytique suffisamment robuste pour évaluer ces prix et leur sentier d'évolution future (Blanchet, Le Cacheux et Marcus, 2009). Recourant plus systématiquement aux prix imputés pour le capital humain et le capital naturel, l'IWI est plus satisfaisant que l'épargne nette ajustée, mais il n'est pas exempt de critiques sur les méthodes d'imputation,

qu'il s'agisse du capital santé fondé sur l'actualisation des gains monétaires permis par l'augmentation de l'espérance de vie, ou du capital naturel, dont on peut penser que son évaluation monétaire demeure incomplète.

Plus fondamentalement, l'hypothèse de substituabilité entre les différentes composantes de la richesse au sens large, qui autorise leur agrégation, est problématique, notamment lorsqu'elle est appliquée à certaines ressources naturelles non renouvelables ou, ce qui est équivalent, à connaissant des évolutions irréversibles. Dans ces cas, il est, en théorie, possible de tenir compte de la finitude ou de l'irréversibilité en imposant une contrainte physique, qui se traduira, selon la règle de Hotelling, par un prix croissant de manière exponentielle à mesure que l'économie considérée se rapproche de la limite, dès lors jamais atteinte.

Mais quel est le degré d'incertitude de nos connaissances sur ces limites, et sur les technologies et savoirs qui seront disponibles dans l'avenir et permettront peut-être de s'en libérer, ou au contraire en renforceront la prégnance ? La prise en compte de l'incertitude, souvent radicale, qui entoure les évaluations utilisées dans les indicateurs de soutenabilité économique est théoriquement possible : l'analyse économique de la décision en univers incertain offre de nombreux outils, y compris dans les domaines les plus récemment explorés comme celui de l'incertitude « systémique » sur le modèle lui-même. Mais leur application demeure embryonnaire.

Pour remédier à ces limites, et à titre indicatif, le rapport de la Commission Stiglitz (2009) suggère de combiner, dans un tableau de taille aussi restreinte que possible, l'indicateur d'épargne nette ajustée avec quelques indicateurs physiques, tels que « l'empreinte carbone ». Une autre voie de recherche consisterait à évaluer la « résilience » des économies en soumettant l'indicateur de soutenabilité économique à des « tests de stress », à la manière de ceux utilisés pour évaluer la solidité des bilans bancaires.

Encadré 3.7 – Les recommandations de la Commission Stiglitz-Sen-Fitoussi

Sous-groupe 1 : Développements autour du Produit Intérieur Brut

- 1) Dans le cadre de l'évaluation du bien-être matériel, se référer aux revenus et à la consommation plutôt qu'à la production.
- 2) Mettre l'accent sur la perspective des ménages.
- 3) Prendre en compte le patrimoine en même temps que les revenus et la consommation.
- 4) Accorder davantage d'importance à la répartition des revenus, de la consommation et des richesses.
- 5) Élargir les indicateurs de revenus aux activités non marchandes.

Sous-groupe 2 : Qualité de la vie

- 6) La qualité de la vie dépend des conditions objectives dans lesquelles se trouvent les personnes et de leurs « capacités » (capacités dynamiques). Il conviendrait d'améliorer les mesures chiffrées de la

santé, de l'éducation, des activités personnelles et des conditions environnementales. En outre, un effort particulier devra porter sur la conception et l'application d'outils solides et fiables de mesure des relations sociales, de la participation à la vie politique et de l'insécurité, ensemble d'éléments dont on peut montrer qu'il constitue un bon prédicteur de la satisfaction que les gens tirent de leur vie.

7) Les indicateurs de la qualité de la vie devraient, dans toutes les dimensions qu'ils recouvrent, fournir une évaluation exhaustive et globale des inégalités.

8) Des enquêtes devront être conçues pour évaluer les liens entre les différents aspects de la qualité de la vie de chacun, et les informations obtenues devront être utilisées lors de l'élaboration des politiques publiques.

9) Les instituts de statistique devraient fournir les informations nécessaires pour agréger les différentes dimensions de la qualité de la vie, et permettre ainsi la construction de différents indices.

10) Les mesures du bien-être, tant objectif que subjectif, fournissent des informations essentielles sur la qualité de la vie. Les instituts de statistique devraient intégrer à leurs enquêtes des questions visant à connaître l'évaluation que chacun fait de sa vie, de ses expériences et ses priorités.

Sous-groupe 3 : Développement durable et environnement

11) L'évaluation de la soutenabilité nécessite un ensemble d'indicateurs bien défini. Les composantes de ce tableau de bord devront pouvoir être interprétées comme des variations de certains « stocks » sous-jacents. Un indice monétaire de soutenabilité a sa place dans un tel tableau de bord ; toutefois, en l'état actuel des connaissances, il devrait demeurer principalement axé sur les aspects économiques de la soutenabilité.

12) Les aspects environnementaux de la soutenabilité méritent un suivi séparé reposant sur une batterie d'indicateurs physiques sélectionnés avec soin. Il est nécessaire, en particulier, que l'un d'eux indique clairement dans quelle mesure nous approchons de niveaux dangereux d'atteinte à l'environnement (du fait, par exemple, du changement climatique ou de l'épuisement des ressources halieutiques).

Source : Stiglitz J., Sen A. et Fitoussi J.-P. (2009)

2.3. LA JUSTICE ET LES INÉGALITÉS ENVIRONNEMENTALES

La notion de « justice environnementale » est née aux États-Unis au milieu des années 1980, dans le cadre de la lutte pour l'égalité raciale. Elle a d'abord servi à désigner les inégalités raciales et ethniques (au sens américain du terme) dans l'exposition aux risques environnementaux (pollutions, déchets toxiques) et l'exclusion des minorités raciales, en particulier les Afro-Américains, les Hispaniques et les Amérindiens, de la définition et la mise en œuvre des politiques environnementales aux États-Unis (inégalités et discriminations parfois caractérisées comme des manifestations de « racisme environnemental »).

Le mouvement civique en faveur de la justice environnementale est parti du comté de Warren en 1982, lorsque les habitants afro-américains de cette région de Caroline du Nord s'opposèrent à la construction d'une décharge de déchets toxiques à proximité de leur lieu d'habitation. Les protestations du comté de Warren ont déclenché une enquête au sujet de situations similaires au sein

d'autres communautés du Sud des États-Unis et conduit à la publication d'un rapport de la United Church of Christ en 1987 explicitement intitulé « déchets toxiques et race aux États-Unis », première étude à documenter empiriquement à l'échelle nationale le lien entre les caractéristiques raciales et sociales des communautés vivant à proximité des sites toxiques (l'une des conclusions les plus frappantes de cette étude fut que les non-Blancs étaient deux fois plus représentés dans les zones présentant un danger pour la santé des résidents).

En 1990 paraît un autre ouvrage fondamental sur l'injustice environnementale, *Dumping in Dixie : Race, Class, and Environmental Quality* de Bullard qui démontre que « les communautés noires, en raison de leur vulnérabilité économique et politique, ont été régulièrement la cible d'installations nocives et de risques environnementaux et sont par conséquent susceptibles de souffrir de plus grands risques pour la santé que le reste de la population ». Le Congressional Black Caucus, coalition bipartite d'universitaires, de chercheurs en sciences sociales et de militants politiques, se réunit la même année avec les responsables de l'Environmental Protection Agency (EPA) pour discuter de ces constatations accablantes et de la façon d'y remédier. Au terme de ces débats, l'EPA institue le « Environmental Equity Workgroup » pour enquêter sur le fait que « les minorités raciales et les populations à faible revenu font face à un risque plus élevé du fait de leur environnement que le reste de la population ». En 1992 est créée la première administration chargée de la question de la justice environnementale : l'Office of Environmental Equity (qui devient en 1994 l'Office of Environmental Justice).

L'alinéa 1-101 de l'*Executive order* 12 898 du 11 février 1994 rend obligatoire pour toutes les agences publiques fédérales d'intégrer l'objectif de justice environnementale dans leur mission en « identifiant et en traitant de manière appropriée les effets environnementaux de ses programmes, politiques et activités ou ceux affectant de manière disproportionnée et néfaste la santé humaine des minorités et des groupes à faible revenu sur le territoire américain ».

La *Environmental Justice Strategy* conçue par l'EPA et rendue publique un an plus tard en 1995 précisera la notion de justice environnementale dont on peut aujourd'hui trouver une définition qui insiste surtout sur ses deux dimensions, distributive et procédurale : « un traitement équitable et une implication réelle de toutes les personnes quels que soient leur race, leur couleur de peau, leur origine nationale ou leur niveau de revenu dans la définition, la mise en œuvre et le contrôle des lois, des réglementations et des politiques environnementales »²⁰. Le « traitement équitable » est défini de la manière suivante : « aucun groupe, y compris une minorité ethnique ou un groupe socio-économique, ne doit assumer

une part disproportionnée des conséquences environnementales néfastes résultant d'activités industrielles, municipales et commerciales ou de l'exécution de programmes ou de politiques fédérales, d'un État, locales et tribales ». « L'implication réelle » est quant à elle soumise à quatre conditions tenant essentiellement, pour les populations concernées, à la possibilité de participer à l'élaboration des politiques environnementales.

En raison de ces développements institutionnels, la justice environnementale est désormais une notion pleinement opérationnelle sur le plan juridique aux États-Unis, comme le nouveau « Plan EJ 2014 », décidé en juillet 2010 et qui prévoit de renforcer les actions de l'EPA en matière de justice environnementale, le démontre.

Cet activisme légal et juridique ne signifie nullement que les inégalités environnementales ont été corrigées ou que la justice environnementale a été réalisée aux États-Unis. Comme le soulignent Bullard *et alii* (2007), les auteurs du rapport marquant le 20^e anniversaire de celui de 1987 : « Malgré des améliorations significatives en matière de protection de l'environnement au cours des dernières décennies, des millions d'Américains continuent à vivre, travailler, jouer et aller à l'école dans des environnements dangereux et insalubres ». Les auteurs poursuivent : « Plus de neuf millions de personnes vivent dans un rayon de trois kilomètres (1,8 miles) des 413 sites de déchets dangereux aux États-Unis... ces quartiers sont peuplés à 56 % de gens de couleur, à comparer avec les 30 % de gens de couleur que compte le reste du pays. ». La proportion de personnes de couleur est donc environ deux fois plus importante et le taux de pauvreté une fois et demi plus important (18 % contre 12 %) que dans le reste du pays²¹.

Ces avancées politiques et juridiques pour la reconnaissance des injustices environnementales se sont accompagnées d'un vif débat académique sur la réalité du lien entre le statut socio-économique et racial d'un côté et les inégalités environnementales de l'autre. Alors que la grande majorité des études empiriques a été en mesure de déterminer un lien solide entre statut racial et socio-économique et conditions inégales sur le plan environnemental (pour les enquêtes, voir Bullard *et alii*, 2008, Pastor, 2007), d'autres (comme Banzhaf et Walsh, 2006) ont défendu l'idée selon laquelle l'utilisation rationnelle des terrains et la dynamique du marché sont les principaux responsables des inégalités environnementales, ce qui laisse peu de rôle pour les injustices comprises comme le résultat d'une volonté délibérée de transférer les risques environnementaux dans les communautés défavorisées.

À la lumière de cette riche expérience des États-Unis en matière de justice

environnementale, la perspective induite par cette approche peut se résumer ainsi : des politiques publiques visant l'équité sociale qui ne tiendraient pas compte des conditions environnementales des citoyens manqueraient un aspect fondamental de la question sociale. La relation entre conditions environnementales, bien-être individuel et situation sociale est médiatisée par les questions de santé et plus généralement par l'impact des conditions et des politiques environnementales sur le bien-être des individus. La perspective des inégalités environnementales permet de saisir cet enchaînement essentiel.

Encadré 3.8 – Quatre types d'inégalités environnementales

On peut distinguer quatre types d'inégalités environnementales :

- Les inégalités d'exposition et d'accès : cette catégorie désigne l'inégale répartition de la qualité de l'environnement entre les individus et les groupes. Définition négative (l'exposition à des impacts environnementaux néfastes) ou positive (l'accès à des aménités environnementales telles que les espaces verts et les paysages). Dans cette catégorie d'inégalités sont inclus la vulnérabilité aux catastrophes social-écologiques et le risque d'effet cumulatif des inégalités sociales et environnementales – les inégalités environnementales n'étant ni indépendantes les unes des autres ni indépendantes des inégalités sociales (revenu, statut social, etc.) ;
- Les inégalités distributives des politiques environnementales : il s'agit de l'inégal effet des politiques environnementales selon la catégorie sociale, notamment l'inégale répartition des effets des politiques fiscales ou réglementaires entre les individus et les groupes, selon leur place dans l'échelle des revenus ;
- Les inégalités d'impact environnemental : les différentes catégories sociales n'ont pas le même impact sur l'environnement. Certains chercheurs qualifient cette catégorie « d'inégalités écologiques » (voir Emelianoff, 2006) ;
- Les inégalités de participation aux politiques publiques : il s'agit de l'accès inégal à la définition des politiques environnementales qui déterminent les choix touchant à l'environnement des individus.

