

Le glossaire du CE CEC

L'économie écologique de bas en haut



Associés de projet

ONG associées

- [Centre for Science and Environment, Inde](#)
- [Centre pour l'Environnement et le Développement, Cameroun](#)
- [Acción Ecológica, Equateur](#)
- [Ecological Society Endemit, Serbie](#)
- [A Sud - Ecologia e Cooperazione, Italie](#)
- [Vlaams Overleg Duurzame Ontwikkeling, Belgique](#)
- [Sunce, Association for Nature, Environment and Sustainable Development, Croatie](#)
- [Instituto Rede Brasileira Agroflorestal, Brésil](#)

Associés universitaires

- [ICTA, Universitat Autònoma de Barcelona, Espagne \(coordinateur\)](#)
- [IFF, Universität Klagenfurt, Autriche](#)
- [GEPAMA, Universidad de Buenos Aires, Argentine](#)
- [Foundation of the Faculty of Sciences and Technology, New University of Lisbon, Portugal](#)
- [Université Libre de Bruxelles, Belgique](#)
- [SERI Nachhaltigkeitsforschungs und Kommunikations GmbH, Autriche](#)

Introduction

Ce glossaire est le résultat d'efforts collaboratifs ayant réuni des activistes environnementaux et des économistes écologiques issus des quatre coins du monde, appartenant tous au réseau CEECEC (voir la liste des organisations partenaires). CEECEC (www.ceecec.net) est un projet financé par le programme « La science dans la société » de la Commission européenne, s'étant déroulé d'avril 2008 à septembre 2010 dans le cadre du Septième programme-cadre (FP7). Son objectif principal est double : renforcer la capacité des organisations issues de la société civile à participer ainsi qu'à mener à bien des recherches en économie écologique dans le domaine de la soutenabilité, tout en enrichissant ce type de recherches en savoir activiste.

Le projet CEECEC a donc adopté l'approche illustrative de ce qu'Andrew Stirling du SPRU (Science and Technology Policy Research), de l'Université du Sussex, a appelé la « recherche coopérative ». Il s'agit d'une nouvelle forme de recherche impliquant à la fois des chercheurs et des non-chercheurs dans un processus de collaboration étroite, incluant un grand nombre d'approches, de structures et de méthodes, allant de la collaboration interdisciplinaire via des négociations d'acteurs à la délibération transdisciplinaire et à la participation des citoyens. Cette approche n'est pas neuve. Les premiers rapports d'évaluation de l'environnement en Inde, par exemple, furent constitués dans les années 1980 en utilisant des connaissances issues à la fois d'organisations activistes et d'universitaires. Au sein de CEECEC, les associations partenaires choisissent dans un premier temps, en totale autonomie, les conflits sur lesquels elles désirent travailler pour développer leurs cas d'études. Par la suite, l'équipe de CEECEC à ICTA (Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals) de l'UAB (Université Autonome de Barcelone), d'autres partenaires académiques et les associations développent plus en profondeur ces ébauches de cas d'études, décident des concepts appropriés [d'économie écologique](#) à appliquer et à présenter dans les contextes choisis. Les associations environnementales et plus particulièrement celles impliquées dans la justice environnementale (que nous nommons les Organisations de Justice Environnementale, ou EJOs), mènent fréquemment des recherches sur des conflits environnementaux, écrivant des rapports pour compléter leurs plaidoiries. CEECEC procura à ces EJOs une audience d'activistes intéressés ainsi que des partenaires académiques qui posèrent des questions, les encouragèrent dans leur démarche, firent des comparaisons, et suggérèrent des mots-clés et des références tout en gardant en tête l'objectif final, à savoir le développement d'un Manuel (ainsi qu'une série de cours) utile pour l'apprentissage de l'économie écologique de façon « bottom-up ».

Ce glossaire a été conçu pour compléter les chapitres d'étude de CEECEC, en expliquant plus en profondeur les concepts qui y sont présentés. Les entrées furent élaborées à partir de connaissances déjà présentes dans le domaine public (sur

Internet et dans d'autres publications en écologie économique ou en écologie politique) et, dans certains cas, sur la base des recherches des auteurs de ces entrées. Il y a plus de 65 entrées, classées par ordre alphabétique et couvrant des sujets allant des "affluence et impacts environnementaux" au "tragédie des communaux". Les entrées traitent de questions et de conflits environnementaux aux enjeux cruciaux. Si leur contenu est principalement destiné aux organisations de justice environnementale et à la société civile, il sera aussi particulièrement utile aux chercheurs et professeurs des sciences de la soutenabilité, ainsi qu'aux décideurs politiques travaillant à la promotion de la soutenabilité à différents niveaux.

Glossaire

1	Affluence et impact environnemental	7
2	Barrages (méthode de Krutilla)	9
3	Besoins	12
4	Bien-être	16
5	Capacité de charge	19
6	Capital naturel (environnemental) et social	20
6.1	Taxe sur l'exploitation du capital naturel	23
7	Cogestion et conservation de la nature	26
7.1	<i>Gestion forestière participative</i>	27
8	Complexité	28
9	Consommation	30
9.1	Consommation soutenable	31
10	Contrôlabilité d'entreprise	34
11	Coût d'opportunité	35
12	Coût de transaction	37
13	Découplage et dématérialisation de l'économie	40
14	Décroissance	41
15	Déforestation évitée (REDD+)	45
16	Démocratie participative et participation	49
17	Dépopulation	56
18	Dette écologique	57
19	Droits d'accès et droits d'usage	60
20	Droits de propriété	63
21	Eau virtuelle et empreinte en eau	65
22	Echange écologiquement inégal	67
23	Ecoblanchiment	70
24	Eco-efficacité	73
25	Écologisme des pauvres	74
26	Economie écologique	76
27	Economie forestière	79
28	Effet rebond (paradoxe de Jevons)	81
29	Empreinte écologique	82
30	Entropie	87
31	Epidémiologie populaire	89
32	Etude d'impact environnemental	91
33	Evaluation économique	93
33.1	Evaluation contingente.....	94
33.2	Valeur d'usage et de non-usage	94
33.3	Disposition à payer et à accepter	95
33.4	Analyse coût-bénéfice.....	97
33.5	Taux d'actualisation	101
33.6	Valeur présente nette.....	105
33.7	Méthode des coûts de transport	107
34	Evaluation sociale multicritère	110
35	Externalités	113

35.1	Transfert des coûts	113
36	Filière marchande.....	115
37	Fonds et stocks	118
38	Frontières extractives	120
38.1	Accaparement des terres.....	121
39	Gouvernance	122
40	HANPP et colonisation.....	125
41	(In)justice environnementale.....	131
42	Incertitude et risque	134
43	Institutions	139
44	Institutions et droits coutumiers.....	141
45	Instrument politiques pour un tourisme soutenable.....	142
46	Intensité d'utilisation et productivité des ressources.....	145
47	Langages d'évaluation.....	149
47.1	Valeur du paysage	150
47.2	Incommensurabilité des systèmes de valeurs	152
48	Métabolisme social et approches comptables	154
48.1	Analyse des flux de matériaux (MFA – Materials Flow Analysis)	155
48.2	Analyse entrée-sortie (IO – Input-output).....	157
48.3	Analyse de cycle de vie (LCA – Life-cycle assessment)	158
48.4	Inventaire de cycle de vie (LCI – Life cycle inventory)	159
48.5	Evaluation des impacts du cycle de vie (LCIA – Life Cycle Impact Assessment).....	159
49	NIMBY.....	161
50	Paiements pour services environnementaux	165
51	Périphérie extractive	170
51.1	Analyse du système-monde.....	172
52	PIB des pauvres	173
53	Pic du pétrole.....	175
54	Principe de Lawrence Summers	178
55	Principe du pollueur-payeur	181
56	Principe de précaution.....	183
57	Résilience.....	185
58	Responsabilité sociale d'entreprise	188
59	Ressources communes ('Common Pool Resources')	191
60	Sacs à dos écologiques et flux cachés	194
61	Savoir activiste	197
62	Scénarios et planification	199
63	Science post-normale	204
64	Services environnementaux.....	207
65	Soutenabilité forte vs. faible.....	211
66	Taux de retour énergétique	214
67	Théorème de Coase et négociation bilatérale	216
68	Tragédie des communaux	219
68.1	L'enclosure des communaux	220

1 Affluence et impact environnemental

Définition et mesure

L'affluence s'entend comme la consommation moyenne de chaque personne dans la population. Il est courant d'utiliser le Produit Intérieur Brut (PIB) par habitant pour mesurer la consommation. Comme le PIB par habitant mesure de fait le versant « production » d'une économie, on considère souvent par parallélisme que la consommation augmente lorsque la production augmente. Le PIB par habitant a augmenté de manière continue au cours des siècles derniers et selon la formule $I=PAT$, appelée l'équation d'impact, est en train de faire croître les impacts humains sur l'environnement.

L'équation $I=PAT$ fut proposée et développée par Ehrlich, Holdren et Commoner au début des années 70 (Ehrlich and Holdren 1971, Commoner 1972, Holdren and Ehrlich 1974). Elle reconnaît que l'impact de la population humaine sur l'environnement peut-être pensé comme le produit de la taille de la population (P), de son affluence (A) et des dommages environnementaux induits par les technologies utilisées pour fournir chaque unité de consommation (T). Parfois, à cause de la difficulté d'estimer A et T, on substitue à leur produit l'utilisation d'énergie par habitant. Certains assimilent T à l'impact par unité d'activité économique (Dietz and Rosa 1994) ; pour d'autres, T est une catégorie floue qui couvre toutes les sources de variation à l'exclusion de la population et de l'affluence (Fischer–Kowalski et Amann 2001).

Alternatives à $I=PAT$

Bien que l'équation $I=PAT$ soit rapidement devenue la norme et ait été largement utilisée et citée par de nombreuses personnes et organisations, diverses formulations alternatives de cette équation ont récemment été proposées :

- Dietz and Rosa (1994) ont donné une reformulation stochastique (probabiliste) à l'équation d'impact (STIRPART – Impacts stochastiques par régression sur la population, l'affluence et la technologie) qui facilite, selon eux, l'application des outils statistiques de la recherche sociale aux études sur l'équation $I=PAT$.
- Schulze (2002) a proposé de modifier la formule en $I=PBAT$ pour attirer l'attention "sur les nombreux choix comportementaux immédiatement disponibles pour tous les individus". Schulz souligne que l'affluence et la technologie ne déterminent pas les décisions comportementales. Il donne l'exemple d'une personne riche et utilisant les appareils les plus efficaces mais dont l'impact environnemental va dépendre de la plus ou moins grande consommation de la personne.

- Willey (2000) a noté que la consommation est influencée par le style de vie et l'organisation – une meilleure organisation dans les pays riches pourrait mener à une consommation par habitant réduite mais dans les pays pauvres, elle pourrait avoir l'effet inverse. Il a donc proposé de modifier l'équation d'impact en I=PLOT (population, style de vie, organisation, technologie).