Source : Laurent, 2011

On peut mettre en lumière l'importance de ces inégalités environnementales à l'aide de la première catégorie que nous avons identifiée : les inégalités d'exposition au risque environnemental.

À partir des travaux de Lucas et Walker (2004)²², l'Environmental Agency britannique a été conduite à dresser le constat suivant : les habitants des 10 % des territoires les plus défavorisés socialement du Royaume-Uni ont une probabilité huit fois plus importante de résider dans des zones inondables que les habitants des 10 % des territoires les plus privilégiés. C'est aussi dans ces territoires défavorisés que la qualité de l'air est la plus mauvaise (la concentration en dioxyde d'azote résultant des activités industrielles et de transport y est plus importante de 41 %²³). On détaille au chapitre suivant le cas français.

1. « Are We Consuming Too Much ? » est le titre d'un article de synthèse signé de quelques-uns des meilleurs économistes de l'environnement, Kenneth Arrow, Partha Dasgupta, Geoffrey Heal, etc., publié en 2008. Voir également le récent article de Geoffrey Heal (2012).
2. Notons qu'il s'agit là d'un retour aux classiques, dont les analyses faisaient jouer au facteur « terre » un rôle essentiel dans la production, avec l'idée que la productivité marginale décroissante des terres imposait inéluctablement des limites à la croissance économique. Simplement, la « terre » des classiques doit être réinterprétée comme incluant l'ensemble des ressources naturelles, c'est-à-dire le « capital naturel » (voir plus loin).
3. Nous ne traitons pas ici du choix du taux d'actualisation, qui a fait l'objet d'une présentation détaillée dans la première partie de cet ouvrage.
4. Douglass North (1990) est l'un des historiens de l'économie qui a mis l'accent sur le rôle des institutions, et notamment des droits de propriété privée, dans le développement économique.
5. La définition, le long des côtes, d'une zone d'eaux dites « territoriales » (12 milles marins), et d'une autre, plus large (200 milles), dite « zone économique exclusive » – qui fait de la France le pays disposant du deuxième domaine maritime le plus vaste, juste derrière les États-Unis – répond à cette logique de « privatisation », au profit des États. De même, le débat sur les droits des États sur l'Antarctique s'inscrit dans ce cadre.
6. Bien que le capital naturel ne soit pas, à proprement parler, accumulable, il est parfois renouvelable et, dans de nombreux cas, reconstituable, ou réparable. La question de la résilience des composantes du capital naturel est un domaine d'interdisciplinarité.
7. Van den Bergh J., Stagl, S. (2003).
8. John G. McPeak, David R. Lee, and Christopher B. Barrett (2006).
9. Pour une contribution fondatrice à ce champ, voir Gallopini G.C., Gutman P., Maletta (1989).
10. Pour des exemples de relation entre les deux, voir notamment Berkes F., and C. Folke (1998).
11. Finn Danielsen *et alii* (2005).
12. L'idée élémentaire de ce que les économistes de l'environnement appellent la « courbe environnementale de Kuznets » est de mettre en relation le processus de développement économique (dont le niveau est mesuré par le revenu par habitant) avec les dégradations environnementales. Une relation en cloche est alors postulée : les dégradations environnementales sont d'abord censées augmenter avec l'élévation du revenu par habitant avant d'atteindre un pic, puis de se réduire. L'idée qui soutient cette courbe a été introduite en 1992 dans le rapport sur le développement des Nations unies puis formalisée et illustrée empiriquement par un article de Grossman et Krueger paru en 1995 (Grossman et Krueger, 1995).
13. Voir OCDE (2008).
14. Commission européenne (2005).
15. Comme le souligne la synthèse critique proposée dans le rapport de la commission Stiglitz-Sen-Fitoussi (2009), l'indicateur SMEW ne comporte aucune évaluation de l'épuisement des ressources naturelles ou des dommages infligés à l'environnement. Voir également Laurent et Le Cacheux (2015), pour une présentation et une discussion des différents indicateurs existants.
16. Accessible à l'adresse : http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/
17. La plus récente évaluation de l'épargne nette ajustée est disponible à l'adresse :

<http://data.worldbank.org/news/the-changing-wealth-of-nations>. Voir aussi la présentation critique des indicateurs de soutenabilité dans Laurent et Le Cacheux (2015).

18. Les proportions sont encore plus frappantes dans le cas des seuls pays développés : le capital humain y comptait pour plus de 80% de la « vraie richesse », et le capital naturel pour seulement 2% !

19. Ainsi valorisées, les forêts avaient, en 2005, une valeur patrimoniale de quelque 2273 000 milliards de dollars, soit 56 fois le PIB mondial !

20. « *Environmental Justice is the fair treatment and meaningful involvement of all people regardless of race, color, national origin, or income with respect to the development, implementation, and enforcement of environmental laws, regulations, and policies* ». Voir <http://www.epa.gov/compliance/environmentaljustice/>

21. Bullard, Robert D., Paul Mohai, Robin Saha, and Beverly Wright (2007).

22. Voir en particulier Lucas K., Walker G. (2004).

23. Ces mesures empiriques d'inégalités environnementales ont été confirmées par des travaux plus récents (voir le site de l'Environment Agency).

CHAPITRE 4

DÉFIS DU XXI^e SIÈCLE

1. LES INDICATEURS DE BIEN-ÊTRE ET DE SOUTENABILITÉ : UNE VUE D'ENSEMBLE
2. L'ÉPARGNE NETTE AJUSTÉE : L'EXEMPLE DE LA FRANCE ET DU CANADA
3. À QUOI SERT DE MESURER LE CAPITAL NATUREL ? L'INITIATIVE NATURAL CAPITAL
4. LES INÉGALITÉS ENVIRONNEMENTALES EN FRANCE
5. LA JUSTICE ENVIRONNEMENTALE GLOBALE : PEUT-ON PARLER DE « DETTE ÉCOLOGIQUE » ?

L'économie écologique, dont le chapitre précédent a décrit les principales méthodes, constitue une grille de lecture nouvelle du monde. Elle soulève des questions que les outils de l'économie de l'environnement ne permettent pas de traiter et oblige à se doter de nouveaux instruments de mesure dont ce chapitre donne quelques exemples.

1. LES INDICATEURS DE BIEN-ÊTRE ET DE SOUTENABILITÉ : UNE VUE D'ENSEMBLE

Depuis près de quarante ans, des chercheurs de tous horizons s'efforcent de dépasser les indicateurs économiques conventionnels, comme le Produit intérieur brut (PIB), pour mieux mesurer le bien-être individuel et collectif et la soutenabilité des économies et des sociétés. La recherche sur le bien-être consiste à cerner les véritables déterminants de la prospérité humaine, au-delà des seules conditions matérielles et du bien-être économique. La recherche sur la soutenabilité (qui peut se comprendre comme le bien-être dynamique) consiste à comprendre à quelles conditions le développement humain peut se projeter et se maintenir dans le temps, sous une contrainte écologique de plus en plus forte.

On peut représenter ces différents indicateurs sous les traits de la figure 6 (p.

23). Le bien-être économique est appréhendé par des instruments de mesure ayant trait au revenu et à l'emploi. On élargit ensuite le cadre du bien-être pour y intégrer des indicateurs de développement humain objectifs et subjectifs (santé, éducation, bonheur, usage du temps). On passe ensuite au progrès social, autrement dit du bien-être au bien-être collectif en mesurant le niveau des inégalités (dans toutes les dimensions du bien-être) la qualité des institutions et la confiance.

De ce cadre statique on évolue vers une analyse dynamique pour approcher la mesure de la soutenabilité. On peut disposer d'indicateurs physiques qui nous renseignent sur les limites de la biosphère et ont trait aux grandes crises écologiques contemporaines qui ont été passées en revue plus haut (climat, écosystèmes et biodiversité). On tente alors de mesurer l'intensité des échanges entre la sphère économique et la biosphère (analyse des flux de matière et découplage). Enfin, on s'efforce de construire des indicateurs de richesse véritable, telle que l'épargne nette ajustée. (voir [figure 6](#) p. 23)

Encadré 4.1 – Comment se construit l'IDH des Nations unies : l'exemple de la Chine en 2010

On commence par établir les valeurs maximales et minimales que prennent les différentes composantes de l'indicateur de développement humain (revenu, santé et éducation).

Dimension	Valeur maximale constatée	Valeurs minimales
Espérance de vie	83,2 (Japon, 2010)	20
Durée moyenne de scolarisation	13,2 (États-Unis, 2000)	0
Durée attendue de scolarisation	20,6 (Australie, 2002)	0
Indice de scolarisation combiné	0,951 (Nouvelle-Zélande, 2010)	0
Revenu par habitant (en PPA en \$)	108,211 (Émirats arabes unis, 1980)	163 (Zimbabwe, 2008)

Puis on calcule des sous-indices selon la formule suivante :

Indice dimensionnel = (valeur observée – valeur minimale) / (valeur maximale – valeur minimale)

Prenons l'exemple de la Chine. Voici les valeurs des données brutes pour ce pays pour l'année 2010 :

Espérance de vie à la naissance	73,5
--	------

(années)	
Durée moyenne de scolarisation (années)	7,5
Durée attendue de scolarisation (années)	11,4
RNB par habitant (PPA en USD)	7 263

On peut alors calculer les indices suivants :

$$\text{Indice d'espérance de vie} = (73,5 - 20) / (83,2 - 20) = 0,847$$

$$\text{Indice de la durée moyenne de scolarisation} = (7,5 - 0) / (13,2 - 0) = 0,568$$

$$\text{Indice de la durée attendue de scolarisation} = (11,4 - 0) / (20,6 - 0) = 0,553$$

$$\text{Indice d'éducation} = \sqrt{0,568 \cdot 0,553 - 0} / (0,951 - 0) = 0,589$$

$$\text{Indice de revenu} = [\ln(7\,263) - \ln(163)] / [\ln(108\,211) - \ln(163)] = 0,584$$

L'IDH représente la moyenne géométrique des trois indices dimensionnels suivants : il pondère à part égale l'éducation, la santé et le revenu.

Au final, l'indice de développement humain de la Chine en 2010 s'établira de la manière suivante :

$$\sqrt[3]{0,847 \cdot 0,589 \cdot 0,584} = 0,663$$

Source : Rapport sur le développement humain, Nations unies, 2011

2. L'ÉPARGNE NETTE AJUSTÉE : L'EXEMPLE DE LA FRANCE ET DU CANADA

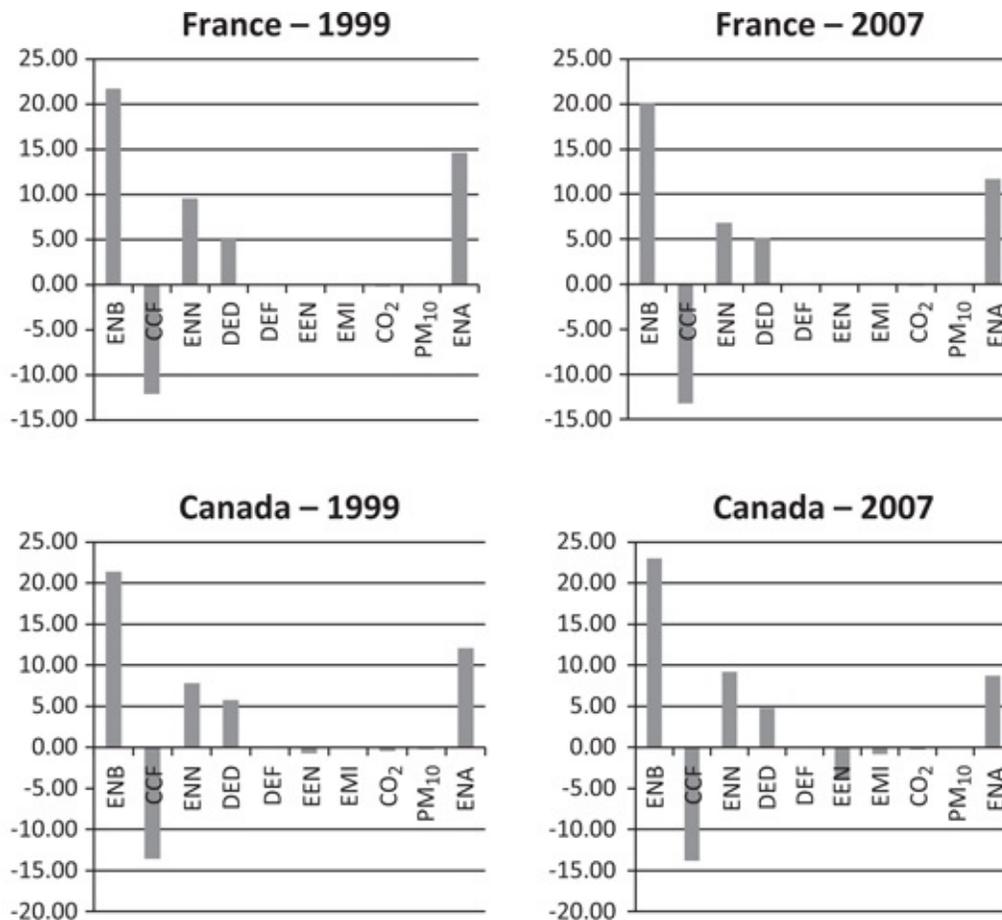
La méthode d'évaluation de l'épargne nette ajustée consiste, on l'a vu, à corriger la mesure de l'épargne – qui n'est autre, en théorie, que la variation annuelle du stock de richesse de la nation – pour prendre en compte différents flux qui doivent lui être soustraits si l'on veut évaluer la variation de la « richesse véritable de la nation ».

La première étape consiste à passer de l'épargne brute à l'épargne nette, en soustrayant une estimation de la dépréciation du stock de capital productif produit : elle correspond à l'addition nette à la richesse, dans la mesure où la dépréciation doit être compensée, et où donc la somme correspondante n'est pas une véritable épargne, mais la dépense nécessaire au maintien en l'état du stock existant. À cette évaluation de l'épargne nationale nette, il convient, en revanche, d'ajouter les investissements faits dans d'autres catégories de capital, en l'occurrence l'accumulation de capital humain grâce aux dépenses d'éducation, habituellement traitées par la comptabilité nationale comme des dépenses de consommation courante. Enfin, on retranche de cette évaluation de l'épargne nette, une estimation de la dépréciation – lorsque s'il s'agit de pollution de l'environnement – ou de la consommation – lorsqu'il s'agit de

l'exploitation de ressources naturelles, telles que les mines, les gisements ou les forêts – du stock de capital naturel de la nation.

Les conséquences de ces diverses additions et soustractions à la mesure comptable habituelle de l'épargne nationale brute sont illustrées dans la figure 4.1, qui compare, pour deux années, les données de deux pays dont les niveaux de développement économique sont voisins : la France et le Canada. Selon la comptabilité nationale habituelle, ils avaient, en 1999 comme en 2007, des taux d'épargne nationale très proches, environ 20 % de leur Revenu national brut (RNB). De même, la dépréciation estimée de leur stock de capital productif produit était très similaire – un peu plus en France en 2007 –, de sorte que leurs taux d'épargne nationale nette, au sens de la comptabilité usuelle, étaient compris entre 5 et 10 % de leur RNB respectif. Leurs dépenses publiques d'éducation sont, elles aussi, comparables. Mais, alors que la France, peu dotée en ressources minérales et fossiles, et relativement peu émettrice de GES, ne réduit, selon cette évaluation, que faiblement son stock de capital naturel, le Canada, de son côté, a fortement accru, entre 1999 et 2007, le volume de ses extractions d'énergies fossiles, amputant ainsi à un rythme plus soutenu son stock de capital naturel.

Figure 4.1 – France et Canada selon l'épargne nette ajustée



L'épargne nette ajustée de la France et du Canada, 1999 et 2007, % du RNB

- ENB = Épargne nationale brute
 - CCF = Consommation de capital fixe
 - ENN = Épargne nationale nette
 - DED = Dépenses d'éducation
 - DEF = Exploitation forestière
 - EEN = Exploitation d'énergies fossiles
 - EMI = Exploitation minière
 - CO₂ = Émissions de GES
 - PM₁₀ = Émissions de particules fines
 - ENA = Épargne nette ajustée
- $$ENB - CCF = ENN; ENN + DED - (DEF + EEN + EMI + CO_2 + PM_{10}) = ENA$$

Source : Banque mondiale, 2008

En 2007, l'épargne nette ajustée canadienne est, en définitive, sensiblement plus faible que celle de la France : dans les deux pays, la richesse véritable augmente, mais à un rythme moindre que ne le laisse penser la mesure usuelle de l'épargne nationale, et moindre au Canada qu'en France, en raison de la

diminution du stock de capital naturel du premier.

Encadré 4.2 – Exemples d'évaluation économique des services écosystémiques

La protection des forêts éviterait les émissions de gaz à effet de serre qui coûteraient 3,7 trillions de dollars

La réduction de moitié du taux de déforestation d'ici 2030 réduirait le total des émissions de gaz à effet de serre de 1,5 à 2,7 GT CO₂ par an, évitant ainsi d'entraîner les dommages dus au changement climatique estimés à plus de 3,7 trillions de dollars en termes de VAN. Ce chiffre ne comprend pas les nombreux bénéfices connexes des écosystèmes des forêts.

La sous-performance annuelle des pêcheries mondiales représente 50 milliards de dollars

La concurrence entre les flottes de pêche industrielle fortement subventionnées, associée à une mauvaise réglementation et une application faible des règles en vigueur, a mené à la surexploitation de presque tous les stocks de poissons à forte valeur commerciale, réduisant ainsi le revenu issu des pêcheries marines mondiales de 50 milliards de dollars par an par comparaison à un scénario de pêche plus durable.

L'importance des services écosystémiques des récifs coralliens

Bien que couvrant seulement 1,2 % des plaques continentales du monde, les récifs coralliens abriteraient entre 1 et 3 millions d'espèces, et notamment un quart de la totalité des espèces de poissons marins. Quelque 30 millions de personnes vivant en zones côtières et au sein de communautés insulaires sont entièrement dépendants des ressources fondées sur les récifs coralliens comme principal moyen de production alimentaire, de revenu et de moyen de subsistance.

Les produits et services écologiques représentent une nouvelle opportunité de marché

Les ventes mondiales d'aliments et de boissons issus de l'agriculture biologique ont récemment augmenté de plus de 5 milliards de dollars par an pour atteindre les 46 milliards de dollars en 2007 ; le marché mondial des produits du poisson portant un label écologique a augmenté de plus de 50 % entre 2008 et 2009 ; et l'écotourisme est le domaine de l'industrie du tourisme qui connaît la plus forte croissance, la hausse estimée des dépenses mondiales le concernant atteignant 20 % par an.

En Suisse, l'apiculture pèse 213 millions de dollars par an

En 2002, une seule colonie d'abeilles assurait une production agricole annuelle d'une valeur de 1 050 \$ en fruits et mûres fécondés, par comparaison à tout juste 215 \$ issus des produits directs de l'apiculture (par ex. le miel, la cire d'abeille, le pollen). En moyenne, les colonies d'abeilles suisses assuraient une production agricole annuelle d'une valeur avoisinant les 213 millions de dollars par le biais de la pollinisation qu'elles offrent, soit environ cinq fois la valeur de la production de miel.

À l'échelle mondiale, la valeur économique totale de la pollinisation par les insectes est estimée à 153 milliards d'euros, soit 9,5 % du rendement agricole mondial en 2005 (Gallai et alii 2009).

La plantation d'arbres améliore la qualité de vie urbaine à Canberra, en Australie

Les pouvoirs locaux de Canberra ont planté 400 000 arbres afin de réguler le microclimat, réduire la pollution et améliorer par là même la qualité de l'air urbain, réduire les coûts d'énergie de la climatisation ainsi que stocker et séquestrer le carbone. Au cours de la période 2008-2012, la valeur de ces avantages devrait atteindre quelque 20 à 67 millions de dollars en termes de valeur générée ou d'économies réalisées pour la ville.

Source : TEEB

3. À QUOI SERT DE MESURER LE CAPITAL NATUREL ? L'INITIATIVE NATURAL CAPITAL

Lancé en octobre 2006, le projet Natural Capital (NATCAP) vise à mettre en lumière le rôle essentiel joué par les services écosystémiques dans le bien-être des populations et à proposer des solutions locales pour leur préservation. Ce projet a pris la forme d'un partenariat entre trois parties principales, l'université de Stanford, *The Nature Conservancy*, et le *World Wildlife Fund* (www.naturalcapitalproject.org), auxquelles se joignent pour des projets locaux d'autres institutions ou organisations. Le projet vise selon les chercheurs qui l'animent¹ deux grands objectifs :

(1) Le développement de nouvelles connaissances et d'outils pratiques et crédibles. NATCAP a ainsi mis au point le système InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* soit Valorisation intégrée des services écosystémiques et des arbitrages), une famille de logiciels qui aident les décideurs à quantifier l'importance du capital naturel en termes biophysiques, économiques et sociaux mais aussi produit des cartes qui localisent les bénéfices tirés des écosystèmes dans le présent et l'avenir et évalue les arbitrages associés à des scénarios alternatifs ou des options politiques pour l'avenir.

InVEST permet d'estimer la fourniture biophysique de services écosystémiques multiples dans une région donnée, traduit cette fourniture sous forme de cartes de l'usage des services (en précisant qui et où sont les gens qui bénéficient de ces services) et de valeur monétaire (la valeur que perçoivent les utilisateurs des services), et peut prévoir les tendances à venir en matière de fourniture de services et de valeur selon différents scénarios d'exploitation.

Parmi les applications en matière de politiques publiques du modèle InVEST on trouve :

- L'aménagement écologique du territoire, fondé sur une évaluation de l'état actuel et potentiel des services écosystémiques (cette application est déjà utilisée dans la région de Baoxing en Chine mais aussi en Indonésie et en Colombie) ;
- La conception de systèmes de paiement pour les services écosystémiques (PSE), fondée sur la compréhension de la répartition des services, de leur valeur et de la cartographie des populations qui en vivent ;
- La conception de stratégies d'adaptation au climat, fondées sur l'analyse des changements futurs dans les modèles climatiques et de leur impact sur les services écosystémiques.

(2) Le passage de la connaissance à l'action par les projets de démonstration.

Grâce à une série de projets de démonstration, les chercheurs de NATCAP montrent comment le capital naturel peut être intégré dans les politiques publiques. InVEST est ainsi utilisé dans les décisions touchant les ressources naturelles en Chine, Colombie, Équateur, Indonésie, et aux États-Unis (Californie, Hawaii). Des projets sont en cours de réalisation en Bolivie, au Brésil, au Canada, au Mexique, au Pérou, en Tanzanie et d'autres régions des États-Unis (Oregon, Washington).

4. LES INÉGALITÉS ENVIRONNEMENTALES EN FRANCE

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) reconnaît dès 1994 le concept de « santé environnementale », déterminée par « les facteurs physiques, chimiques, biologiques, sociaux, psychosociaux et esthétiques de notre environnement » et fait en 1999 de l'amélioration des conditions environnementales « la clé d'une meilleure santé ». L'OMS a doublé cette reconnaissance conceptuelle d'une innovation méthodologique, en concevant et popularisant une méthode empirique permettant d'isoler la part proprement environnementale de la charge de morbidité (l'OMS estime ainsi aujourd'hui à 24 % de la charge mondiale de morbidité et 23 % des décès la part des facteurs environnementaux)².

Le débat public sur la relation santé-environnement en France est très récent et peut être précisément daté du Rapport de la Commission d'orientation du Plan national santé-environnement de 2004. Dans la foulée de la canicule de l'été 2003 et de l'adoption de la Charte de l'environnement en 2004, celui-ci propose un diagnostic détaillé de « la santé environnementale en France » et formule de nombreuses recommandations. Détail intrigant : il ne contient que deux occurrences du mot « inégalité » et laisse entièrement de côté la question de la déclinaison sociale de la santé environnementale.

L'Organisation mondiale de la santé confirme pourtant dans de nombreux travaux l'importance du prisme des inégalités environnementales pour les politiques sanitaires³, mais cette reconnaissance progresse encore trop peu dans les faits en France. Certes, la deuxième mouture du Plan National santé environnement (PNSE2, 2009) se donne pour ambition : « la prise en compte et la gestion des inégalités environnementales, c'est-à-dire la limitation des nuisances écologiques susceptibles d'induire ou de renforcer des inégalités de santé ». De même, le PNSE3, en cours de finalisation, entend poursuivre sur cette lancée. Mais le constat, formulé par les pouvoirs publics eux-mêmes⁴, s'impose : la montée en puissance des inégalités environnementales ne s'est pas accompagnée de politiques publiques capables d'y répondre. C'est pourquoi la nouvelle stratégie nationale de transition écologique vers un développement

durable 2015-2020 arrêtée en mars 2015 comprend un axe 3 qui vise à « prévenir et réduire les inégalités environnementales, sociales et territoriales », tandis que le Conseil économique, social et environnemental a rendu un avis en janvier 2015 qui entend identifier les urgences et créer des dynamiques pour réduire les inégalités environnementales.