Un autre outil qui a été utilisé pour observer l'impact de la richesse sur l'environnement est la courbe environnementale de Kuznets. Elle est utilisée pour modéliser l'interrelation entre la richesse (mesurée en PIB par habitant) et les impacts environnementaux (en termes de quantités physiques par habitant), en gardant les chiffres de la population constants. Selon l'hypothèse – très controversée – de la Courbe Environnementale de Kuznets, l'environnement est initialement exploité intensivement de façon à créer de la croissance économique. Lorsque l'économie devient suffisamment développée, l'on accorde davantage de valeur à l'environnement et le progrès technique rend possible la création de richesse avec moins d'impacts sur l'environnement. Par conséquent, comme les pays deviennent plus riches, les impacts sur l'environnement vont commencer à diminuer à partir d'un certain niveau de revenus. Cela peut être vrai pour certains polluants (comme pour le dioxyde de soufre) mais ce n'est pas vrai pour les émissions de dioxyde de carbone, les déchets domestiques et d'autres variables.

Conclusions récentes

Fischer–Kowalski et Amann (2001) ont étudié la complexité de la relation entre l'affluence et l'impact sur l'environnement, se référant aux études de l'analyse du flux de matières ([Material Flow Analysis](#) – MFA). L'idée selon laquelle l'impact sur l'environnement n'augmente pas nécessairement de manière proportionnelle avec la richesse était au cœur de ces études. Par conséquent, il doit être possible de réaliser des mesures de désarticulation (ou [découplage](#)) entre les inputs et outputs de matières (impact) et l'activité économique mesurée par le PIB (une mesure de la richesse). La désarticulation est subdivisée en deux catégories : la désarticulation relative et la désarticulation absolue. S'il y a une réduction de l'impact environnemental par unité de PIB, il s'agit d'une désarticulation relative. Alternativement, si la croissance économique continue mais que la quantité absolue de matériaux utilisés décline, il s'agit d'une désarticulation absolue.

Fischer–Kowalski et Amann soutiennent que la compréhension complète de l'équation d'impact implique de prendre en compte la variété des systèmes socio-économiques de pays différents et les effets de la mondialisation et du commerce : « Tous les systèmes socio-économiques pour lesquels la question I=PAT peut être posée ne sont pas seulement intégrés dans des environnements naturels mais aussi dans des réseaux de systèmes sociaux avec lesquels ils interagissent. La nature même de cette interaction semble être d'une importance cruciale pour leur performance environnementale (et, bien évidemment, économique) et cela l'est

d'autant plus avec la mondialisation ».

Références:

Commoner, B. (1972): The closing circle. Jonathan Cape , London

Dietz, T. and Rosa, E.A. (1994): Rethinking the environmental impacts of Population, Affluence and Technology. *Human Ecology Review*. Summer/Autumn, 1.

Ehrlich, P.R. and Holdren, J. P. (1971): Impact of population growth. *Science* 171: 1212-1217.

Fischer–Kowalski, M and Amann, C. (2001): Beyond IPAT and Kuznets curves: Globalisation as a vital factor in analysing the environmental impact of socio-economic metabolism. *Population and Environment* 23, 1: 7–47

Gaia Watch of the UK: I=PAT. An Introduction [Online]: URL: <http://www.population-growth-migration.info/essays/IPAT.html> [Last modified August 26, 2009; Retrieved: October 15, 2009].

Gaia Watch of the UK: Population and Growth Migration (<http://www.population-growth-migration.info/>)

Holdren, J. P. and Ehrlich, P.R. (1974): Human population and the global environment. *American Scientist* 62, 3: 282-292.

Schulze, P. C. (2002). I=PAT . *Ecological Economics* 40; 149-150.

Willey, D. (2000). Some hopes and thoughts for the future. Optimum population Trust, Manchester.

Websites:

<http://stirpat.org>.

2 Barrages (méthode de Krutilla)

Le développement des barrages

Depuis les années 1930, des barrages ont été construits sur la plupart des fleuves du monde. L'Amazonie coule toujours librement même si ce n'est pas le cas de certains de ses affluents. La promotion de grands barrages, *via* la nouvelle technique des [analyses coût-bénéfice](#) s'est répandue depuis les Etats-Unis à partir des années 1940, et a été particulièrement encouragée par la Banque mondiale. En utilisant cette technique particulière de comptabilité, toutes les valeurs présentes et futures obtenues ou sacrifiées par la construction d'un barrage sont réduites à des

valeurs monétaires, qui sont [actualisées](#) de façon à obtenir leur valeur présente. Les coûts de construction du barrage, d'achat des terres et de dédommagements pour les déplacés, les coûts estimés des sédiments et des prises de pêche perdus en aval sont listés et sommés dans une colonne, à leurs valeurs monétaires présentes (actualisées), et comparés aux bénéfices obtenus sous la forme de l'électricité produite et de l'eau d'irrigation, également exprimés en valeurs monétaires actualisées. Comme nous le voyons, les externalités sont incluses, et évaluées monétairement. Les analyses coût-bénéfice ont été plus récemment complétées par les [études d'impact environnemental](#), qui excluent les valeurs monétaires. Une évaluation qui intègre l'aspect économique, écologique, social et culturel n'est normalement pas menée même si cela a été recommandé par la Commission mondiale des barrages en 2000.

Résistances contre les barrages

Les espoirs sociaux de l'époque placés dans l'hydro-électricité ont été balayés. L'hydro-électricité a été associée à l'utilisation d'eau pour d'immenses projets d'irrigation ou pour rendre disponible l'eau nécessaire à la croissance urbaine, dans le sud de la Californie, par exemple. L'hydro-électricité est aussi associée à l'exportation d'aluminium, comme au Brésil, au Venezuela et au Ghana. Il y a une nouvelle prise de conscience des périls induits par les barrages tels que la perte de sédiments et de limon dans les deltas, l'augmentation des risques sismiques à certains endroits, la salinisation des sols dans les projets d'irrigation, la perte de zones de pêche, les nouvelles maladies, les émissions de méthane, la dégradation de la qualité de l'eau, la perte de fertilité des terres agricoles, la perte de biodiversité alluviale, la perte de monuments culturels et le risque de rupture du barrage.

Seul un cinquième de l'électricité produite dans le monde est d'origine hydro-électrique mais les effets environnementaux et sociaux de la construction des barrages ont été énormes (McCully, 1996). Dans certains pays, comme aux Etats-Unis, il reste peu de potentiel non-exploité et il y a même des discussions autour du démantèlement de certains barrages à l'est du pays de façon à rétablir l'écoulement naturel des rivières. Des démantèlements sont aussi en discussion dans les pays du tiers-monde. En Thaïlande, un leader de l'Assemblée des Pauvres a combattu des années contre le Barrage Pak Mun et a finalement obtenu victoire en juin 2000 lorsque le gouvernement accepta de laisser les vannes du barrage ouvertes pour permettre aux poissons de revenir dans la rivière. Dans le monde entier, les dégâts associés à de possibles futurs barrages sont plus grands que ceux qui se sont déjà produits. Le barrage Sardar Sarovar, construit sur le fleuve Narmada au centre de l'Inde, est conçu comme la vitrine du développement économique indien. Il promet de fournir "l'électricité et l'eau d'irrigation particulièrement demandées, mais devrait aussi submerger d'anciens temples, de riches forêts à feuilles caduques, et au moins 250 villages" (Guha, 2000 : 100). Un célèbre mouvement de protestation émergea en réaction à ce projet : le Narmada Bachao Andolan, mené par Medha Patkar. Elle et ses collègues ont fait la grève de la faim devant les parlements

provinciaux, ont campé devant la maison du Premier ministre à New Delhi et ont parcouru la vallée du Narmada pour conscientiser les habitants des effets du barrage.

L'analyse coût-bénéfice peut-elle être la solution ?

Les analyses coût-bénéfice ne peuvent pas fournir une réponse rationnelle pour la construction ou le démantèlement des barrages parce que les valeurs monétaires dépendent de l'acceptation d'une structure donnée d'inégalité sociale et environnementale. Le coût du déplacement des personnes va dépendre de leur degré de pauvreté, et aussi de leur degré de résistance si elles devaient refuser la distribution des [droits de propriété](#) sur l'eau de la rivière et sur l'environnement que l'Etat et les entreprises de production d'électricité défendent comme étant légaux. Les prix (sur des marchés réels ou fictifs) dépendent de la distribution de ces droits de propriété. De plus, les prix sont seulement un type de valeur parmi bien d'autres.

L'analyse coût-bénéfice modifiée par Krutilla

Des inquiétudes ont émergé dans la branche de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles quant aux aménités naturelles mises en danger par les activités de production d'énergie. Selon cette perspective, il n'y aura pas de pénurie des ressources pour la production d'une marchandise comme l'électricité à cause du changement technologique et de la substituabilité ([soutenabilité faible](#)). Cependant, de beaux paysages menacés par des barrages hydro-électriques, des merveilles géomorphologiques telles que le Grand Canyon, et une diversité biologique irremplaçable vont devenir de plus en plus rares et précieux. Pour cette raison, l'économiste John Krutilla a proposé une version modifiée de l'analyse coût-bénéfice de façon à donner plus de poids aux aménités naturelles.

Dans un procès célèbre, Krutilla (1967) défendit des paysages montagneux contre des projets hydro-électriques en affirmant que l'électricité serait meilleur marché dans le futur alors que les paysages seront de plus en plus précieux avec le temps. La technologie n'avancera pas jusqu'au point où de beaux paysages pourront être répliqués (ou des espèces éteintes ressuscitées), alors que la disponibilité en biens fabriqués et en services commerciaux pourra, selon lui, se développer de manière continue étant donné les améliorations technologiques. Il pensait principalement à l'énergie nucléaire à bas coûts. D'où l'intervention de Krutilla : il s'agit de modifier les taux d'actualisation aux flux de bénéfices (KWh) et aux [coûts d'opportunité](#) (perte d'aménités) de façon à obtenir leurs valeurs actuelles "correctes". Pour Krutilla, les aménités environnementales telles que les paysages montagneux ou les récifs coralliens vont voir leur rareté relative augmenter avec le temps, et par conséquent nous devons réaliser l'actualisation de leur valeur avec un taux nul ou très bas.

Le contexte de cette analyse est l'hypothèse commune et douteuse selon laquelle la croissance économique est positive pour la fourniture d'énergie et de matériaux, et pour corriger les dommages environnementaux infligés à l'environnement. Il y a

deux objections à l'idée de Krutilla, exprimées dans les questions suivantes : (1) est-ce que les marchandises deviendront réellement moins chers (coûts environnementaux inclus) en comparaison avec les aménités ? ; (2) pourquoi les modes d'existence et de production, qui ne sont pas encore des marchandises, et qui ne sont pas vraiment des "aménités", ne sont-elles pas incluses dans ces analyses ?

Conclusion

Nous savons que la résistance contre des grands barrages est souvent le résultat du besoin de défendre les modes d'existence et de production des populations locales. Parfois, dans le Nord, des mouvements de résistance amènent sur le devant de la scène des préoccupations au sujet des valeurs d'"aménités" ou des valeurs d'"écologie profonde", alors qu'au Sud, comme pour le mouvement des *atingidos por barragens* au Brésil, les modes d'existence sont souvent très précieux, compatibles avec des préoccupations esthétiques et respectueux des autres formes de vie, et font en effet parfois aussi appel au sacré. "Un argument souvent utilisé par les constructeurs et les partisans des barrages dans les pays en développement (...) est que le souci pour l'environnement est un luxe qu'ils ne peuvent pas se payer. En fait, c'est l'opposé qui est le cas" (McCully, 1996 : 58). Dans pareils cas, les oppositions aux barrages sont plutôt une manifestation de l'"[écologisme des pauvres](#)".