De la question scientifique – l'importance avérée des facteurs environnementaux dans l'état de santé des citoyens –, découle naturellement une question éthique et politique, celle de l'exposition et de la vulnérabilité socialement différenciée des citoyens à ces facteurs. L'enjeu pour les politiques publiques est potentiellement majeur : on pourrait réduire les inégalités sanitaires en réduisant les inégalités environnementales.

Il importe ici aussi de procéder en deux temps : montrer en quoi ces inégalités potentielles sont injustes (c'est le point de vue normatif) et montrer en quoi elles sont réelles (c'est le point de vue positif).

Pour montrer en quoi ces inégalités environnementales peuvent être injustes, il nous faut disposer d'une définition qui explicite notre conception de la justice. On choisit ici, en définissant les inégalités environnementales, de les relier à la théorie des capacités et du développement humain développée par le philosophe et économiste Amartya Sen⁵.

Une inégalité environnementale, qui peut être la simple observation empirique d'une disparité, se traduit par une injustice sociale dès lors que le bien-être et les capacités d'une population particulière sont affectés de manière disproportionnée par ses conditions environnementales d'existence, même si cette situation résulte d'un choix. Les conditions environnementales d'existence désignent, de manière négative, l'exposition aux nuisances, pollutions et risques et, de manière positive, l'accès aux aménités et ressources naturelles. Le caractère particulier de la population en question peut être défini selon différents critères, sociaux, démographiques, territoriaux, *etc.* La justice environnementale vise dès lors à repérer, mesurer et corriger les inégalités environnementales qui se traduisent par des injustices sociales. Elle suppose l'adoption d'un arsenal efficace de politiques publiques, qui inclue des moyens de recherche conséquents.

L'opérationnalisation publique de cette préoccupation de la justice environnementale est vieille de 20 ans aux États-Unis : on a célébré le 11 février dernier le vingtième anniversaire du décret 12898 de l'administration Clinton enjoignant les agences fédérales de promouvoir la justice environnementale en faveur des minorités ethniques et des populations à faible revenu. La problématique de la santé environnementale, vieille d'une décennie en France, n'a pas encore conduit à une analyse systématique des inégalités

environnementales et encore moins à une réforme profonde des politiques publiques visant à les réduire.

4.1. LES POLLUTIONS DE L'AIR

Les études portant sur les effets sanitaires de la pollution atmosphérique extérieure, et en particulier la pollution aux particules fines, au dioxyde d'azote et à l'ozone, a progressé de manière décisive au cours des dernières années. L'OMS a ainsi présenté fin 2013 une étude complète concluant au classement de la pollution atmosphérique dans la catégorie des « cancérogènes certains », et porté début 2014 au double du chiffre antérieurement admis le nombre de décès prématuré lié à cette pollution (7 millions de morts en 2012). La conclusion des experts de l'OMS est dénuée d'ambiguïté : « Peu de risques ont un impact supérieur sur la santé mondiale à l'heure actuelle que la pollution de l'air ».

La pollution atmosphérique est un problème majeur dans l'Union européenne de 2015 : le récent état de l'environnement publié par l'Agence environnementale européenne⁶ indique que l'exposition aux particules fines serait responsable de près de 450 000 décès prématurés sur le continent.

Une étude européenne de grande ampleur⁷ a récemment évalué avec précision l'impact sanitaire de la pollution aux particules fines en France révèlent des inégalités fortes en la matière. Les résultats considérés en moyenne témoignent de l'ampleur du problème sanitaire : si les normes de l'OMS étaient respectées en matière de pollution atmosphérique, l'espérance de vie à 30 ans pourrait augmenter de 3,6 à 7,5 mois selon la ville française étudiée.

Mais le projet révèle aussi l'inégalité territoriale attachée à cette exposition : l'impact sanitaire varie considérablement selon les espaces urbains (du simple au double de Toulouse, ville étudiée la moins polluée à Marseille, ville la plus polluée) et même à l'intérieur de ceux-ci. Habiter à proximité du trafic routier augmente ainsi sensiblement la morbidité attribuable à la pollution atmosphérique (à proximité de voies à forte densité de trafic automobile, on constate une augmentation de 15 à 30 % des nouveaux cas d'asthme chez l'enfant et des pathologies chroniques respiratoires et cardiovasculaires fréquentes chez les adultes âgés de 65 ans et plus).

De l'impact sanitaire, on passe à l'inégalité territoriale et enfin aux publics les plus vulnérables. En bout de chaîne, l'injustice est démultipliée, car la pollution de l'air peut avoir des effets durables sur les capacités des enfants tout au long du cycle de vie. Il n'est pas exagéré de parler d'injustice destinale, dès lors que la recherche la plus avancée met en évidence l'incidence de l'exposition environnementale néfaste sur le devenir social de l'enfant (ce que montrent de

manière éloquente les travaux de la chercheuse Janet Currie de l'Université Princeton). De même, la recherche moderne en toxicologie insiste lourdement sur l'impact des effets de l'environnement prénatal et périnatal quant au développement biologique et social des enfants.

On peut évaluer cette question de manière plus systématique et précise, comme le fait le projet Equit'Area, qui mesure avec minutie le différentiel d'exposition des populations socialement défavorisées dans les agglomérations françaises. Les résultats sont particulièrement probants pour l'exposition au dioxyde d'azote dans les agglomérations lilloises et marseillaises. De manière concrète, un enfant né aujourd'hui dans un quartier de Marseille à proximité immédiate d'un axe de transport est la victime d'une inégalité environnementale socialement injuste et qui peut l'affecter durablement.

L'impact sanitaire des pollutions de l'air intérieur (au sein des habitations et des lieux de travail) est également, en France, très préoccupant. Une récente étude⁸ montre que le radon, deuxième cause de cancer du poumon après le tabagisme, provoque chaque année entre 1 200 et 3 000 décès (23 000 années de vie perdues) tandis que près de 300 décès et 6 000 intoxications sont liés à des intoxications au monoxyde de carbone (au total la pollution l'air intérieur serait responsable de 20 000 décès par an). Or la localisation et la qualité du logement (et notamment la hauteur, l'isolation et la ventilation des pièces), qui est bien entendu facteur du niveau de revenu, influe fortement sur la qualité de l'air intérieur. Il y a donc bien un enjeu social de l'air intérieur.

4.2. LES POLLUTIONS DU MILIEU

S'agissant des pollutions du milieu, c'est-à-dire celles qui touchent directement les lieux dans lesquels les personnes vivent et évoluent quotidiennement, un premier enjeu concerne le caractère équitable de la répartition des sites classés dangereux ou toxiques sur le territoire national (le caractère nocif de ces installations pour la santé n'est pas à prouver puisque c'est précisément leur caractère nocif qui justifie leur classement en sites toxiques). Or, ici aussi, des études récentes attestent que cette exposition environnementale n'est pas socialement neutre. Une première étude de 2008⁹ montre que les communes françaises ne sont pas également affectées par les risques inhérents aux sites de stockage des déchets dangereux : les villes dont les habitants ont les revenus les plus faibles et qui comptent en leur rang la plus forte proportion d'immigrés (à la fois étrangers et nationaux d'origine étrangère) sont bien plus exposées que les autres communes.

Une étude encore plus récente¹⁰ vient conforter ces premiers résultats : non

seulement la présence d'incinérateurs est positivement corrélée à la présence de personnes à faible revenu et d'immigrés mais de surcroît le lien de causalité dans le temps est clair : les nouveaux incinérateurs sont installés à proximité des populations vulnérables et non l'inverse. Cette question de la précédence chronologique est un débat capital dans la littérature américaine sur la justice environnementale, il est toujours possible en effet de faire l'hypothèse que les populations défavorisées ou vulnérables s'installent à proximité des sites toxiques pour des questions financières. Mais y compris dans ce cas, rien ne justifie qu'elles soient exposées à des nuisances disproportionnées comparées au reste de la population. Dans le cas français, la situation est encore plus simple : pour un pour-cent de population d'origine étrangère en plus, une commune voit augmenter de près de 30 % la probabilité de voir s'installer sur son territoire un incinérateur.

Le bruit, considéré par les spécialistes comme le deuxième risque environnemental en importance juste derrière la pollution atmosphérique du fait de son impact (mesuré en années potentielles de vie perdues ajustées sur l'incapacité), doit également être considéré comme une pollution du milieu¹¹. La relation entre inégalités sociales et expositions au bruit vient d'être mise en lumière par une étude publiée début 2014 par l'Agence Régionale de Santé d'Ile-de-France portant sur les grandes plateformes aéroportuaires franciliennes. Les résultats révèlent que la part de population exposée croît avec le niveau de « défaveur » socio-économique et que les IRIS où il y a une part importante de personnes exposées sont les plus défavorisés. D'autres études sur le bruit, réalisées par exemple dans la région de Marseille, parviennent à des conclusions moins tranchées et montrent notamment que ce sont plutôt les catégories sociales intermédiaires qui sont les plus exposées aux nuisances sonores (ce qui n'enlève rien à la nécessité de l'action publique).

Les pollutions chimiques sont elles aussi inégalement réparties sur le territoire national et les travaux de recherche français ont fortement progressé dans cette voie également depuis quelques années. Le modèle PLAINE construit par l'INERIS permet par exemple de cartographier la présence du nickel, du cadmium, du chrome et du plomb, en se concentrant sur deux régions. Les résultats obtenus pour le Nord-Pas-de-Calais pour le cadmium permettent d'identifier deux zones de surexposition potentielle (Metaleurop et la périphérie de l'agglomération lilloise).¹² Cet enjeu des pollutions chimiques et de la surexposition de certaines populations doit être relié à la multiplication des « cancers environnementaux », c'est-à-dire des cancers imputables à des facteurs environnementaux, que l'on estime désormais autour de 10 %.

La question de la dimension professionnelle des inégalités environnementales apparaît alors avec force. L'exposition aux « perturbateurs endocriniens » n'est ainsi pas homogène selon le milieu professionnel : c'est dans l'industrie, l'agriculture, le nettoyage, la plasturgie que les expositions sont les plus fortes. Or, comme pour la pollution aux particules fines, l'exposition prénatale et périnatale peut avoir des conséquences durablement néfastes. Certaines études établissent un lien entre l'exposition à l'arsenic *in utero* et une mortalité infantile accrue, un poids inférieur à la naissance et une moindre résistance aux infections infantiles. Ce type d'études a justifié l'interdiction en France du bisphénol A, mais beaucoup reste à faire sur de nombreux autres perturbateurs endocriniens.

Les inégalités environnementales liées au milieu professionnel sont fortes, dans un contexte où, pour la première fois en 2011, le nombre de décès par maladies professionnelles dépasse le nombre de décès par accident du travail. Il suffit de rappeler à ce sujet la différence considérable d'espérance de vie entre catégories professionnelles (de 7 ans entre cadres et ouvriers et de 6 ans entre cadres et employés), écart qui a tendance à s'accroître et non à se réduire depuis trente ans.

4.3. L'ACCÈS AUX RESSOURCES

Une autre facette des inégalités environnementales tient à l'accès inégal aux ressources naturelles que sont l'alimentation, l'eau et l'énergie.

S'agissant de l'alimentation, où déterminants liés aux comportements et environnement compris au sens large se cumulent (cf. dernière partie), une étude récente révèle l'existence de différences sociales d'un facteur 2 à 3 pour les pathologies en lien avec la nutrition, en particulier l'obésité et le diabète¹³. L'accès à l'eau est également très inégal selon les territoires du fait de son coût différencié pour le consommateur. Deux études indépendantes conduites ces dernières années échelonnent respectivement le prix de l'eau du simple au quadruple (Confédération générale du logement, 2013) et du simple au septuple (60 millions de consommateurs, 2012)¹⁴.

Enfin, les inégalités énergétiques, à la fois absolues (pauvreté énergétique, qui touche 8 millions de personnes en France) et relative (précarité énergétique et écart de dépenses énergétiques entre ménages en fonction du niveau de revenu et du lieu d'habitation, croissantes depuis deux décennies), qu'elles soient liées au logement et à la mobilité, sont de mieux en mieux documentées en France, même si la qualité des données nationales est encore loin de celles du Royaume-Uni (pour des données et études récentes, voir Laurent et Hallegatte, 2013 et

GCDD 2013¹⁵).

4.4. L'IMPACT DES CATASTROPHES SOCIAL-ÉCOLOGIQUES

Enfin, l'exposition et la sensibilité aux risques naturels constitue une inégalité majeure dont l'impact social va s'aggraver au cours des décennies à venir faute de politique publique adaptée à l'ampleur du défi. Pour le dire dans le langage des programmes de réduction des risques de catastrophe des Nations Unies (*Disaster Risk Reduction* ou *DRR*), « il n'y a pas de catastrophes naturelles, il n'y a que des risques naturels » : l'impact d'une catastrophe « dépend des choix que nous faisons pour nos vies et notre environnement [...]. Chaque décision et chaque action nous rend plus vulnérables ou plus résilients »¹⁶.

L'enjeu ici consiste à comprendre qu'il y a au fond deux façons de voir les risques naturels et notamment le changement climatique : la première émet l'hypothèse que les catastrophes dites « naturelles » frappent au hasard et que les humains n'y peuvent rien (c'est l'étymologie du mot « dés-astre », qui désigne la mauvaise fortune). La seconde consiste à penser que la responsabilité humaine est au cœur de ces événements, lesquels mériteraient plutôt le nom de « catastrophes », qui oriente étymologiquement vers l'idée d'un dénouement, heureux ou malheureux, d'un risque dont la réalisation, et en particulier l'impact social, est dans les mains des humains.

Les grandes crises écologiques contemporaines (changement climatique, destruction de la biodiversité, dégradation des écosystèmes) n'ont pas le même impact social partout dans le monde : partout elles révèlent les inégalités sociales et les aggravent¹⁷. Le rôle du capital social est par exemple de toute première importance dans l'impact des catastrophes social-écologiques. La matrice de cette inégalité face aux catastrophes sociales-écologiques est pour la France la canicule de 2003, dont 90 % des 14 000 victimes avaient plus de 65 ans et dont le décès fut lié à des causes sociales (isolement, pauvreté).

5. LA JUSTICE ENVIRONNEMENTALE GLOBALE : PEUT-ON PARLER DE « DETTE ÉCOLOGIQUE » ?

On peut envisager au moins deux définitions de la notion de dette écologique. La première tient à la dette que nous avons collectivement contractée à l'égard de la biosphère (sous la forme par exemple de la destruction de certaines espèces dont nous sommes responsables), à l'égard de nos

contemporains (sous la forme par exemple des conséquences néfastes des évènements extrêmes que le changement climatique d'origine humaine engendre) et à l'égard des générations futures (sous la forme par exemple de la raréfaction des ressources en eau consécutive à leur surexploitation). Cette définition de la dette écologique est à la fois la plus juste et la plus difficile à appréhender. Mais ce n'est pas celle qui s'est imposée dans les forums internationaux et le débat public. Depuis le début des années 1990 prévaut plutôt l'idée selon laquelle les pays riches, parce qu'ils ont transféré aux pays pauvres une partie du coût écologique de leur développement, se sont rendus coupables à leur égard d'une faute qui appelle réparation.

Mais ce discours sur la dette écologique comme faute des pays riches souffre d'un paradoxe : il réclame justice et réparation mais fait généralement l'impasse sur le chiffrage des préjudices subis au nom de l'impossibilité morale de monétariser les ressources naturelles. Il se cantonne du coup souvent dans l'abstraction.

L'exercice quantitatif le plus intéressant sur cette notion de dette écologique a été réalisé par une équipe emmenée par Thara Srinivasan (université de Berkeley) et publié en 2008. Ces chercheurs se sont efforcés d'évaluer sur la période 1961-2000 la répartition des coûts environnementaux (résultant de la déforestation, du changement climatique ou encore de la surpêche) en distinguant trois types de pays selon leur niveau de développement. Le calcul, qui repose sur de nombreuses hypothèses, aboutit néanmoins à un résultat très intéressant. Il montre que les pays pauvres supportent la même part « brute » des coûts environnementaux globaux que les pays riches (20 %) tandis que les pays à revenu intermédiaires supportent 60 % des coûts. Mais une fois ces coûts pondérés par leur poids réel compte tenu du niveau de développement des pays qui les assument (ce que l'on pourrait appeler le « coût net »), la répartition se transforme radicalement : 45 % pour les pays pauvres, 52 % pour les pays intermédiaires et seulement 3 % pour les pays riches.

Le point central de l'étude consiste à montrer que plus de la moitié de ces coûts environnementaux pour les pays pauvres proviennent de l'activité des autres catégories de pays, pas seulement des pays riches. Ce constat empirique reflète la réalité complexe et changeante de notre monde en plein bouleversement économique ainsi que le nuancier subtil que recouvre désormais la catégorie de « pays en développement ». Plus que tout autre phénomène, c'est cette dynamique qui brouille complètement aujourd'hui la notion de dette écologique.

Cette évaluation conduit également à attribuer plus de 95 % de la dette écologique des pays riches et intermédiaires envers les pays pauvres au

changement climatique. Si dette écologique il y a, il s'agit donc avant tout d'une dette climatique (on retrouve cette idée de la prévalence de la question du changement climatique dans les crises écologiques contemporaines en mesurant que 51 % de l'empreinte écologique globale est aujourd'hui une empreinte carbone alors que cette dernière ne représentait que 12 % de l'empreinte écologique en 1961).

1. Voir Heather Tallis, Wang Yukuan, Fu Bin, Zhu Bo, Zhu Wanze, Chen Min, Christine Tam, et Gretchen Daily (2010) et Peter Kareiva, Heather Tallis, Taylor H. Ricketts, Gretchen C. Daily et Stephen Polasky (2011).

2. Voir OMS, « Quantifying environmental health impacts », http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/en/

3. Voir notamment OMS, Environmental health inequalities in Europe. Assessment report, 2012.

4. « Malgré les travaux lancés par le deuxième plan national santé environnement (PNSE2), les inégalités environnementales demeurent peu évaluées et donc peu traitées en tant que telles par les pouvoirs publics car il n'existe pas à ce jour des données spatialisées pour l'ensemble de ces risques et de méthodologie opérationnelle pour les additionner » in *Inégalités territoriales, environnementales et sociales de santé – Regards croisés en régions : de l'observation à l'action*, Ministère des Affaires sociales et de la Santé, Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 2014.

5. Voir notamment Amartya Sen, *L'idée de justice*, traduit de l'anglais par Paul Chemla, avec la collaboration d'Éloi Laurent, Flammarion, 2011.

6. European environmental agency, SOER 2015 — The European environment — state and outlook 2015.

7. Le projet Aphekom (*Improving Knowledge and communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe*) a estimé l'impact de la pollution de l'air sur la santé des 39 millions d'habitants des 25 villes européennes participant au projet.

8. Anses/ABM/CSTB, Étude exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur (CRD N°2011-CRD-11), avril 2014.

9. Lucie Laurian (2008), « Environmental Injustice in France », *Journal of Environmental Planning and Management*, 51:1, 55-79.

10. Lucie Laurian, Richard Funderburg (2014), « Environmental justice in France ? A spatio-temporal analysis of incinerator location », *Journal of Environmental Planning and Management*, 57:3, 424-446.

11. Un rapport de l'Agence européenne de l'environnement publié en décembre 2014 indique que « le bruit des transports et de l'industrie provoque chaque année au moins 10 000 morts prématurées, gêne 20 millions d'adultes, entraîne des troubles du sommeil chez 8 millions d'entre eux et cause plus de 900 000 cas d'hypertension et 43 000 hospitalisations. »

12. Voir Julien Caudeville, « Caractériser les inégalités environnementales » in Eloi Laurent *Vers l'égalité des territoires*, La Documentation française, 2013.
http://www.verslegalite.territoires.gouv.fr/sites/default/files/partie%20II-B-2_web_0.pdf

13. Nicole Darmon, Gabrielle Carlin, « Alimentation et inégalités sociales de santé en France », *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, vol. 48, Issue 5, Novembre 2013, p. 233-239.

14. Dans le détail, l'étude de la CGL observe : « Des prix moyens départementaux qui varient du simple au triple, des prix médians qui vont du simple au double, des écarts très importants au sein d'un même département voire entre communes voisines, des prix élevés dans beaucoup d'endroits, une France rurale qui paie son eau plus chère, des grandes villes qui tirent leur épingle du jeu, telle est la situation des prix de l'eau en France. » (cf. <http://www.lacgl.fr/-Etudes-.html>). Quant à l'étude de *60 millions de consommateurs*, elle note : « En France, le prix moyen du service de l'eau varie de 2,76 euros/m³ en Auvergne à 4,15 euros/m³ en Bretagne. Mais à l'intérieur d'une même région, les écarts peuvent être très importants. Ainsi, en Midi-Pyrénées, le prix varie de 0,30 euros/m³ (sans assainissement collectif) à 6,70 euros /m³. »

15. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Dossier_CRDD_Precarite_energetique-2.pdf

16. Voir le site du UNISDR : <http://www.unisdr.org/who-we-are/what-is-drr>

17. Pour des exemples de catastrophes social-écologiques au cours de l'année 2013, voir E. Laurent, 2014, *Le bel avenir de l'État Providence*.

BIBLIOGRAPHIE

PARTIE 1

ACEMOGLU Daron, ROBINSON James A. (2006), “De facto political power and institutional persistence”, *American Economic Review* vol. 96, 2, mai.

AGENCE EUROPÉENNE DE L'ENVIRONNEMENT (2009), “Transport at a crossroads-TERM 2008 : indicators tracking transport and environment in the European Union”, EEA, Copenhague.

BANQUE MONDIALE (2008), « L'Agriculture au service du développement », *Rapport sur le développement dans le monde*.

BOULDING Kenneth (1988), *The meaning of the 20th century. The great transition*, University Press of America.

BROOKES (1990), « The greenhouse effect : the fallacies in the energy efficient solution », *Energy Policy* 18 : 199-201.

BRUNDTLAND Gro H. (1987), *Our Common Future*, Oxford University Press.

BUCHANAN James M. (1965), « An economic theory of clubs », *Economica* vol. 32, n° 125, p. 1-14.

BUCHANAN James M. (1968), *The Demand and supply of public goods*, Rand MacNally & co.

CALLONEC Gael, REYNES Frédéric et TAMSAMANI Yasser Yedir (2011), « Une évaluation macroéconomique et sectorielle de la fiscalité carbone en France », *Débats et politiques, Revue de l'OFCE* n° 120, sous la direction d'Éloi LAURENT, octobre.

CHEVASSUS-AU-LOUIS Bernard (2009), « L'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes », Rapport de la commission présidée par Bernard Chevassus-au-Louis, *Rapports et documents*, Centre d'analyse stratégique, La Documentation française.

CHIROLEU-ASSOULINE Mireille et MOUEZ Fodha (2011), « Verdissement de la fiscalité : à qui profite le double dividende ? », *Revue de l'OFCE* n° 116, numéro special « Les finances publiques dans la crise », sous la direction de STERDYNIAK Henri, janvier.

CLARK Gregory (2007), *A Farewell to Alms : A Brief Economic History of the World*, Princeton University Press.

COASE Ronald C. (1960), “The Problem of social cost”, *Journal of Law and Economics* vol. 3, octobre.

COMMISSION EUROPÉENNE (2009), “European attitudes towards climate change”,

Commission européenne.

COMMISSION EUROPÉENNE (2011), “Roadmap to 2050”, Bruxelles.

COMMISSION QUINET (2009), « *La valeur tutélaire du carbone* », rapport de la Commission présidée par Alain Quinet, Paris, Centre d’Analyse Stratégique.

CORDEN Max, NEARY Peter (1982), “Booming sector and de-industrialization in a small open economy”, *The Economic Journal* vol. 92, n° 368, décembre, p. 825-848.

COSTANZA R., d’ARGE R., DE GROOT R. *et alii* (1998), “The value of world’s ecosystem services and natural capital”, *Ecological Economics* vol. 25, n° 1, avril, p. 3-15.

CRUTZEN Paul J., STOERMER Eugene F. (2000), “The ‘Anthropocene’”, *International Geosphere-Biosphere Programme Newsletter* n° 41, mai, p. 17-18.

DALY Herman E., FARLEY Joshua (2011), *Ecological Economics. Principles and applications*, 2^e éd., Island Press.

DASGUPTA P. (2007), “Comments on the Stern Review of the Economics of Climate Change”, *National Institute Economic Review*, janvier.

DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) (2007), “The Social Cost of Carbon and the Shadow Price of Carbon : What they are and How to Use them in Economic Appraisal in the UK”, Economics Group of DEFRA, décembre.

DIAMOND Jared (2005), *Collapse. How societies choose to fail or succeed*, Viking ; traduction française, 2006, *Effondrement. Comment les sociétés décident de leur disparition ou de leur survie*, Gallimard.

ELLIS *et alii* (2010), “Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000”, *Global Ecology and Biogeography* vol. 19, n° 5, septembre, p. 589–606.

FAO (Food and Agriculture Organization) (2009), *The State of Food and Agriculture*, 2009.

FAO (Food and Agriculture Organization) (2010), *La situation mondiale de la pêche et de l’aquaculture*, 2010.

FAO (Food and Agriculture Organization) (2011), *The state of world’s forests*.

FISHER Irving (1930), *The theory of interest*, MacMillan.

GALLAI N., SALLES J.-M., SETTELE J., VAISSIÈRE B. E. (2009), “Economic Valuation of the Vulnerability of World Agriculture Confronted with Pollinator Decline”, *Ecological Economics*, vol. 68 (3), p. 810-821.