Références:

Guha, R., 2000. *Environmentalism: a global history*. Oxford: Oxford University Press.

Krutilla J, 1967. Conservation reconsidered. *American Economic Review*, 42(4): 777-786.

Martínez-Alier, J., 2002. *Defending the rivers against development, and other water conflicts*. School of Geography and the Environment, University of Oxford, April 24-25, 2002.

McCully, P., 1996. *Silenced rivers: the ecology and politics of large dams*. London: Zed.

3 Besoins

La pyramide de Maslow

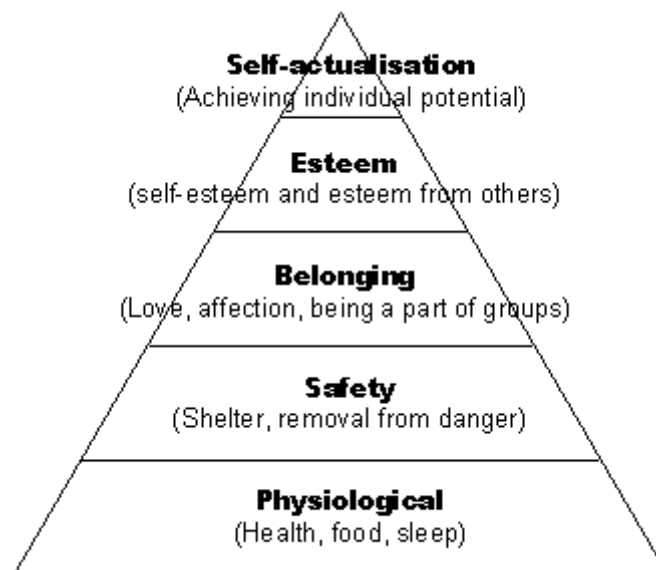
La notion de besoins fut initialement développée dans le domaine de la psychologie par Abraham Maslow pour expliquer les processus individuels de motivation (Maslow, 1943). Cette « hiérarchie des besoins humains » consiste en cinq besoins, classés de façon pyramidale : besoins physique (faim, soif, chaleur, sommeil, etc.), besoins de sécurité (protection, ordre, loi, etc.) besoins d'appartenance et d'amour (affection, famille, etc.), besoins d'estime (compétence, respect des autres,

reconnaissance) et besoins d'accomplissement personnel (morale, créativité, résolution des problèmes,...). Le principe-clé de cette théorie est qu'un besoin supérieur ne peut pas être réalisé si ceux situés en dessous de lui dans la pyramide ne sont pas satisfaits.

Critiques

Cette hiérarchie a été critiquée depuis à de nombreux points de vue. Par exemple, les individus peuvent avoir de l'affection même si leurs besoins physiologiques ne sont pas entièrement satisfaits. De plus, ce modèle implique que seuls les gens aisés peuvent atteindre les besoins d'accomplissement personnels, ce qui contredit la réalité de, par exemple, un artiste pauvre qui aurait très bien développé son potentiel individuel. Dans le contexte de la protection de l'environnement (que ce modèle considère comme un besoin d'accomplissement personnel) cette hiérarchisation a été utilisée pour justifier la position selon laquelle les pays pauvres devraient d'abord remplir leurs besoins de base avant de s'occuper du changement

Figure 1 : La pyramide des besoins de Maslow
(Source : <http://www.timlebon.com/maslow.htm>)



climatique. Ce type de raisonnement tend à légitimer la recherche à tout prix de croissance économique dans les pays pauvres, une stratégie qui n'est pas partagée par tout le monde, surtout dans une perspective de soutenabilité.

Affinements de Max-Neef

En réponse aux limites de la hiérarchie de Maslow, l'économiste écologique chilien Manfred Max-Neef a créé son propre « modèle de développement humain » visant à construire une théorie des besoins humains pour le développement. Pour Max-Neef, « les besoins fondamentaux des humains sont peu nombreux, finis, classifiables et

sont les mêmes dans toutes les cultures et périodes historiques. Ce qui change, à la fois au fil du temps et en fonction des cultures, sont les moyens grâce auxquels ces besoins sont satisfaits ». (Max-Neef, 1991) Neuf besoins fondamentaux sont identifiés (subsistance, protection, affection, compréhension, participation, détente, création, identité et liberté). Bien qu'il y ait quelques chevauchements entre Max-Neef et Maslow au sujet de leurs catégories de besoins (par exemple la subsistance ressemble aux besoins physiologiques, la protection est similaire au besoin de sécurité et l'affection est reliée au besoin d'appartenance), Max-Neef rejette le principe de hiérarchisation et considère les besoins humains fondamentaux comme un système où « *aucun besoin n'est le plus important en tant que tel et il n'existe aucun ordre fixe de priorité dans la satisfaction des besoins (par exemple que le besoin A ne puisse être atteint sans que le besoin B ait été satisfait).* » (Max-Neef, 1991 : 49)

Le modèle de Max-Neef est composé de deux autres variables (voir le **Tableau 1** ci-dessous). Premièrement il existe quatre « *catégories existentielles* », c'est-à-dire des moyens de satisfaire ces besoins : être (attributs personnels ou collectifs), avoir (institutions, normes et biens matériels), faire (actions personnelles ou collectives) et interactions (positions). La seconde variable a trait aux biens économiques « définis comme des objets ou des artefacts affectant l'efficacité des catégories existentielles, altérant donc le seuil de réalisation d'un besoin, que ce soit dans un sens positif ou négatif. » Avec ces variables il est possible de construire une matrice de besoins et de catégories existentielles afin de diagnostiquer le niveau de satisfaction des neuf besoins d'un groupe ou d'une société spécifique. Le modèle peut également être utilisé pour déterminer les catégories existentielles requises pour satisfaire les besoins d'un groupe et, par conséquent, pour concevoir des stratégies pour le développement visant à la réalisation des besoins humains (Max-Neef, 1991).

Doyal et Gough (1991) ont également développé une théorie des besoins humains, considérant leur réalisation comme la précondition d'une vie comblée. Dans ce modèle, deux besoins universels basiques et deux besoins intermédiaires sont identifiés.

Implications pour la soutenabilité

Ces modélisations récentes des besoins ont des implications pour la théorie du [bien-être](#), au niveau individuel, sociétal et dans l'[économie écologique](#) (Jackson et Marks, 1999). En effet, dans la théorie de Max-Neef, des besoins non satisfaits sont vus comme des pauvretés, étendant ainsi le concept de pauvreté à plus qu'un simple manque de revenu et au-delà des mesures monétaires. En suivant ce raisonnement, le développement signifie l'atténuation de multiples pauvretés et devient l'équivalent social de l'accomplissement personnel, à la fois au Nord comme au Sud (Dodds, 1997). De plus, en faisant la distinction entre les besoins basiques et les biens économiques, une conception du bien-être basée sur les besoins remet en question

la relation positive entre une consommation matérielle accrue et une satisfaction améliorée des besoins, plus particulièrement les besoins non matériels. C'est pourquoi cela entre en contradiction avec l'approche économique conventionnelle qui considère les besoins comme des désirs subjectifs et des préférences qui

NEEDS	Being (qualities)	Having (things)	Doing (actions)	Interacting (settings)
Subsistence	physical, emotional and mental health	food, shelter, work	work, feed, procreate, clothe, rest/sleep	living environment, social setting
Protection	care, adaptability, autonomy	social security, health systems, rights, family, work	cooperate, plan, prevent, help, cure, take care of	Living space, social environment, dwelling
Affection	respect, tolerance, sense of humor, generosity, sensuality	friendships, family, relationships with nature	share, take care of, make love, express emotions	privacy, intimate spaces of togetherness
Understanding	critical capacity, receptivity, curiosity, intuition	literature, teachers, educational and communication policies	analyse, study, meditate, investigate	schools, families, universities, communities
Participation	adaptability, receptivity, dedication, sense of humor	responsibilities, duties, work, rights, privileges	cooperate, propose, dissent, express opinions	associations, parties, churches, neighborhoods
Idleness	imagination, curiosity, tranquility, spontaneity	games, parties, spectacles, clubs, peace of mind	day-dream, play, remember, relax, have fun	landscapes, intimate spaces, places to be alone, free time
Creation	imagination, boldness, curiosity, inventiveness, autonomy, determination	skills, work, abilities, method, techniques	invent, build, design, work, compose, interpret	spaces for expression, workshops, audiences, cultural groups
Identity	sense of belonging, self-esteem, consistency	symbols, language, religion, values, work, customs, norms, habits, historical memory	get to know oneself, grow, commit oneself, recognize oneself	places one belongs to, everyday settings, maturation stages
Freedom	autonomy, passion, self-esteem, open-mindedness, tolerance	equal rights	dissent, choose, run risks, develop awareness, be different from, disobey	temporal / spatial plasticity (anywhere)

peuvent être satisfaites par les choix du consommateur. Cette approche remet donc en question la primauté et le rôle unidimensionnel de la croissance économique dans l'amélioration du bien-être humain. En termes de soutenabilité, cela ouvre la

Table 1 : Modèle de développement humain, Max Neef 2001

(Source: whiteweek.wordpress.com/)

porte à l'argument selon lequel les impératifs environnementaux ne devraient pas

être vus comme des contraintes sur le bien-être humain et que la satisfaction des besoins et le développement n'impliquent pas forcément un appauvrissement des ressources.

Références:

Dodds, S., 1997. Towards a 'science of sustainability': Improving the way ecological economics understands well-being. *Ecological Economics*, 23, 95-111.

Doyal, L., Gough, I., 1991. *A Theory of Human Needs*, Macmillan, London.

Furfari, S., 2007. *Le monde et l'énergie. Enjeux géopolitiques*, Editions Technip, Paris.

Jackson, T., Marks, N., 1999. Consumption, sustainable welfare and human needs-with reference to UK expenditure patterns between 1954 and 1994. *Ecological Economics*, 38 (3), 421-441.

Maslow, A., 1943. A Theory of Human Motivation. *Psychological Review*, 50 (4), 370-96.

Max-Neef, M., 1991. *Human Scale Development*. Apex Press, New York.

4 Bien-être

Utilisation

Le terme de bien-être est habituellement utilisé pour décrire ce qui est ultimement bon pour une personne. La question de savoir en quoi il consiste est d'une grande importance pour de nombreuses disciplines telles que l'économie, la philosophie et la psychologie. Le bien-être est associé à deux notions centrales : la qualité de vie et le bonheur. On l'apparente également aux concepts de liberté, de droits humains et de progrès social.

Evaluation

Lorsqu'on évalue le bien-être général d'individus ou de sociétés, on fait souvent référence à la qualité de vie. Celle-ci peut être utilisée dans de nombreux contextes, y compris dans celui du développement international, des soins de santé et de la science politique. La qualité de vie ne doit pas être confondue avec le concept de niveau de vie, qui est basé principalement sur le revenu. Au contraire, les indicateurs de qualité de vie incluent la santé (physique et mentale), l'emploi, l'éducation, le temps libre et l'appartenance sociale.