GEORGESCU-ROEGEN Nicholas (1977), “The Steady State and Ecological Salvation : A Thermodynamic Analysis”, *Bioscience* vol. 27, n° 4, avril, p. 266-270.

GIEC (Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat) (2007), *Climate Change. Synthesis Report*, Nations unies, http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf. Voir également

RAUPACH *et alii* (2007).

GHK, Cambridge Econometrics et Institute for European Environmental Policy (2007), “Links between the environment, economy and jobs”, Report for DG Environment.

GODARD Olivier (1997), *Le Principe de précaution dans la conduite des affaires humaines*, Éditions Quae.

GODARD Olivier (2011), « L’ajustement aux frontières, condition de la crédibilité d’une politique européenne du climat ambitieuse », *Débats et politiques, Revue de l’OFCE* n° 120, sous la direction d’Éloi LAURENT, octobre.

GORDON J., DAVIS L. (2003), *Valuing Honeybee Pollination*, RIRDC, Canberra, Australie.

HARDIN Garrett (1968), “The Tragedy of the Commons”, *Science* vol. 162, n° 3859, décembre, p. 1243-1248.

HOTELLING Harold (1931), “The Economics of exhaustible resources”, *Journal of Political Economy* vol. 39, n° 2, avril, p. 137-175.

Institut Français de l’Environnement (2005), « Les multiples valeurs de la forêt française », *Les données de l’environnement*, n° 105, août.

HOURLCADE *et alii* (2009), “Carbon tax and equity : A sheer matter of policy design”, *IOP Conference Series. Earth and Environmental Science*, vol. 6, n° 10.

ILC (International Land Coalition) (2011), *Large scale land deals*, <http://www.landcoalition.org/>

IMPACT (2007), *Handbook on Estimation of External Cost in Transport Sector* (produced within the study : Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport), Delft, décembre.

JEVONS William Stanley (1865), *The Coal Question – An Inquiry Concerning the Progress of the Nation, and the Probable Exhaustion of Our Coal-Mines*, Macmillan and Co ; accessible en anglais à l’adresse : <http://www.econlib.org/library/YPDBooks/Jevons/jvnCQ.html>

KAYA Y. (1990), “Impact of Carbon Dioxide Emission Control on GNP Growth : Interpretation of Proposed Scenarios”. Paper presented to the IPCC Energy and Industry Subgroup, Response Strategies Working Group, Paris.

KHAZZOOM Daniel J. (1980), “Economic implications for mandated efficiency in standards for household appliances”, *The Energy Journal* 1, p. 21-40.

KRUGMAN Paul (1992), *Geography and Trade*, Leuven University Press and MIT Press.

LAURENT Éloi (2011), *Social-écologie*, Flammarion.

LAURENT Éloi, LE CACHEUX Jacques (2009), “An ever less carbonated Union ? Towards a better European taxation against climate change”, *Notre Europe*, décembre, http://www.notre-europe.eu/uploads/tx_publication/Etud74-Laurent-

[LeCacheux-en_01.pdf](#)

LAURENT Éloi et LE CACHEUX Jacques (2010), « Taxe(s) carbone : Et maintenant ? », *Lettre de l'OFCE* n° 316, février, <http://www.ofce.sciences-po.fr/pdf/lettres/316.pdf>

LAURENT Éloi et LE CACHEUX Jacques (2011), « Réforme de la fiscalité du carbone dans l'Union européenne : les options en présence », *Revue de l'OFCE* n° 116, numéro spécial « Les finances publiques dans la crise », sous la direction d'Henri STERDYNIAK, janvier.

LAURENT Éloi et LE CACHEUX Jacques (2012a), « Taxes carbone aux frontières de l'Union européenne : Attachons nos ceintures ! », *Blog de l'OFCE*, 22 mars, <http://www.ofce.sciences-po.fr/blog/?p=1574>

LAURENT Éloi et LE CACHEUX Jacques (2012b), « Carbone sans frontières. Quelles solutions fiscales face aux émissions importées ? », *Débats et Politiques, Revue de l'OFCE*, sous la direction de Guillaume ALLÈGRE et Mathieu PLANE, n° 122, avril.

LEBÈGUE Daniel (2005), *Le prix du temps et la décision publique, Révision du taux d'actualisation public*, La Documentation française.

LE CACHEUX Jacques (2011), « Agriculture mondiale et européenne : défis du XXI^e siècle », *Débats et politiques, Revue de l'OFCE* n° 120, sous la direction d'Éloi LAURENT, octobre.

MADDISON Angus (2001), *L'économie mondiale. Une perspective millénaire*, Centre de développement de l'OCDE.

MALTHUS Thomas R. (1798), *Essay on the principle of population*, réédité en 1993, Clays.

MARSHALL Alfred (1890), *Principles of Economics*, réédité en 2009, Cosimo.

MCNEILL John R. (2000), *Something New Under the Sun. An Environmental history of the twentieth century*, W. W. Norton.

MEADOWS Donella H. *et alii* (1972), *The limits to growth. A Report of the Club of Rome*, Universe Books ; traduction française, *Halte à la croissance*, Fayard, 1973.

MORSE R. A. et CALDERONE N. W. (2000), "The value of honey bees as pollinators of U.S. crops in 2000", *Bee Culture* n° 128, p. 1-15.

NORDHAUS William D. (2007), "The Stern Review on the Economics of Climate Change", *Journal of Economic Literature*.

Nations unies (2005), *Millennium Ecosystem Assessment*.

Nations unies (2011), *Towards a Green Economy : Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication*.

OCDE (2007), *The Political Economy of Environmentally Related Taxes*, OCDE.

OCDE, « Déclaration sur la croissance verte », adoptée à la réunion du Conseil au niveau des Ministres le 25 juin 2009.

OLSON Mancur (1965), *The Logic of Collective Action. Public goods and the theory of groups*, Harvard University Press.

OSTROM Elinor (2011), « Par-delà les marchés et les États : la gouvernance polycentrique des systèmes complexes », Conférence Nobel, traduction française Éloi LAURENT, *Débats et politiques, Revue de l'OFCE* n° 120, sous la direction d'Éloi LAURENT, octobre.

PIGOU Arthur C. (1920), *The Economics of welfare*, MacMillan.

POLO Marco (1307–estimation), *Le Devisement du monde*, édition critique sous la direction de Pierre Ménard, 6 volumes, Droz, 2001-2009.

POMERANZ Kenneth (2001), *The Great Divergence. China, Europe and the Making of the Modern World Economy*, Princeton University Press.

RAMSEY Frank P. (1928), “A Mathematical Theory of Saving”, *Economic Journal* n° 38, p. 543-559.

RAUPACH *et alii* (2007), voir GIEC.

RICARDO David (1817), *On the Principles of Political Economy and Taxation*, John Murray ; traduction française *Principes de l'économie politique et de l'impôt*, Poche.

ROCKSTRÖM J. *et alii* (2009), “A safe operating space for humanity”, *Nature*, 24 septembre, 461 (7 263), p. 472-475.

SAGOFF Marc (1988), *The Economy of the earth : Philosophy, law and the environment*, Cambridge University Press.

SAMUELSON Paul A. (1954), “The Pure Theory of Public Expenditure”, *Review of Economics and Statistics* vol. 36, n° 4, novembre, p. 387-389.

Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2006), *Perspectives mondiales de la diversité biologique*, deuxième édition, Montréal.

SERRET Y., JOHNSTONE N. (éds.) (2006), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, OCDE.

SMIL Vaclav (2007), *Energy in Nature and Society. General Energetics of Complex Systems*, MIT Press.

SORRELL S., DIMITROPOULOS J. et SOMMERVILLE M. (2009), “Empirical estimates of the direct rebound effect : a review”, *Energy Policy*, 37 (4), p. 1356-1371.

STAVINS Robert M. (2010), “The Problem of the Commons : Still Unsettled After 100 Years”, *NBER Working Paper* n° 16 403, septembre.

STERN Nicholas (2006), *The Stern Review on the Economics of Climate Change*, http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/+http://www.hm-treasury.gov.uk/sternreview_index.htm

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2010), *Mainstreaming*

the Economics of Nature.

TIEBOUT Charles M. (1956), “A Pure Theory of Local Public Expenditure”, *Journal of Political Economy* vol. 64, n° 5, octobre, p. 416-424.

TIROLE Jean (2009), *Politique climatique. Une nouvelle architecture internationale*, rapport du Conseil d’analyse économique n° 84, La Documentation française, octobre.

UK Ecosystem Assessment (2011), <http://uknea.unep-wcmc.org/About/ConceptualFramework/tabid/61/Default.aspx>

VITOUSEK Peter M., MOONEY H. A., LUBCHENCO J. et MELILLO J. M. (1997), “Human domination of Earth’s ecosystems”, *Science* n° 277, p. 494-499.

WILSON (1988), *Biodiversity*, Washington D.C., National Academy Press.

PARTIE 2

AGENCE EUROPÉENNE DE L’ENVIRONNEMENT, SOER 2015 — *The European environment — state and outlook 2015.*

ANTONIN Céline, MELONIO Thomas et TIMBEAU Xavier (2011), « L’épargne nette réajustée », *Débats et politiques, Revue de l’OFCE* n° 120, sous la direction d’Éloi LAURENT, octobre.

ARROW Kenneth, DASGUPTA Partha, GOULDER Lawrence, DALY Gretchen, ERLICH Paul, HEAL Geoffrey, LEVIN Simon, MÅLER Karl-Göran, SCHNEIDER Stefan, STARETT David et WALKER Brian (2004), “Are We Consuming Too Much ?”, *Journal of Economic Perspectives* vol. 8, n° 3, p. 147-172.

ARROW Kenneth, DASGUPTA Partha, GOULDER Lawrence, MUMFORD Kevin, OLESON Kirsten (2010), “Sustainability and the measurement of Wealth”, *NBER Working Papers* n° 16599, NBER, décembre.

Banque mondiale (2006), “*Where is the Wealth of Nations ? Measuring Capital for the 21st Century*”.

Banque mondiale (2009), “*Eco2 Cities : Ecological Cities and Economic Cities*”.

Banque mondiale (2011), “*The Changing Wealth of Nations*”.

BERKES F. et FOLKE C., (éds.) (1998), “*Linking social and ecological systems*”, Cambridge University Press.

BLANCHET Didier, LE CACHEUX Jacques, MARCUS Vincent (2009), “Adjusted net savings and other approaches to sustainability : Some theoretical background”, *Document de travail INSEE*, n° G2009 / 10.

BOTZEN W. J. W., GOWDY J. M., VANDEN BERGH J. C. J. M., 2008, “Cumulative CO₂ emissions : shifting international responsibilities for climate debt”, *Climate Policy* vol. 8, p. 569-576.

BRUNDTLAND Gro H. (1987), *Our Common Future*, Oxford University Press.

BULLARD Robert D. (1990), *Dumping in Dixie : Race, Class and Environmental Quality*, Westview Press.

BULLARD Robert D., MOHAI Paul, SAHA Robin, WRIGHT Beverly (2007), “Toxic Wastes and Race at Twenty 1987-2007 : Grassroots Struggles to Dismantle Environmental Racism in the United States”, Cleveland OH : United Church of Christ Justice and Witness Ministry.

CAUDEVILLE Julien, GOVAERT Gérard, BLANCHARD Olivier, CICOLLELA André (2009), Construction d’un indicateur d’exposition spatialisé de l’environnement : application au Nord-Pas de Calais, Air Pur 76 « Inégalités environnementales, inégalités de santé ».

CHEVASSUS-AU-LOUIS Bernard (2009), « L’approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes », rapport de la commission présidée par Bernard Chevassus-au-Louis, Rapports et documents, Centre d’analyse stratégique, La Documentation française.

COBB Charles W., DOUGLAS Paul H. (1928), “A Theory of Production”, *American Economic Review* vol. 18, n° 1, Papers and Proceedings of the American Economic Association Meeting, mars, p. 139-165.

Commission européenne (2005), *Thematic strategy on the sustainable use of natural resources* (Communication and Annexes), Commission of the European Communities (CEC), COM (2005) 670 final, SEC 1684, Bruxelles.

COSTANZA R., D’ARGE R., DE GROOT R. *et alii* (1997), “The value of the world’s ecosystem services and natural capital”, *Nature* n° 387, pp. 253-260.

DANIELSEN Finn *et alii* (2005), “The Asian Tsunami : A Protective Role for Coastal Vegetation”, *Science* vol. 310, 28 octobre.

DECLERCQ Christophe, PROUVOST Hélène et POIRIER Gilles (2007), « Inégalités sociales d’exposition aux facteurs de risques environnementaux : l’exemple de l’implantation des sites industriels à risque ou polluants dans la région Nord-Pas-de-Calais », Observatoire Régional de la Santé Nord-Pas-de-Calais.

FAO (Food and Agriculture Organization) (2011), *The state of world’s forests*.

GALLAI N., SALLES J.-M., SETTELE J., VAISSIÈRE B. E. (2009), “Economic Valuation of the Vulnerability of World Agriculture Confronted with Pollinator Decline”, *Ecological Economics* vol. 68(3), p. 810-821.

GALLOPIN G. C., GUTMAN P. et MALETTA H. (1989), “Global impoverishment, sustainable development and the environment : a conceptual approach”, *International Social Science Journal* n° 121, p. 375–397.

GIEC (Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat) (2007), *Climate Change. Synthesis Report, Nations unies*, http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf. Voir également

RAUPACH *et alii*, 2007.

GROSSMAN Gene et KRUEGER Alan (1995), “Economic growth and the environment”, *The Quarterly Journal of Economics* vol. 110, n° 2, p. 353-377.

HARTWICK John M. (1977), “Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources”, *American Economic Review* vol. 67, n° 5, décembre, p. 972-974.

Haut Conseil de la santé publique (2009), *Les inégalités sociales de santé : sortir de la fatalité*.

HEAL Geoffrey, 2012, “Reflexions – Defining and Measuring Sustainability”, *Review of Environmental Economics and Policy*, 3 janvier, p. 1-17.

HICKS John R. (1939), *Value and Capital*, Clarendon Press.

HOLLING C. S. (1973), “Resilience and Stability of Ecological Systems”, *Annual Review of Ecology and Systematics* vol. 4, p. 1-23.

IFEN (2005), « Les multiples valeurs de la forêt française », *Les données de l’environnement* n° 105, août.

JEVONS William Stanley (1865), *The Coal Question – An Inquiry Concerning the Progress of the Nation, and the Probable Exhaustion of Our Coal-Mines*, Macmillan and Co ; accessible en anglais à l’adresse : <http://www.econlib.org/library/YPDBooks/Jevons/jvnCQ.html>

KAREIVA Peter, TALLIS Heather, RICKETTS Taylor H., DAILY Gretchen C., POLASKY Stephen (éds.) (2011), *Natural Capital – Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford University Press.

KRAUSMANN F., GINGRICH S., EISENMENGER N., ERB K. H., HABERL H., FISCHER-KOWALSKI M. (2009), “Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century”, *Ecological Economics* vol. 68, n° 10, p. 2696-2705.

LAURENT Éloi (2011), *Social-écologie*, Flammarion.

LAURENT Éloi (2014), *Le bel avenir de l’État-providence*, Flammarion.

LAURENT Éloi, Jacques LE CACHEUX (2015), *Un nouveau monde économique, Mesurer le bien-être et la soutenabilité au XXI^e siècle*, Odile Jacob.

LIDDLE B., 2004, “Demographic dynamics and per capita environmental impact : using panel regressions and household decompositions to examine population and transport”, *Population and Environment* n° 26, p. 23–39.

LUCAS K., WALKER G., EAMES M., FAY H. et POUSTIE M., 2004, *Environment and Social Justice : Rapid Research and Evidence Review*, Rapport final, DEFRA.

MANAGI Shunsuke et SHINJI Kaneko (2009), “Environmental performance and returns to pollution abatement in China”, *Ecological Economics* vol. 68, n° 6, 15 avril, p. 1643-1651.

MARX Karl (1867), *Le Capital*, Livre I, édition française de 2008, Folio Essais.

MCPEAK John G., LEE David R. et BARRETT Christopher B. (2006), “Introduction :

The dynamics of coupled human and natural systems”, *Environment and Development Economics*, vol. 11, p. 9-13.

MEADOWS Donella H. *et alii* (1972), *The limits to growth. A Report of the Club of Rome*, Universe Books ; traduction française, *Halte à la croissance*, Fayard, 1973.

Nations unies (2011), *Rapport sur le développement humain*.

NORDHAUS William et TOBIN James (1972), “Is Growth Obsolete ?”, *Economic Research : Retrospect and Prospect*, vol. 5, “Economic Growth”, NBER.

NORTH Douglass C. (1990), *Institutions, Institutional Change, and Economic Performance*, Cambridge University Press.

OCDE (2003), *Environmental Indicators : Development, Measurement, and Use*, Paris.

OCDE, 2008, *La dimension sociale des politiques environnementales*, Paris

OSTROM Elinor (2009), “A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems”, *Science* n° 325, p. 419.

OSTROM Elinor (1990), *Governing the Commons : The Evolution of Institutions for Collective Actions*, Cambridge University Press. Traduction française : OSTROM Elinor, 2010, *Gouvernance des biens communs*, De Boeck.

POMERANZ Kenneth (2001), *The Great Divergence. China, Europe and the Making of the Modern World Economy*, Princeton University Press.

RAWLS John (1971), *A Theory of Justice*, Harvard University Press. Traduction française (1997), *Théorie de la justice*, Points Seuil.

ROY Alexis (2008), « Observation des inégalités environnementales : limites et perspectives », Actes du Colloque « Inégalités environnementales et risques sanitaires », jeudi 10 avril.

SEN Amartya (2010), *L'idée de justice*, traduction française, Flammarion.

SMYTH Russell, VINOD Mishra et XIAOLEI Qian (2008), “The Environment and Well-Being in Urban China”, *Ecological Economics* vol. 68, n° 1-2, 1^{er} décembre, p. 547-555.

SOLOW Robert (1993), “Sustainability : An Economist’s Perspective”, *Economics of the Environment. Selected Readings*, R. Dorfman et N.S. Dorfman, (éds.), WW. Norton & Co.

STIGLITZ Joseph, SEN Amartya et FITOUSSI Jean-Paul (2009), *Rapport de la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social*.

TALLIS Heather, WANG Yukuan, FU Bin, ZHU Bo, ZHU Wanze, CHEN Min, TAM Christine et DAILY Gretchen (2010), “The Natural Capital Project”, *Bulletin of the British Ecological Society* 2010, vol. 41, n° 1, mars, p. 10-13.

VANDEN BERGH J. et STAGL S. (2003), “Coevolution of economic behaviour and institutions : towards a theory of institutional change”. *Journal of Evolutionary*

Economics n° 13, p. 289-317.

VENNEMO Haakon, AUNAN Kristin, LINDHJEM Henrik et SEIP Hans Martin (2009), "Environmental Pollution in China : Status and Trends", *Review of Environmental Economics and Policy* vol. 3, n° 2, p. 209-230.

WACKERNAGEL Mathis et REES William (1996), *Our Ecological Footprint : Reducing Human Impact on the Earth*, The New Catalyst Bioregional Series, New Society Publishers.

WWF, Living Planet Report, annuel.

INDEX DES NOTIONS

A

actualisation [55](#)
agrocarburants [100](#)

B

biens collectifs [35](#), [111](#)
biens communs [35](#), [135](#)
biodiversité [11](#), [13](#), [14](#), [34](#), [35](#), [37](#), [45](#), [47](#), [51](#), [52](#), [55](#), [59](#), [86](#), [88](#), [95](#), [111-113](#),
[118](#), [134](#), [136](#), [138](#), [153](#), [177](#)
biosphère [13](#)
bruit [175](#)

C

canicule [170](#)
capacités [15](#), [125](#), [156](#), [171](#)
capital humain [127](#), [130](#), [151](#), [153](#), [155](#), [165](#)
capital naturel [28](#), [56](#), [126](#), [127](#), [130](#), [131](#), [132](#), [135](#), [149](#), [153](#), [155](#), [165](#), [169](#)
capital social et institutionnel [127](#)
changement(s) climatique(s) [11](#), [14](#), [57](#), [59](#), [60](#), [63](#), [75](#), [91](#), [109](#), [112](#), [115](#), [137](#),
[167](#), [177-179](#)
contribution climat-énergie [64](#)
couche d'ozone [110](#)
crises écologiques [7](#), [10](#), [11](#), [14](#), [16](#), [109](#), [137](#), [142](#), [177](#)

D

déchets dangereux 174
découplage 84, 142, 144, 164
décroissance 146
défaillance du marché 41
dette écologique 178, 179
développement humain 10, 15, 16, 22
disposition à payer 49
double dividende 65
droits de propriété 31, 36, 44, 68, 134

E

économie circulaire 105
économie écologique 22
économie verte 100, 105
écosystèmes 7, 11, 22, 14, 45, 50, 52, 86, 87, 111, 115, 138, 139, 167, 177
écotaxes 68
effet-rebond 82, 86
effets externes 41, 99
émissions de CO₂ 10
émissions de gaz à effet de serre 52, 92
émissions de GES 69, 83, 116
emplois verts 100, 102
empreinte 148, 156, 179
énergies fossiles 21, 27, 30, 32, 47, 63, 74, 77
épargne nette ajustée 130, 151, 154, 156, 165, 167
État providence 17
état stationnaire 19, 20
évaluation contingente 49
externalité(s) 21, 38, 39, 40, 43, 44, 81, 100, 107, 135

F

fiscalité écologique [43](#), [62](#), [65](#)
flux de matières [143](#), [144](#), [164](#)
fuites de carbone [64](#)

G

gaz à effet de serre [61](#), [111](#), [115](#), [117](#), [130](#)

I

identité de Kaya [83](#)
incitation(s) [30](#), [34](#), [37](#), [51](#), [61](#), [62](#), [66](#), [70](#), [74](#), [81](#), [83](#), [86](#), [117](#), [133](#)
indicateur(s) [22](#), [24](#), [88](#), [105](#), [136](#), [143](#), [146](#), [151](#)
indice de développement humain [17](#), [164](#)
inégalité territoriale [173](#)
inégalité environnementale [170](#), [171](#), [176](#)
intensité énergétique [77](#), [83](#), [144](#)

J

justice environnementale [157](#), [160](#), [172](#)

L

limites planétaires [13](#)

P

passager clandestin [89](#)

perturbateurs endocriniens [175](#)
PIB vert [148](#)
politique(s) environnementale(s) [52](#), [55](#), [59](#)
pollution atmosphérique [172](#)
pollutions chimiques [175](#)
population [71](#), [82](#), [83](#), [91](#), [95](#), [96](#), [99](#), [124](#), [150](#), [171](#)
préférences déclarées [49](#)
préférences révélées [48](#)
prix du carbone [21](#)
prix imputés [53](#), [155](#)
prospérité [7](#), [10](#), [16](#), [22](#), [32](#), [33](#), [163](#)

Q

quotas d'émission [36](#), [44](#), [64](#), [69](#)

R

rareté [8](#), [18](#), [21](#), [27](#), [31](#), [74](#), [124](#), [128](#), [131](#)
réglementation [61](#), [62](#)
rente [19](#), [31](#), [32](#), [81](#), [131](#)
résilience [136](#), [138](#), [139](#), [156](#)
ressource(s) naturelle(s) [9](#), [27](#), [28](#), [34](#), [44](#), [46](#), [51](#), [82](#), [86](#), [92](#), [124](#), [125](#), [128](#), [130](#),
[131](#), [133](#), [134](#), [143](#), [144](#), [151](#), [176](#), [178](#)
révolution agricole [94](#), [97](#), [134](#)
révolution industrielle [10](#), [27](#), [71](#), [72](#), [75](#), [117](#), [124](#), [131](#)
richesse au sens large [130](#), [132](#), [151](#), [153](#)
richesse totale [153](#), [154](#)
richesse véritable [128](#), [165](#), [167](#)
risques naturels [177](#)

S

santé environnementale [170](#)

service(s) écosystémique(s) [11](#), [37](#), [45](#), [46](#), [55](#), [95](#), [103](#), [133](#), [135](#), [136](#), [153](#), [167](#),
[168](#)
services environnementaux [49](#), [52](#)
soutenabilité [10](#), [18](#), [21](#), [22](#), [24](#), [123](#), [146](#), [164](#)

T

tableaux de bord [147](#)
taux d'actualisation [20](#), [54](#), [55](#), [56](#), [57](#)
taxe carbone [24](#), [62](#)
taxe sur le carbone ajouté [65](#)
tragédie des communs [134](#)
transition démographique [72](#)

V

vulnérabilité [138](#)

INDEX DES NOMS

A

Acemoglu Daron 32
Afghanistan 97
Afrique 96
Afrique sub-saharienne 73
Aïchi 113
Alberta 63, 75
Algérie 33
Allemagne 77
Amazonas 52
Amérique 33
Amérique du Nord 32, 96, 98
Amérique du Sud 32
Amérique latine 96
Angleterre 36, 73, 74, 94
Annan Kofi 110
Antarctique 90, 135
Arctique 90
Arménie 29
Arrow Kenneth J. 123, 129
Asie 93, 96
Australie 41, 63
Auvergne 176

B

Bali [111](#)
Banzhaf Spencer [159](#)
Baoping [169](#)
Berkes Fikret [138](#)
Blair Tony [57](#)
Blanchet Didier [155](#)
Bolivie [170](#)
Boulding Kenneth [22](#)
Brésil [59](#), [125](#), [129](#)
Bretagne [176](#)
Brundtland Gro Harlem [22](#), [107](#), [125](#), [129](#)
Buchanan James [38](#)
Bulgarie [77](#)
Bullard Robert D. [158](#), [159](#)