Alors que la qualité de vie a longtemps été un objectif politique implicite ou explicite, sa définition ainsi que la méthode adéquate pour l'évaluer sont insaisissables. Divers indicateurs « objectifs » et « subjectifs » ainsi que des travaux récents sur le bien-être et la psychologie du bonheur ont relancé l'intérêt à son sujet. Toutefois, on ne donne généralement pas la priorité à la mesure du bien-être, étant donné qu'il est subjectif et difficile à évaluer. Il a également été prouvé que le bonheur, dans la mesure où il peut être mesuré, n'augmente pas forcément lorsque le revenu augmente. Par conséquent, le niveau de vie ne doit pas être considéré comme une mesure du bonheur.

Au 19^e siècle, les économistes pensaient que le bonheur, qu'ils nommaient alors utilité, pouvait être mesuré. Au cours des années 1950, cette vue fut quasiment abandonnée par les économistes néoclassiques mais refait aujourd'hui surface. En effet, ces dernières décennies, certains économistes et psychologues se sont penchés sur les sentiments, cherchant ce qui rendait les gens heureux. Largement ignorés par l'économie néoclassique, les connaissances émergentes sont très importantes dans le domaine de l'étude de la satisfaction des besoins et des désirs humains. Plusieurs pays et organisations internationales étudient de nos jours la divergence entre la croissance économique et le bien-être. Des études empiriques relèvent qu'une croissance du revenu n'entraîne pas forcément une amélioration de la qualité de vie et du bien-être d'une société. Malgré la croissance économique, les inégalités sociales et de revenus ne cessent d'augmenter, en même temps que de nouvelles pauvretés et exclusions sociales apparaissent. Par conséquent, le capital et la cohésion sociale sont affaiblis, entraînant des crimes, de la violence et diminuant ainsi la satisfaction générale de la population.

Repenser la croissance et le bien-être

Ces phénomènes socio-économiques remettent en question la connexion entre la croissance économique et le bien-être. Que nous dit le PIB à propos des mesures du bien-être ? Le PIB n'inclut pas les composants positifs du bien-être (capital social, consommation sociale et culturelle, etc.) mais comptabilise certains composants ayant un impact négatif sur celui-ci (pollution, inégalités, etc.) Par conséquent, les indicateurs économiques sont de bien faibles mesures du bien-être. Le besoin de mieux évaluer le bien-être individuel et collectif a poussé les chercheurs à se détourner du PIB pour se focaliser sur des mesures alternatives (tels que l'Indice de développement humain, l'Indice de bien-être soutenable ou l'Indicateur de progrès véritable), tant au niveau macro- qu'au niveau micro-.

Exemples de nouveaux indicateurs de bien-être :

Les comptes nationaux de bien-être (New Economics Foundation) utilisent les données détaillées d'études issues de 22 pays européens étudiant le bien-être social et individuel. Le bien-être personnel décrit les sensations positives et négatives, le niveau de satisfaction, de vitalité, de résilience, d'estime de soi et le sentiment qu'ont les gens d'avoir un objectif. Le bien-être social, lui, est constitué de

deux composants principaux : les relations de soutien et le sentiment de confiance et d'appartenance.

L'index de bien-être humain (Prescott-Allen, IUCN) est une tentative de dépasser certaines des limites du PIB et de l'Index de Développement Humain en tant que mesures du bien-être national. Son objectif principal est d'être l'un des composants d'un indicateur du bien-être s'intéressant aux problématiques de soutenabilité et de « bien-être » des écosystèmes. Il est composé de cinq domaines : la santé et la population ; la richesse ; la connaissance et la culture ; la communauté ; l'équité.

Le Happy Planet Index (New Economics Foundation) fut élaboré pour servir d'alternative à des indices de développement nationaux bien établis tels que le PIB ou le HDI qui sont critiqués pour ne pas prendre en compte le concept de soutenabilité. La valeur du HPI de chaque pays est fonction de la satisfaction de vie moyenne des habitants, de l'espérance de vie à la naissance et de l'empreinte écologique par habitant.

Exemples de programmes intégrant le bien-être :

Le rapport Stiglitz de 2009, qui préconise de mesurer le bien-être en parallèle avec la croissance. Ce rapport vient s'ajouter à la littérature traitant des indicateurs économiques du bien-être et du progrès social et s'inscrit dans la lignée de pionniers tels que Hazel Henderson et Herman Daly. Selon Stiglitz, « *le PIB a de plus en plus été utilisé comme une mesure de bien-être sociétal, toutefois des changements sociétaux ainsi qu'économiques l'ont rendu de plus en plus obsolète ; beaucoup de choses importantes aux yeux des individus ne sont pas incluses dans le PIB.* » Les universitaires recommandent d'inclure certains autres facteurs tels que la soutenabilité et l'éducation.

L'initiative « Au-delà du PIB » (Commission européenne, Parlement européen, Club de Rome, OCDE, WWF) qui tente d'améliorer l'évaluation du progrès, de la richesse et du bien-être. En août 2009, la commission européenne publia sa Communication « Le PIB et au-delà : mesurer le progrès dans un monde changeant ». Celle-ci expose les grandes lignes du programme de l'UE et décrit cinq actions-clés pour améliorer nos indicateurs de progrès dans un sens qui soit en accord avec les préoccupations des citoyens et profitent au maximum des nouvelles techniques et des développements politiques.

Références:

Costanza, R. et. al. (2008) —An Integrative Approach to Quality of Life Measurement, Research and Policyll. S.A.P.I.EN.S. 1 (1)

Layard R. (2005) Happiness: Lessons from a New Science. London. Penguin. April 2006. ISBN 978-0141016900.

5 Capacité de charge

Définition

Il s'agit d'un terme utilisé dans le domaine de l'écologie pour indiquer la population maximale d'une espèce donnée qu'une zone d'habitat particulière peut supporter sur une période de temps déterminée sans détruire ou endommager la base de ressources.

Calcul

La population de chaque espèce (y compris l'espèce humaine) sur un territoire peut augmenter en suivant différents modèles. Elle peut augmenter de façon exponentielle pendant une période de temps donnée, c'est-à-dire en suivant une progression géométrique de 1, 2, 4, 8, 16, etc. ; on y fait parfois correspondre la loi de Malthus de la croissance démographique. Ou, de façon plus réaliste, elle peut augmenter selon la loi de Verhulst (1838), représentant une courbe logistique. La population est représentée sur l'axe vertical et le temps sur l'axe horizontal ; la population maximale "k" est déterminée par la capacité de charge du territoire (**Figure 1**).

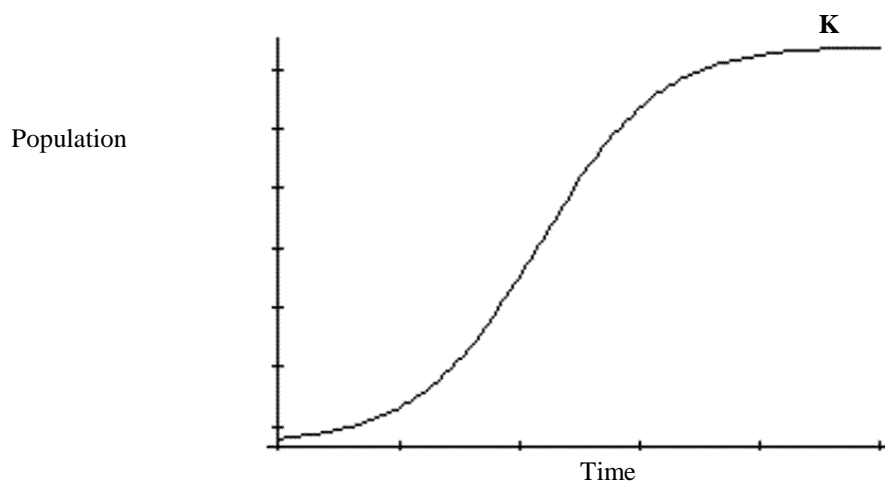


Figure 1 : population maximale selon la loi de Verhulst.

Application

Les facteurs qui affectent les impacts/pressions de différentes espèces animales sur une portion donnée de terre et les ressources qui y sont disponibles sont : les maladies/parasites, la faim, les prédateurs, la pollution, les accidents, l'âge avancé, la chasse et les développements produits par les humains résultant en la perte d'habitat. En appliquant cette notion à l'espèce humaine, on peut dire d'un territoire donné (les Pays-Bas, par exemple) qu'avec sa densité de 400 habitants par km², il excède sa capacité de charge car il n'y a aucune façon pour ce pays de faire vivre sa population avec son niveau de vie actuel en utilisant exclusivement les ressources de son propre territoire.

Facteurs affectant la capacité de charge

La capacité de charge peut être affectée par des facteurs tels que les avancées technologiques, le commerce, et par l'utilisation d'énergie exosomatique (combustibles fossiles). Des changements technologiques affectent la capacité de charge d'un territoire ; ainsi, l'irrigation et la fertilisation des sols en agriculture, ou encore des rotations plus courtes entre les cultures, augmentent le nombre de personnes pouvant être nourries grâce aux ressources d'un territoire donné. Le commerce entre les territoires augmente la capacité de charge d'une zone puisque des éléments difficiles à obtenir localement sont importés. Par contre, comme la disponibilité des combustibles fossiles diminue avec le [pic pétrolier](#), la capacité de charge pour les humains de nombreux territoires devrait diminuer.

Références:

R. H. Coase, 1960, —The Problem of Social Costll, *Journal of Law and Economics* 3 (1): 1-44

Baumol and Oates, 1988, *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, Cambridge, UK

Websites

<http://www.coase.org/workingpapers/>

<http://faculty.wcas.northwestern.edu/~mwitte/pf/handouts/coase.html>

6 Capital naturel (environnemental) et social

Définition

Le capital est traditionnellement défini comme étant les moyens de production produits (manufacturés). Une définition plus fonctionnelle du capital est de comprendre le capital comme un [fonds ou un stock](#) (une pêcherie ou une forêt, un puits de pétrole ou un ensemble de machines dans une entreprise) qui produit un (soutenable ou non soutenable) [flux](#) de biens ou de services valorisables dans le futur. Ce qui est véritablement important est l'existence d'un fond ou d'un stock produisant un flux – que le flux ou le stock soit manufacturé ou naturel sera important pour définir le type de capital (Costanza et Daly, 1992 : 38).

Types de capital

En utilisant la définition ci-dessus, Costanza et Daly distinguent trois grands types de capital : naturel, humain et manufacturé, « qui correspondent grossièrement aux facteurs économiques traditionnels de la terre, du travail et du capital » (Costanza et Daly, 1992 : 38).

Le capital naturel est constitué des écosystèmes naturels qui produisent un flux de biens et de services environnementaux valorisables (Costanza 2008). Par exemple une population d'arbres ou de poissons produit un flux ou une récolte annuelle de nouveaux arbres ou poissons, un flux qui peut être soutenable année après année. Le flux soutenable est le « *revenu naturel* » ; il représente la production issue du « *capital naturel* ». Le capital naturel peut également fournir des services comme le recyclage des déchets, le captage de l'eau ou le contrôle de l'érosion, qui sont également comptabilisés comme des revenus naturels. Etant donné que le flux de services que l'on retire des écosystèmes requiert qu'ils fonctionnent en tant que système entier, la structure et la diversité du système est une caractéristique importante du capital naturel (Costanza et Daly, 1992 : 38).

Costanza et Daly font la distinction entre le capital naturel, le revenu naturel et les ressources naturelles via la définition suivante : « le capital naturel et le revenu naturel sont des agrégats des ressources naturelles dans leur dimension séparée de flux et de stock, former ces agrégats requiert une évaluation relative des différents types de stocks et de flux de ressources naturelles ». Donc « le capital et le revenu ont des connotations évaluatives distinctes relatives aux connotations physiques du terme « ressource » ». (Costanza et Daly, 1992 : 38).