C

Californie [63](#), [91](#)
Canada [75](#), [167](#)
Canberra [168](#)
Cancun [111](#), [112](#)
Caraïbes [87](#)
Carlin Gabrielle [176](#)
Caroline du Nord [157](#)
Caudeville Julien [175](#)
Chevassus-au-Louis Bernard [47](#), [50](#), [51](#), [138](#)
Chine [10](#), [46](#), [52](#), [77](#), [79](#), [97](#), [99](#), [117](#), [118](#), [129](#), [130](#), [164](#), [169](#)
Clark Gregory [10](#)
Clinton Bill [172](#)
Club de Rome [27](#)
Coase Ronald [43](#), [44](#), [68](#)
Cobb Charles [131](#)
Colombie [63](#), [169](#)
Comté de Warren [157](#)
Copenhague [111](#), [112](#)
Corée du Sud [32](#)
Costa Rica [52](#)

Costanza Robert [50](#)
Crutzen Paul [13](#)
Currie Janet [173](#)

D

Danemark [63, 77](#)
Danielsen Finn [140](#)
Daly Herman [22](#)
Darmon Nicole [176](#)
Dasgupta Partha [56, 57](#)
Diamond Jared [33](#)
Djoghla Ahmed [88](#)
Douglas Paul [131](#)
Durban [111](#)

E

Égypte [97](#)
États-Unis [21, 33, 36, 68, 75, 77, 119, 135, 157, 159, 160, 172](#)
Europe [64, 69, 73, 96, 98, 154](#)
Europe occidentale [36, 73](#)

F

Fisher Irving [20](#)
France [23, 56, 58, 59, 62, 64-68, 73, 77, 80, 97, 103-105, 135, 144, 167, 170, 172, 173, 176, 177](#)

G

Gallai Nicolas [168](#)
Georgescu-Roegen Nicolas [22](#)

Géorgie [29](#)
Ghana [97](#)
Godard Olivier [64](#)
Gore Al [60](#)
Groenland [33](#)

H

Hardin Garrett [35](#)
Hartwick John M. [128](#)
Hicks John [54](#), [126](#), [132](#)
Holling Crawford Stanley [139](#)
Hotelling Harold [18](#), [20](#), [82](#), [133](#), [155](#)

I

Île-de-France [175](#)
Îles Hébrides [33](#)
Inde [129](#)
Indonésie [169](#)
Islande [33](#)
Italie [77](#)

J

Japon [10](#), [32](#)
Jevons Stanley [19](#), [82](#), [86](#), [145](#)
Johannesburg [111](#)

K

Kaldor Nicholas [54](#)
Kareiva Peter [169](#)

Kaya Yoichi [83](#)
Khazzoom Daniel [83](#)
Krausmann Fridolin [144](#)
Krugman Paul [42](#)
Kuznets Simon [143](#)
Kyoto [112](#), [116](#)

L

Labrador [33](#)
Lebègue Daniel [58](#)
Len Brookes [83](#)
Libye [33](#)

M

Maddison Angus [17](#)
Malmö [111](#)
Malthus Thomas Robert [9](#), [10](#), [71](#), [92](#)
Maoxian [46](#)
Marcus Vincent [155](#), [173](#), [175](#)
Marshall Alfred [38](#)
Marx Karl [131](#)
McNeill John R. [28](#), [75](#), [93](#), [95](#)
McPeak John G. [138](#)
Meadows Dennis [21](#), [125](#), [146](#)
Melonio Thomas [130](#)
Menger Carl [19](#)
Mercantour [34](#)
Midi-Pyrénées [176](#)
Mill John Stuart [19](#)
Montréal [109](#)
Moyen-Orient [29](#), [33](#)

N

Nagoya [45](#), [88](#), [112](#), [113](#)
New York [46](#)
Nordhaus William D. [57](#), [146](#), [175](#)
Nord-Pas-de-Calais [175](#)
North Douglass [134](#)

O

Occident [10](#)
Olson Mancur [35](#), [37](#)
OPEP [21](#), [81](#)
Oregon [170](#)
Ostrom Elinor [37](#), [135](#), [140](#), [141](#), [142](#)

P

Paley William [22](#)
Papin Denis [73](#)
Pareto Vilfredo [41](#)
Paris [40](#), [114](#), [119](#)
Péninsule Arabique [98](#)
Pigou Arthur Cecil [18](#), [20](#), [21](#), [39](#), [43](#), [62](#), [82](#)
Polo Marco [29](#)
Pomeranz Kenneth [74](#), [131](#)
Pyrénées [34](#)

Q

Quesnay François [18](#)

R

Ramsey Frank [20](#), [55](#), [56](#), [82](#)
Rawls John [125](#)
Ricardo David [19](#), [31](#)
Rio [59](#), [108](#), [109](#), [111](#), [125](#), [147](#)
Rockström [14](#)
Royaume-Uni [31](#), [51](#), [161](#), [177](#)
Russie [21](#), [33](#), [77](#)

S

Sagoff Marc [45](#)
Sahara [98](#)
Samuelson Paul [35](#), [42](#)
Sen Amartya [15](#), [125](#), [171](#)
Sichuan [46](#)
Sierra Leone [73](#)
Silicon Valley [39](#)
Smith Adam [29](#)
Solow Robert [126](#), [154](#)
Sorrelle [86](#)
Srinivasan Thara [178](#)
Stavins Robert [86](#)
Stern Nicholas [57](#)
Stiglitz Joseph E. [156](#)
Stockholm [107-109](#)
Stoermer Eugène [13](#)
Suède [63](#)

T

Tamil Nadu [140](#)
Thiers [39](#)
Tiebout Charles M. [38](#), [42](#)

Timbeau Xavier [130](#)
Timor oriental [110](#)
Toulouse [173](#)
Turgot Anne-Robert-Jacques [18](#)

U

Union européenne (UE) [61](#), [69](#), [77](#), [79](#), [80](#), [81](#), [85](#), [100](#), [102](#), [116](#), [118](#), [147](#)
Union soviétique [116](#)

V

Van den Bergh Jan [138](#)
Vienne [110](#)
Vikings [34](#)
Vitousek Peter [11](#)

W

Wackernagel Mathis [148](#)
Walras Léon [19](#)
Watt James [73](#)
Weitzman Martin [54](#), [57](#)
Wilson Edward O. [14](#)

LISTE DES ENCADRÉS

Encadré 1 – Les progrès contemporains en matière de développement humain

Encadré 2 – La « règle de Hotelling »

Encadré 1.1 – Un peu de macroéconomie : recherche de rente et « maladie hollandaise »

Encadré 1.2 – La gestion des espaces boisés : diversité des formes institutionnelles et des résultats

Encadré 1.3 – Comment évaluer économiquement une externalité : l'exemple de la pollinisation

Encadré 1.4 – Externalités locales et externalités globales

Encadré 1.5 – Le principe « pollueur-payeur » dans la Charte de l'environnement

Encadré 1.6 – Un exemple d'analyse coût-bénéfice : la construction d'une autoroute ou d'un tunnel ferroviaire

Encadré 1.7 – Le principe de précaution

Encadré 1.8 – Le rapport Lebègue (2005) et l'actualisation dans les décisions d'investissement public en France

Encadré 1.9 – La taxe carbone dans le monde

Encadré 1.10 – Une taxe sur le carbone ajouté en France ou en Europe ?

Encadré 1.11 – Le « double dividende »

Encadré 1.12 – Écotaxes et valorisation des déchets

Encadré 2.1 – Rareté du bois et attrait économique du charbon dans

l'Angleterre du XVIII^e siècle

Encadré 2.2 – La dépendance énergétique européenne

Encadré 2.3 – La fin de la pêche ?

Encadré 2.4 – L'eau douce, une ressource renouvelable ou épuisable ?

Encadré 2.5 – Comment réduire les externalités négatives et améliorer les services écosystémiques de l'agriculture ?

Encadré 2.6 – Les débuts de la gouvernance environnementale mondiale à

Stockholm

Encadré 2.7 – Les accords de Cancun et Nagoya

Encadré 2.8 – Le préambule de la Convention-cadre des Nations unies sur les

changements climatiques

Encadré 3.1 – La « règle de Hartwick »

Encadré 3.2 – Une évaluation optimiste de la soutenabilité des grandes

économies

Encadré 3.3 – Les huit principes d'une gouvernance

environnementale efficace selon Ostrom

Encadré 3.4 – Agenda 21 : les tableaux

de bord et leurs limites **Encadré 3.5** – Le PIB « vert » : un compteur de consommation, pas une jauge **Encadré 3.6** – Les « empreintes »
Encadré 3.7 – Les recommandations de la Commission Stiglitz-Sen-Fitoussi
Encadré 3.8 – Quatre types d'inégalités environnementales **Encadré 4.1** –
Comment se construit l'IDH des Nations unies : l'exemple de la Chine en 2010
Encadré 4.2 – Exemples d'évaluation économique des services écosystémiques

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figure 1 – Les trois courbes du xx^e siècle **Figure 2** – La transformation anthropogénique de la planète

Figure 3 – Les grandes étapes du développement écologique et humain **Tableau 1** – La vie sur Terre et les espèces menacées

Figure 4 – Les services rendus par les écosystèmes

Tableau 2 – Pourcentage de personnes vivant avec moins de 1,25 \$ par jour

Figure 5 – Bien-être humain et soutenabilité environnementale

Figure 6 – Mesurer le bien-être et la soutenabilité

Tableau 1.1 – Le changement économique et écologique planétaire au cours du xx^e siècle (1890-1990) **Figure 1.1** – Les multiples valeurs de la nature

Figure 1.2 – Les méthodes de valorisation fondées sur les préférences **Tableau 1.2** – Valeur actualisée d'un million d'euros

Figure 1.3 – Le parc automobile français

Figure 2.1 – Évolution du mix énergétique mondial, 1973-2012 (en %) **Figure 2.2** – Production de pétrole brut par région, 2013 (% du total) **Figure 2.3** – Production de gaz naturel par région, 2013 (% du total) **Figure 2.4** – Production de charbon par région, 2013 (% du total) **Tableau 2.1** – Production, exportation et importation d'énergies fossiles pour les principaux pays, 2010 (millions de tonnes, et pourcentage de la production mondiale entre parenthèses) **Figure 2.5** – Structure de la consommation d'énergie primaire en France, de 1973 à 2013 (% du total) **Tableau 2.2** – Décomposition de Kaya pour l'économie mondiale (1970-2004) **Tableau 2.3** – Les paramètres de l'équation de Kaya (1990-2020) **Tableau 2.4** – Identité de Kaya pour l'OCDE-Europe (taux de croissance annuel moyen) **Tableau 2.5** – Identité de Kaya pour l'OCDE (taux de croissance annuel moyen) **Tableau 2.6** – Espèces menacées (2002-2014) **Tableau 2.7** – Statut des stocks mondiaux de poissons en 2009 **Tableau 2.8** – L'état des forêts mondiales **Tableau 2.9** – Pêcheurs et aquaculteurs (en milliers) **Tableau 2.10** – Parts de l'agriculture dans le PIB et de l'emploi agricole dans l'emploi total de quelques pays (2011-2012, en %) **Tableau 2.11** – Agriculture irriguée et usage d'eau douce dans quelques pays (2003-2005) **Tableau 2.12** –

Les « emplois verts » dans l'UE 27 en 2000 (en milliers) **Tableau 2.13** – Les « emplois verts » en France en 2008

Tableau 2.14 – Nombre d'emplois dans cinq filières d'éco-activités privées

Tableau 2.15 – Dépense nationale liée à l'environnement en France en 2008 (en millions d'euros) **Figure 2.6** – L'économie linéaire

Figure 2.7 – L'économie circulaire

Tableau 2.16 – État des ratifications pour quatre accords multilatéraux environnementaux en 2007 (en nombre de pays ayant ratifié) **Tableau 2.17** – La gouvernance environnementale globale : objectifs, problèmes et options

Tableau 3.1 – La richesse des nations en 2005

Figure 3.1 – Le changement climatique, entre systèmes naturels et humains

Figure 3.2 – Contexte social, économique et politique (développement économique, tendances démographiques, stabilité politique, etc.) **Figure 3.3** – Quatre découplages

Tableau 3.2 – L'évolution de l'empreinte écologique (1961-2007) **Figure 3.4** –

Épargne nette ajustée du monde, de l'OCDE et des pays les moins avancés

(PMA), 1970-2008 (% du RNB) **Figure 3.5** – Épargne nette ajustée de quelques

pays, 1970-2008 (% du RNB) **Figure 4.1** – France et Canada selon l'épargne nette ajustée