Ils différencient deux types de capital naturel : (1) le capital naturel renouvelable, ou actif, et (2) le capital naturel non renouvelable ou inactif (« Fonds » et « Stocks » dans la terminologie de Georgescu-Roegen). Le capital naturel renouvelable est actif et s'auto-entretient grâce à l'énergie solaire (ex : les écosystèmes). Les écosystèmes peuvent être récoltés pour fournir des biens écosystémiques (ex : du bois) mais ils peuvent également fournir des flux de services environnementaux lorsqu'ils sont laissés en place (ex : le contrôle de l'érosion, la capture du carbone, la récréation). Le capital naturel non renouvelable est plus passif (ex : l'énergie fossile, les dépôts de minerais) et ne produit pas de services jusqu'à ce qu'il soit extrait (Costanza et Daly, 1992).

En plus du capital naturel il existe le [capital fait par l'humain](#). Ils distinguent ici (1) le capital manufacturé tel que les industries, les bâtiments, les outils et les autres artefacts physiques et (2) le capital humain comme par exemple le stock d'éducation, de compétence, de culture et de savoir qui est contenu dans les êtres humains. Les semences utilisées en agriculture par exemple, ont été sélectionnées par l'être humain depuis des milliers d'années et requièrent une certaine connaissance pour être utilisées.

Le capital manufacturé, humain ainsi que le capital renouvelable naturel se dégradent à des vitesses substantielles et doivent être maintenus et reconstitués continuellement. Le stock de capital naturel non renouvelable, lui, se dégrade également mais à un taux très lent de sorte que cette dégradation peut être ignorée.

Toutefois, lorsqu'il est extrait et utilisé, il disparaît. Le capital naturel renouvelable produit à la fois des [biens et services environnementaux](#) et se renouvelle lui-même en utilisant son propre stock de capital et de l'énergie solaire. Une récolte excessive des biens issus de ces écosystèmes peut toutefois réduire la capacité naturelle des écosystèmes à produire des services et à se maintenir. *Le capital manufacturé, le capital renouvelable naturel et le capital naturel non renouvelable* interagissent avec le capital humain et la demande économique détermine le niveau de production de biens et services commercialisés. (Costanza et Daly, 1992)

Une grande partie de la discussion sur la soutenabilité en [économie écologique](#) tourne autour de la problématique des limites de la substitution entre les différentes formes de capital. Par exemple, le capital manufacturé peut-il être substitué au capital naturel ? (est-ce que de plus larges flottes de bateaux de pêche peuvent se substituer à la rareté du thon ?).

Goodwin, lui, distingue cinq types de capital : financier, naturel, produit, humain et social. Tous sont des stocks ayant la capacité de produire des flux de produits économiquement désirables, leur maintenance étant « essentielle à la soutenabilité du développement économique » (Goodwin, 2007). Le *capital financier* se réfère au système de possession ou de contrôle du capital physique. Il facilite la production économique mais n'est pas lui-même productif. Le *capital naturel* est fait de ressources et de services environnementaux issus du monde naturel. Le *capital produit* est fait d'actifs physiques générés par l'utilisation des activités humaines productives au capital naturel et est capable de produire un flux de biens et de services. Le *capital humain* fait référence aux capacités productives d'un individu, à la fois héritée et acquise par l'éducation et l'apprentissage, alors que le *capital social* est constitué d'un stock de confiance, de compréhension mutuelle, de valeurs partagées et de savoir socialement acquis. Toutefois, tous les capitaux ne peuvent pas être classés clairement en une seule catégorie. Par exemple quand quelqu'un crée délibérément un stock de nouvelles semences par la reproduction sélective, de telles semences peuvent être vues comme étant partiellement naturelles et partiellement produites – et représentant d'un savoir humain et social. (Goodwin, 2007).

En parlant du *capital naturel* et *social*, Goodwin expose : « C'était d'un point de vue largement anthropocentrique que les économistes ont initialement commencé à classer les stocks d'eau, d'air ainsi que les forêts, les poissons ainsi que les systèmes évolutifs de support – et nous – comme capital naturel. Bien que ce terme ait originellement été utilisé uniquement pour les aspects de la nature que les humains exploitaient – et plus particulièrement les parties qu'ils épuisaient, comme le sol fertile -, une conscience croissante de la complexité et de l'équilibre délicat sur lequel repose la relation entre l'environnement naturel et l'économie humaine a encouragé beaucoup d'entre eux à considérer notre environnement naturel dans son entièreté comme un capital naturel précieux. » (Goodwin, 2007).

Le capital social aujourd'hui

Selon Goodwin (2007), dans nos économies industrialisées actuelles, la reconnaissance du capital social par les économistes est assez récente et a été renforcée par « l'observation que les variations de capital social entre différentes communautés et sociétés peut aider à expliquer une partie des différences de leur développement économique ». (Goodwin, 2007) Le capital social se rapporte maintenant souvent aux caractéristiques d'une société qui encouragent la coopération parmi les groupes sociaux (ex : travailleurs et managers) dont les efforts conjoints et interdépendants sont nécessaires pour atteindre un but commun tel qu'une production efficace. Des études suggèrent que les principes de réciprocité mènent les gens à se faire confiance et à s'entraider les uns les autres, et que ce réseau dense de participation civique encourage les gens à chercher le bénéfice mutuel plutôt que de chercher uniquement leur avantage individuel. Par ailleurs, le *capital social* ressemble aux autres formes de capital dans le sens où il génère un service qui améliore la production tirée d'autres inputs, sans être lui-même utilisé dans le processus de production (Goodwin, 2007). Pour comprendre la notion de capital social, nous devons nous référer aux [institutions](#).

Références:

Costanza, R. and Daly, H., E. (1992): Natural Capital and Sustainable Development. Conservation Biology 6(1), pp.37-46. 132

Costanza, R. (Lead Author), Cleveland, C., J. (Topic Editor) (2008): Natural capital. In: Encyclopedia of Earth. In: Cleveland, C., J. (Eds), Encyclopedia of Earth [online] URL: http://www.eoearth.org/article/Natural_capital [First published in the Encyclopedia of Earth February 26, 2007; Last revised July 31, 2008; Retrieved February 4, 2010].

Goodwin, N. (Lead Author), Global Development and Environment Institute (Content Partner) and Cleveland, C., J. (Topic Editor) (2007): Capital. In: Cleveland, C., J. (Eds), Encyclopedia of Earth [online] URL: <http://www.eoearth.org/article%20/Capital> [First published in the Encyclopedia of Earth April 1, 2007; Last revised October 9, 2007; Retrieved January 14, 2010]

6.1 Taxe sur l'exploitation du capital naturel

Contexte

Le [capital naturel](#) fait référence à la terre, l'air, l'eau, les organismes vivants ainsi que toutes les formations présentes sur la Terre qui nous procurent des biens et services environnementaux requis pour notre survie et notre bien-être. C'est également la base de toute activité économique humaine. Il est composé des ressources naturelles mais également les stocks non-renouvelables de minéraux et d'énergie fossile. Devrions-nous taxer ce que nous voulons éviter (comme la pollution et l'appauvrissement d'une ressource naturelle finie) ?

Le capital humain et manufacturé a traditionnellement été mesuré pour calculer les performances économiques tandis que le capital naturel a toujours été négligé, menant à la perte de ressources, la dégradation de l'environnement naturel et la perte de [services environnementaux](#). Les principes de soutenabilité (forte ou faible) requièrent de maintenir le capital naturel intact, ou au moins de ralentir sa perte tout en attendant des changements technologiques positifs. Afin d'y arriver, un instrument économique encourageant la conservation du capital naturel serait utile. Une des possibilités envisageables à ce sujet est la taxe sur l'exploitation du capital naturel.

Une proposition de réforme des taxes

Cette idée de taxe fut développée par les économistes écologiques Robert Costanza et Herman Daly, l'auteur Paul Hawken et l'écologiste John Woodwell (1995,1998). Leur proposition de « taxe écologique » propose, à revenus totaux inchangés, une redirection de la taxation. En d'autres mots une « taxe sur l'exploitation du capital naturel » ne s'ajouterait pas aux taxes actuelles et serait même compatible avec une réduction des taxes, mais elle changerait radicalement l'orientation du système de taxation en se substituant en grande partie à l'actuelle taxe sur le revenu.

L'objectif de cette proposition de réforme de la taxation est de fournir un incitant à l'utilisation durable des ressources naturelles et des écosystèmes (donc du capital naturel). La consommation de capital naturel serait taxée dans la mesure où les matériaux ne seraient pas recyclés, encourageant dans la mesure du possible leur utilisation en « cycles fermés ». Par exemple, l'utilisation d'énergie fossile (qui ne peut évidemment pas être recyclée) serait taxée mais pourrait être compensée par des crédits à l'investissement dans des alternatives renouvelables. Cette disposition encouragerait le développement de technologies peu coûteuses en énergie et basées sur des sources d'énergie renouvelables.

Selon les auteurs, reporter le fardeau des taxes sur le revenu (et le travail) sur la pollution et l'utilisation des ressources profiterait à la fois à l'économie et à l'environnement en encourageant l'emploi et le revenu, réduisant le besoin de régulation du gouvernement et promouvant l'utilisation soutenable de ressources naturelles et d'écosystèmes. L'aspect neutre de la taxe par rapport au revenu disponible n'augmenterait pas les coûts pour les entreprises, leur offrant plutôt des incitants appropriés à développer de nouvelles technologies, améliorant l'efficacité de leur production et leurs performances environnementales.

De plus, étant donné que la taxe sur l'exploitation du capital naturel serait principalement appliquée au côté « input » de l'économie, la taxe se répercuterait sur l'ensemble du système, influençant les prix de tous les biens et services utilisant du capital naturel, directement ou non. Cela entraînerait le développement de produits économes en capital naturel, qui auraient un avantage compétitif sur les

marchés et remplaceraient donc leurs alternatives non soutenables.

Gagnants et perdants

Comme souvent lors d'une proposition de réforme des taxes, il y aurait à la fois des gagnants et des perdants. Les industries extractives par exemple seraient directement affectées. Les compagnies capables de s'adapter, toutefois, trouveraient de nouvelles opportunités, et donc de nouveaux profits. En outre, étant donné que les taxes sur la consommation – sans mécanismes de compensation - ont un caractère régressif, le transfert des recettes ou d'autres protections serait nécessaire pour empêcher que le poids de la taxe ne retombe trop lourdement sur les populations fragiles.

Difficultés de mise en œuvre

Le principal avantage de cette proposition pour une taxe sur l'exploitation du capital naturel est son potentiel à aligner un outil économique puissant avec la réalité du monde que nous habitons. Toutefois, de nombreux gouvernements hésitent à imposer de telles taxes, particulièrement par peur d'impopularité politique et d'endommager la compétitivité nationale. Au lieu de cela, de nombreux pays d'Amérique latine et d'Afrique sont forcés d'exporter des matières premières à faible prix, tandis que les pays industrialisés mettent l'accent sur des politiques d'efficacité énergétique atteintes grâce à des moyens technologiques (comme la création de labels, de standards et de schémas de meilleures pratiques), et des dérégulation des industries nationales de carburant pour leur apporter plus de compétitivité sur le marché. Ces mesures prises dans les pays industrialisés pourraient paradoxalement créer un [effet rebond](#) qui verrait le prix énergétique plus faible de l'énergie entraîner une plus grande consommation énergétique et une croissance économique encore plus importante.

Le concept même de la taxe est problématique dans le sens où il est difficile de fixer rationnellement le niveau d'une taxe lorsque le volume, l'accessibilité et la facilité de récupération sont inconnus. Par exemple, le montant de la taxe et le niveau d'urgence de conservation est très différent si le taux d'exploitation est de 10%, 0,1% ou 0,001% du total des ressources annuelles. Nous approchons du pic de pétrole et plus tard du pic du gaz. Les ressources prouvées sont limitées à quelques dizaines d'années. L'extraction devrait être taxée, mais dans ce cas le taux d'extraction d'autres sources telles que le charbon augmenterait. Les limites d'exploitation des organismes marins sont peut-être plus apparentes, mais des procédures telles que l'aquaculture et la fertilisation de la mer pourraient radicalement changer les équations et les hypothèses.

Il existe également des problèmes de mise en œuvre : un système de taxes sur l'exploitation du capital naturel nécessiterait un accord international - ou du moins l'existence de cartels (comme l'OPEP) - pour empêcher l'accès libre au marché de la ressource aux pays n'ayant pas mis en œuvre la taxe.

Références:

Costanza, R., Daly H., Hawken P. and Woodwell, J., 1995. "Non-partisan ecological tax reform: a win-win proposal that is economically efficient, socially equitable, and ecologically sustainable". *International Society for Ecological Economics Newsletter*, 6:3, pp. 3 and 8.

S. Bernow, R. Costanza, H. Daly, R. DeGennaro, D. Erlandson, D. Ferris, P. Hawken, J. A. Horner, J. Lancelot, T. Marx, D. Norland, I. Peters, D. Roodman, C. Schneider, P. Shyamsundar, and J. Woodwell, 1998, *Ecological tax reform*, *BioScience* 48:193-196.

7 Cogestion et conservation de la nature

Origines

De nombreuses sociétés traditionnelles formaient – et forment toujours – des systèmes relativement fermés dans lesquels les ressources naturelles sont gérées au travers d'interactions complexes de réciprocités et de solidarités. Le dialogue et la discussion entre les parties concernées – la "cogestion" – sont toujours pratiqués dans certaines de ces sociétés. Les formes de propriété collective et de savoirs locaux sont des éléments cruciaux dans la cohésion et la soutenabilité des systèmes traditionnels. L'émergence historique des puissances coloniales et des Etats-nations, et l'imposition de leur autorité sur la plupart des terres et ressources naturelles communes, ont pratiquement partout conduit à la fin des systèmes traditionnels de gestion des ressources. L'expansion capitaliste et la domination de pratiques "scientifiques", modernes et basées sur des experts, ont affaibli les systèmes locaux, y compris ceux des [droits coutumiers](#). Les conflits et la méfiance entre les populations locales et l'Etat se sont généralisés. La gestion basée sur la communauté a largement été substituée par des pratiques imposées par l'intermédiaire des lois nationales (e.g., la nationalisation des terres) ou par des acteurs externes. Borrini-Feyerabend *et al.* (2000) écrivent à ce sujet « (qu') évaluer si le dialogue honnête et la confrontation directe constituent la meilleure stratégie pour protéger les intérêts des groupes les moins privilégiés ne peut être fait que dans des contextes spécifiques ».

Certains de ces groupes et populations optent pour la confrontation avec peu ou sans place pour le compromis. C'est le choix de certaines populations indigènes combattant pour la reconnaissance élémentaire de leurs droits ancestraux. D'autres tentent de trouver une place à la table des négociations avec des acteurs plus puissants (entreprises, gouvernements) et rencontrent de nombreux obstacles et difficultés. Dans certains cas, tous les populations et individus possédant des intérêts sur un territoire donné, d'une zone ou de ressources comprennent que la

coopération est nécessaire pour une gestion efficace et efficiente des ressources naturelles, et acceptent de coopérer dans l'intérêt de chacun. Cette dernière attitude n'est peut-être pas la plus courante mais se répand. Elle correspond à ce qu'on désigne par "cogestion".

Eléments constitutifs

Selon la conservatrice Borrini-Feyerabend et son équipe (2000), la cogestion des ressources naturelles se rapporte à :

- Une approche pluraliste de gestion des ressources, incluant une diversité de partenaires dans une diversité de rôles, dans le but final d'un partage soutenable et équitable des bénéfices et des responsabilités associées aux ressources.

- Un processus politique et culturel : rechercher la justice sociale et la "démocratie" dans la gestion des ressources naturelles.

- Un processus nécessitant certaines conditions de base pour se développer, parmi lesquelles : (1) accès complet à l'information sur les questions et les options pertinentes, (2) liberté et capacité de s'organiser, (3) liberté d'exprimer ses besoins et préoccupations, (4) un environnement social non-discriminant, (5) la volonté des partenaires de négocier et (6) la confiance et le respect des accords.

- Un processus complexe, souvent long et parfois confus, impliquant des changements fréquents, des surprises, parfois des informations contradictoires et le besoin de revenir sur ses pas.

L'expression d'une société mûre, qui comprend qu'il n'y a pas de solution "unique et objective" pour gérer les ressources naturelles mais plutôt une multitude d'options différentes qui sont compatibles avec les savoirs indigènes et les preuves scientifiques et capable de rencontrer les besoins de conservation et de développement.

7.1 Gestion forestière participative

Né au début des années 1970, le concept de gestion forestière participative (Joint Forest Management, en anglais) est le terme officiel et répandu en Inde et ailleurs pour désigner les partenariats de gestion forestière entre l'administration forestière nationale et les populations locales. Même si les régimes changent d'un Etat à l'autre, le système fonctionne avec des villageois acceptant de participer à la sauvegarde des ressources forestières en les protégeant du feu, du pâturage et de la récolte illégale en échange de quoi ils reçoivent des produits forestiers non ligneux et une partie des revenus issus de la vente des produits ligneux. Ce concept est né en réponse aux nombreux conflits autour des forêts, notamment le mouvement Chipko des années 1970 dans la région de l'Himalaya (Guha, 2009).

L'objectif premier de la gestion forestière participative est d'assurer une utilisation durable des forêts pour rencontrer équitablement les besoins locaux tout en assurant

la soutenabilité environnementale. La prémisse centrale de ce concept est que les hommes et les femmes qui dépendent des forêts au niveau du village ont le plus grand intérêt dans la gestion forestière durable. La base officielle de la gestion forestière participative fut élaborée par la Politique Forestière Nationale Indienne de 1988 qui prévoyait l'implication des personnes en assurant leurs besoins de base liés à la forêt et en gérant leurs ressources locales. S'il s'agissait d'une initiative de valeur, Bina Agarwal (2001) indique tout de même que certains groupes en ont été exclus sur la base du sexe ou de la caste.

Références:

Borrini-Feyerabend, G., Farvar, M.T., Nguingiri, J.C. and Ndangang, V.A., 2000. Co-management of natural resources: organising, negotiating and learning-by-doing. Heidelberg: GTZ and IUCN, Kasperek Verlag. 26

Guha, R., 2009. The unquiet woods: ecological change and peasant resistance in the Himalaya. Expanded Edition. Delhi: Permanent Black.

8 Complexité

Définition

La complexité est un état des systèmes composés de nombreuses parties interconnectées, où le comportement du système complet ne peut être complètement compris en analysant simplement le comportement de ses composantes.

Les systèmes complexes sont adaptatifs et génèrent une nouvelle qualité de comportement commun *via* l'auto-organisation. Ils sont fréquemment caractérisés comme ayant une sensibilité extrême aux conditions de départ et un comportement émergent qui ne sont pas prévisibles ou complètement déterminants (Meyers, 2009). Echouer à comprendre la complexité mène souvent à la résistance politique et à l'aggravation des problèmes. Ignorer les distances spatiales et temporelles entre les causes et les effets mènent typiquement à des politiques qui génèrent une amélioration temporaire avant que les problèmes ne s'aggravent (Sterman, 2000).

Selon Sterman (2000), les systèmes humains et naturels combinent différentes caractéristiques qui donnent lieu à la complexité :

- **Dynamique**, les systèmes changent selon de nombreuses échelles de temps qui interagissent parfois entre elles ;
- **Couplage**, qui renvoie à la notion selon laquelle "tout est connecté à tout", donnant les multiples intra- et interrelations entre les acteurs et les systèmes naturels ;

- **Feedback**, où les décisions prises dans des systèmes couplés mènent à des actions qui influencent les décisions ultérieures ;
- **Non-linéarité**, caractérisant des relations où les effets ne sont pas proportionnel aux causes ;
- **Dépendance historique**, certaines décisions créent des chemins de dépendance, empêchant des options alternatives et menant à des actions irréversibles ;
- **Auto-organisation**, décrivant les situations où le comportement émerge spontanément de la structure interne des systèmes. De petites perturbations aléatoires sont souvent amplifiées et moulées par la structure de rétroaction générant différents modèles temporels et spatiaux ;
- **Adaptivité**, faisant référence aux changements dans les capacités et les règles de décision des agents dans les systèmes complexes, menant à des processus d'évolution et d'apprentissage.

Divers outils et méthodes mathématiques et de modélisation (e.g, automate cellulaire, théorie des jeux, dynamique des systèmes) ont été progressivement appliqués aux questions scientifiques, sociétales et d'ingénierie qui peuvent seulement être adéquatement décrites en termes de complexité et de systèmes complexes (Meyers, 2009).

Les systèmes complexes deviennent le centre de l'innovation de la recherche et de l'application dans de nombreux domaines, fournissant une justification théorique à une [approche post-normale](#) de la gestion de questions liées à la science (Funtowicz and Ravetz, 1994). C'est le cas en [économie écologique](#), où l'engagement de communautés de connaissance complexe a été préconisé pour répondre aux systèmes et aux environnements socio-physiques interagissant de manière complexe (Henshaw, 2010).

Références:

Funtowicz, S., Ravetz, J. 1994. Emergent Complex Systems. *Futures*, 26 (6), 568-582.

Henshaw, Philip (Lead Author); Mark McGinley (Topic Editor). 2010. "Complex systems." In: Encyclopedia of Earth. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). [First published in the Encyclopedia of Earth January 18, 2010; Last revised January 25, 2010; Retrieved February 7, 2010]. <http://www.eoearth.org/article/Complex_systems>

Meyers, R. 2009. *Encyclopedia of Complexity and Systems Science*. Springer, New York, USA.

Sterman, J. 2000. *Business Dynamics. Systems Thinking and Modeling for a Complex World*. McGraw-Hill, USA.

Websites

<http://comdig.unam.mx>

<http://www.springer.com/physics/complexity>

<http://complexityblog.com/>

9 Consommation

Définition

Caractéristique du phénomène social de toutes les sociétés en tout temps, la consommation peut être définie comme l'acquisition, l'utilisation et la destruction de biens et de services. Elle consiste en la valeur des biens et des services achetés par les personnes ; les achats individuels sont agrégés dans le temps et dans l'espace. La consommation est alors l'agrégat de toute activité économique qui n'entraîne pas la conception, la production et le marketing de biens et de services, et représente généralement la composante la plus importante du PIB. De nombreuses personnes jugent la performance économique de leur pays principalement en termes de niveau et de dynamiques de consommation.

Classification et modèles

La consommation peut être classée selon la soutenabilité des objets achetés. Ainsi, une classification large sépare les biens durables (tels que les voitures et les télévisions) des biens non-durables (la nourriture, par exemple) et des services (comme un restaurant). Ces trois catégories montrent souvent différents rythmes de croissance. Dans les pays Occidentaux, la consommation a augmenté de manière continue sur les 60 dernières années, à l'exception de quelques récessions importantes. La croissance de la consommation a été plus lente que celle de l'investissement privé ou des exportations. En particulier, les services ont toujours été systématiquement en croissance (mesurée en valeur économique et en statistiques d'emploi) relativement stable, la croissance des biens non-durables a souvent suivi les cycles économiques et celle des biens durables a souvent dépassé les fluctuations du PIB.

Les biens et services sont consommés pour la satisfaction de besoins. Les dépenses sont influencées par le revenu et de nombreux autres facteurs : les styles de vie, les habitudes, l'âge des membres du ménage, les attitudes envers l'épargne et la consommation, un niveau de consommation à maintenir et améliorer au fil du temps, les décisions concernant les stratégies d'épargne, les opportunités d'obtenir

un crédit à la consommation, les décisions d'acquisition passée, les propositions de ventes et la sensibilité à la publicité. Alors que l'économie orthodoxe, néoclassique insiste sur la "souveraineté du consommateur", traduisant le droit des consommateurs à révéler leurs préférences dans le marché en achetant ce qu'ils souhaitent acheter, d'autres traditions en économie (par exemple, l'économie institutionnelle de Thorstein Veblen) ont essayé de trouver et d'expliquer des modèles sociaux de la consommation. Veblen forgea l'expression "consommation ostentatoire" dans le but de rendre compte du comportement des consommateurs qui achètent des biens de prestige pour montrer leur position privilégiée dans la hiérarchie sociale.

Dans les années 1970, Fred Hirsh en vint presque à prendre une position environnementaliste lorsqu'il appliqua le terme "biens positionnels" aux produits et aux services (tels que les maisons de vacances en bord de mer ou l'adhésion à un club de golf dans les pays arides) qui sont exclusifs par nature, et seraient inaccessibles à la majorité de la population même si les revenus devaient augmenter. En prenant cette perspective, l'on peut se demander si les voitures sont aussi des "biens positionnels" au niveau global. Vue de manière critique, la littérature s'intéressant au marketing et à la publicité peut être utilisée pour classer et comprendre les modèles et les motivations sociales de la consommation.

Dans la théorie économique, il existe un présupposé général selon lequel les biens peuvent se substituer les uns aux autres. Si le prix des pommes augmente, les personnes achèteront des poires. Les exceptions à cette règle ont donné naissance à la notion de "préférences lexicographiques". Ces préférences sont vues comme des cas très spéciaux, tels que ceux présents dans les [enquêtes s'intéressant à la disposition à accepter une compensation](#), lorsque les personnes refusent d'abandonner un beau paysage ou d'accepter de perdre une espèce quel qu'en soit le prix. Mais ce type de préférence n'est pas si étrange. D'un point de vue biologique, nous savons que la quantité minimale d'eau ou de nourriture (énergie endosomatique) ne peut être substituée par quoi que ce soit d'autre. En [économie écologique](#), nous contestons l'idée selon laquelle la consommation doit être seulement expliquée par des préférences subjectives, impénétrables.

9.1 Consommation soutenable

L'économie orthodoxe fait complètement l'impasse sur le fait que toute consommation entraîne des [flux matériels](#) et des transformations d'énergie, ainsi que du travail. Les formes contemporaines de consommation posent cependant fréquemment la question de la soutenabilité ; aujourd'hui, la plupart des personnes sont d'une façon ou d'une autre conscientes que l'espèce humaine laisse un héritage de destruction : changements climatiques, perte de biodiversité, épuisement de diverses ressources minérales et fossiles. Sur la dernière décennie, de nombreuses recherches ont fait s'entrecroiser les questions de consommation avec celles de dégradation environnementale. Par exemple, l'achat de nombreux

appareils ménagers est associé avec la consommation d'énergie, d'eau et d'autres ressources. D'un point de vue d'économie écologique, nous faisons face à un dilemme clair : d'une part, les pressions environnementales nécessitent que la consommation soit limitée, probablement en termes absolus. D'autre part, la plupart des économistes soutient que la consommation est associée au bien-être et ne devrait pas connaître de limites.

Attention politique

Le comportement de consommation est un déterminant important de l'impact que la société a sur l'environnement. Les actions que les personnes prennent et les choix qu'elles font – consommer certains produits et services plutôt que d'autres ou vivre d'une certaine façon – ont tous des impacts directs et indirects sur l'environnement, ainsi que sur le bien-être personnel (et collectif). C'est pourquoi le sujet de la 'consommation soutenable' est devenu un point d'attention central des politiques nationales et internationales. La distinction de Max-Neef entre les ["besoins" et les "satisfacteurs" de besoins](#) est ici très pertinente.

Les questions posées par la soutenabilité aujourd'hui sont de plus en plus concentrées sur le problème des modèles de consommation. Dans ce contexte, la consommation soutenable appelle à l'intégration d'une série de problèmes. "La consommation soutenable" est un mot générique qui sous-tend une série de questions clés telles que la rencontre des besoins, l'amélioration de la qualité de vie, l'amélioration de l'efficacité, la minimisation des déchets, la prise d'une perspective de cycle de vie, la prise en compte de la dimension éthique." (UNEP, 2001). Les pratiques et styles de vie non-soutenables continuent cependant de dominer. Les flux matériels et énergétiques doivent diminuer au niveau global mais la façon avec laquelle cet objectif doit être atteint n'est pas claire.

Les consommateurs sont vus comme des sources diffuses et multiples de pollution. Dans ce contexte, les gouvernements comptent de plus en plus sur la conscientisation des consommateurs et l'apport de meilleures informations sur les impacts générés par les produits dans le but d'aider les consommateurs à faire de meilleurs choix. Mais les politiques actuelles n'affectent que très partiellement les fondations de ces choix : la liberté d'action est justifiée par un marché libre et sans entrave. La consommation soutenable nous demande de considérer des questions qui vont au-delà de l'individu lorsque nous achetons. Cela n'inclut pas seulement les impacts écologiques de nos achats mais aussi l'équité, les droits humains et les dimensions politiques de la soutenabilité dans les processus de production et de consommation des biens et des services.

Redéfinir et s'attaquer à la consommation

En adoptant une perspective écologique, nous pouvons retourner à l'étymologie du mot consommation. Consommation vient d'abord de *cum-summa*, qui signifie faire le compte, compléter, atteindre. Il serait sage de déplacer la définition de la

consommation depuis une définition qui a, par nature, impliqué la destruction pour satisfaire le plaisir humain, jusqu'aux racines étymologiques du mot, à une définition qui met l'accent sur, apprécie et est compatible avec les processus entremêlés d'engagement dans les relations avec les êtres (humains et non humains) dans notre environnement, qui nous complètent comme êtres humains.

Cependant, pour éviter les propositions irréalistes dans la poursuite de la consommation soutenable, les fonctions sociales de la consommation doivent être comprises. L'histoire de la consommation nous montre comment la société de consommation actuelle est extrêmement fragmentée et multiple, concentrée sur une multitude d'individus. Ce modèle social récent est basé sur la promotion des choix et des actions individuels. La rhétorique de la 'souveraineté du consommateur' est contre-productive parce qu'elle considère les choix comme étant individuels et échoue à démêler les influences sociales, psychologiques et institutionnelles sur les comportements privés. Ce que nous décidons d'acheter est influencé par de nombreux facteurs, y compris notre âge et notre état de santé, notre lieu de résidence, notre revenu et notre richesse, notre humeur, nos croyances sociales et nos relations.

Les études de la consommation s'intéressent au comment et au pourquoi les groupes et les individus consomment des biens et des services, et la façon avec laquelle cela affecte la société et les relations humaines. Les études contemporaines se concentrent sur le sens des biens, le rôle de la consommation dans la formation de l'identité et la société du 'consommateur'. La consommation n'est pas seulement une façon de rencontrer les besoins, elle est aussi une manière de produire des interactions sociales et de construire des relations au monde au travers des objets. Questionner la consommation de marchandises et l'accumulation d'objets nécessite d'autres formes sociales, nécessairement plus collectives. Les questions essentielles dans l'analyse de la consommation sont donc premièrement "Comment les produits trouvent leur chemin dans la vie des gens ?", et deuxièmement, "Comment affectent-ils et comment sont-ils affectés par les pratiques quotidiennes ?".

Références:

John Lintott (1998), Beyond the economics of more: the place of consumption in ecological economics, *Ecological Economics* 25 (1998) 239 – 248

UNEP (2001), *Consumption Opportunities: Strategies for Change*, United Nations Environment Programme, Paris.

Tim Jackson, *Motivating Sustainable Consumption. A review of evidence on consumer behaviour and behavioural change. A report to the Sustainable Development Research Network*, 2005 : <http://www.comminit.com/en/node/219688>

10 Contrôlabilité d'entreprise

La capacité de rendre des comptes d'entreprise – sa contrôlabilité ou son *accountability* en anglais – peut être définie comme la capacité des personnes affectées par une entreprise à contrôler le fonctionnement de cette entreprise. Ce concept implique des changements fondamentaux de la structure légale dans laquelle opèrent les entreprises. Elle inclut les obligations environnementales et sociales, qui viennent s'ajouter aux obligations en matières financières auxquels les directeurs sont soumis. Elle implique aussi l'existence de droits légaux permettant aux populations locales d'être dédommagées lorsqu'elles ont souffert du non-respect de ces obligations (Friends of the Earth, 2005).

Au lieu d'encourager les entreprises à rendre volontairement compte de leurs activités et de leurs impacts pour améliorer leurs performances sociales et environnementales, le "mouvement" de la contrôlabilité d'entreprise pense que les entreprises doivent être tenues de rendre des comptes – ce qui implique l'applicabilité. Il s'agit d'une position plus radicale que celle préconisée par la RSE ([responsabilité sociale d'entreprise](#)). Au fil des années, des ONG et des parties prenantes locales ont mené dans le monde entier d'innombrables campagnes contre des entreprises sur des questions précises. Parfois, les entreprises ont été trainées en justice. Des cas bien connus ont résulté de la loi américaine ATCA (Alien Tort Claims Act) ; citons notamment l'affaire Chevron-Texaco en Equateur et Bhopal en Inde contre Union Carbide (devenue plus tard Dow Chemical). Ces procès réclamaient des dédommagements pour les dégâts environnementaux (voir [dette écologique](#)) laissés par ces entreprises.

Des campagnes ont persuadé des milliers de consommateurs d'acheter du papier recyclé, du café, du thé, du chocolat et des bananes biologiques et issus du commerce équitable, des aliments sans OGM, du bois qui a été certifié 'soutenable' par le Forest Stewardship Council (FSC), etc. Tout cela est appelé le consumérisme vert. Depuis une perspective de contrôlabilité d'entreprise, le consumérisme vert et la RSE volontaire se concentrent sur le consommateur et sur l'entreprise individuelle (souvent localisée au Nord) et ignorent les questions de [justice environnementale](#) et sociale pour les communautés (souvent localisées au Sud).

Cette perspective fait abstraction de la question de savoir s'il est juste pour les gouvernements du Nord de se contenter de laisser faire les individus et les entreprises selon leur bon vouloir, en ne faisant rien alors que des communautés indigènes sont chassées de leurs terres et que des forêts tropicales sont détruites pour produire à bas prix de la bauxite, du pétrole ou du gaz, ou encore de l'huile de palme pour les consommateurs du Nord. D'après les ONG, si nous souhaitons de la justice sociale et environnementale, le temps est certainement venu de mettre en place des normes communes de performance sociale et environnementale. Pour ce faire, il faut modifier la structure légale de façon à autoriser les individus à tenir pour responsables des entreprises en cas de méfaits sociaux et environnementaux.

Comme résumé par l'Institut de recherche des Nations Unies pour le développement social (IRNUDS), l'agenda de la contrôlabilité d'entreprise inclut des propositions visant à l'établissement de mécanismes institutionnels pour tenir les entreprises responsables, plutôt que de simplement encourager les entreprises à volontairement améliorer leurs normes. Les initiatives de contrôlabilité d'entreprise promeuvent des procédures de dépôt de plaintes, des contrôles indépendants, la conformité aux lois nationales et internationales et aux autres normes en vigueur, et à la réparation en cas de mauvaises pratiques.

Références:

Clapp, J. and P. Utting, eds. Corporate Accountability and Sustainable Development, Oxford University Press, Delhi, 2008. 39

Friends of the Earth, Briefing: Corporate Accountability, April 2005. Accessed 01 March, 2010 from

http://www.foe.co.uk/resource/briefings/corporate_accountability1.pdf

Websites:

<http://stopcorporateabuse.org/our-history>

11 Coût d'opportunité

Définition

Le coût d'opportunité est l'un des concepts les plus basiques en économie. Une règle économique fondamentale est « ne fais jamais rien qui n'ait une valeur supérieure au coût d'opportunité que cela entraîne ». Le coût d'opportunité exprime l'idée que pour chaque choix, le véritable coût économique est le sacrifice de sa meilleure alternative. Ou, en d'autres termes, le coût d'opportunité est le bénéfice net abandonné car la ressource fournissant le service ne peut plus être utilisée pour sa seconde meilleure utilisation. Par exemple, supposons qu'un fermier coupe une forêt pour agrandir son champ. Si la perte d'arbres, de feu de bois et de la fonction de purification de l'eau est la meilleure alternative à l'expansion du champ, alors le coût d'opportunité est la valeur que ceux-ci ont. Un autre exemple serait le choix d'utiliser une section particulière d'une rivière pour faire soit du canoë soit une centrale hydroélectrique. Etant donné que la construction d'un barrage nécessaire à la génération de l'électricité inonderait les rapides, les deux utilisations sont incompatibles. Le coût d'opportunité de produire de l'électricité est donc l'abandon du profit net tiré du canoë.

Coût d'opportunité et rareté des ressources

Le concept de coût d'opportunité est lié à la notion de rareté des ressources. En

effet, le système économique englobe une certaine quantité de ressources relativement limitées (terrains, machines industrielles, matières premières, travail). Chaque action implique un coût d'opportunité lié à l'utilisation d'une ressource pour un objectif plutôt qu'un autre. Si quelqu'un choisit de passer du temps à se reposer plutôt qu'à construire une étagère, le coût d'opportunité est la valeur de l'étagère qui aurait pu être produite. Le temps est une ressource rare ; l'utiliser pour se reposer implique une perte nette d'opportunité pour faire des étagères. Donc, les coûts d'opportunité ne sont pas restreints à des coûts monétaires ou financiers : le vrai coût de production perdue, le temps perdu, le plaisir ou tout autre bénéfice devraient également être considérés comme des coûts d'opportunité.

Le coût d'opportunité peut également être utilisé pour mesurer l'effet économique de l'augmentation de la rareté d'une ressource naturelle, dans ce cas on mesure ce qu'une société doit abandonner pour obtenir une unité additionnelle de la ressource étudiée. De plus, les différences de qualité d'une ressource affectent également l'économie via le coût d'opportunité. Le coût d'opportunité est équivalent aux biens et services qui ne peuvent être produits car l'énergie est utilisée pour produire un bien et service alternatif. Par exemple, l'énergie utilisée pour récolter du bois ne peut pas être utilisée pour chauffer une habitation.

Utilisations

L'approche par coût d'opportunité est une technique très utile lorsque les coûts de certaines utilisations, comme la préservation et la protection d'habitats, de sites culturels ou de sites historiques, ne peuvent pas être directement évalués. Par exemple, dans un parc naturel, le coût de protection d'une forêt serait évalué en utilisant le montant du bénéfice que l'on tirerait de la récolte du bois dans celle-ci. De même, dans la proposition d'ITT de Yasuni en Equateur en 2007, le gouvernement était prêt à abandonner le revenu qu'il aurait tiré de l'extraction de 850 millions de barils de pétrole (en prenant en compte les bénéfices liés à la protection de la biodiversité, le droits des populations indigènes et les émissions de CO₂ évitées), mais il demanda une contribution extérieure des autres pays devant couvrir la moitié des « coûts d'opportunité » (c'est-à-dire la moitié des revenus qui auraient été obtenus grâce à l'extraction et la vente du pétrole).

Difficultés de mise en œuvre

A ce sujet, le coût d'opportunité est un instrument crucial pour s'assurer que les ressources sont utilisées efficacement. Il a été décrit comme exprimant la « relation basique entre la rareté et le choix. » Toutefois, nous devons signaler que les difficultés d'évaluation des bénéfices tirés de la préservation de l'environnement peuvent mener à une allocation inefficace des ressources. Le concept de coût d'opportunité est également au cœur du débat entre l'économie de l'environnement standard et l'économie écologique sur la façon dont ils appréhendent le monde. Alors que les premiers voient l'économie comme un tout, puisant dans la nature ou l'environnement comme dans d'autres secteurs de la macroéconomie (forêts,

pêcheries, pâturages, mines, puits, sites d'écotourisme, etc.), la seconde envisage la (macro) économie comme faisant partie d'un tout, à savoir la Terre, ses écosystèmes et son atmosphère, et donc d'un écosystème fini, matériellement fermé et stable.

A partir de là, si l'économie croissait dans le vide (comme elle le fait selon l'économie standard), elle n'empiéterait sur rien du tout et sa croissance n'aurait pas de coût d'opportunité, elle pourrait donc s'étendre sans limites. Mais étant donné que l'économie croît dans un écosystème fini, la croissance de la macroéconomie implique un sacrifice matériel (le coût d'opportunité). Donc la croissance a un coût et, à un certain moment la croissance continue de la macroéconomie, nous coûtera plus qu'elle ne nous rapporte. C'est ce que l'on appelle la croissance non économique (selon les mots d'Herman Daly). Dans une situation où l'économie reste marginale par rapport à l'écosystème (comme par exemple dans le monde pré-industriel), il n'y aurait pas besoin de stopper la croissance puisque les ressources seraient abondantes et le coût d'opportunité de l'expansion économique serait insignifiant. Mais à long terme, avec une croissance continue, nous sommes arrivés à un moment où le coût d'opportunité de la croissance est significatif. Selon beaucoup d'économistes environnementalistes et de partisans de la [décroissance](#) économique soutenable, nous sommes déjà dans une telle situation.

Références:

H. E. Daly, 2007, *Ecological Economics and Sustainable Development, Selected Essays of Herman Daly*, Northampton MA: Edward Elgar Publishing.

T. M. Crowards, 1998, Safe Minimum Standards: Costs and Opportunities, *Ecological Economics*, vol. 25 (3), pp. 303-314.

James M. Buchanan, 1987, Opportunity Cost, *The New Palgrave: A Dictionary of Economics*, vol. 3, pp. 718–21.

Websites:

<http://www.eoearth.org/article>

http://www.ecoeco.org/education_encyclopedia.php

12 Coût de transaction

Définition

En économie, un coût de transaction est un coût contracté lors d'un échange économique. Par exemple, lors de l'achat d'un bien, le prix payé n'est pas seulement

le prix du produit mais également celui de l'énergie et des efforts ayant été nécessaires pour déterminer la meilleure variété, où la trouver et à quel prix, le coût du déplacement, etc. Tous ces coûts, excepté le prix du produit lui-même, représentent les coûts de transaction.

Utilisation en économie écologique

L'écologie économique insiste sur le rôle important des coûts de transaction lorsqu'on étudie les [négociations coasiennes](#) ainsi que la gestion du commerce d'émissions et de l'utilisation de mécanismes incitatifs pour la protection environnementale. La [gouvernance](#) environnementale implique typiquement des transactions administratives plutôt que des transactions de marché. Voici quelques exemples de transactions bien connues:

- Coûts d'information et de recherche : coûts associés à la recherche de marché.
- Coûts de négociation : coûts entraînés par la négociation d'un accord acceptable avec l'autre partie.
- Coûts de maintien de l'ordre et de respect des décisions prises : coûts payés pour s'assurer que l'autre partie respecte les termes du contrat et, dans le cas échéant, pour entamer des poursuites légales.

McCann et Easter par exemple, mesurent l'ampleur des coûts de transaction associés à quatre politiques de réduction de pollution issue de sources diffuses (non point source – NPS). Dans leur étude, les coûts de transaction sont par exemple la collecte et l'analyse des informations, les coûts de promotion de la mesure, son lobbying, son design, sa mise en œuvre et sa surveillance. Des interviews avec le staff du programme mesurent la quantité de travail requis pour chaque tâche et le transforment ensuite en coûts monétaires. Les résultats atteints montrent qu'une taxe sur les fertilisants a le coût de transaction le plus faible tandis que la mise sur pied d'un programme permanent de servitude environnementale (voir ci-dessous) est l'option la plus onéreuse.

Les **programmes de servitude environnementale** consistent à transférer certains droits de propriété d'un terrain à une organisation de protection de la nature sans en transférer la possession. Cet accord est ensuite juridiquement reconnu et est "lié au sol" à perpétuité, même si le terrain est vendu ou légué par le propriétaire à quelqu'un d'autre.

Dans le domaine de la régulation environnementale, des systèmes variés d'échange d'émissions ont de plus en plus été utilisés pour remplacer l'approche command-and-control. Toutefois, les coûts de transaction sont souvent élevés dans les systèmes de permis échangeables. De ce fait, les gains commerciaux potentiellement réalisables sont loin d'être atteints. Plusieurs facteurs peuvent

contribuer à ces coûts élevés :

- L'incapacité, dans certains programmes, qu'ont les acheteurs et les vendeurs de s'identifier ;
- L'approbation régulatrice longue et coûteuse ;
- La grande difficulté pour les firmes d'anticiper les modalités d'émission et de réduction des émissions que fixeront les régulateurs

Problèmes

Pour les produits individuels échangés sur les marchés, les coûts de transaction sont relativement bas et peuvent être suffisamment surmontés par les agents. En réalité toutefois, les coûts de transaction sont bien souvent très élevés, c'est le cas chaque fois qu'une externalité affecte plus qu'un petit nombre d'agents. Par exemple, un fermier polluant son arrivée d'eau peut n'être que l'un des nombreux fermiers en amont, affectant l'eau de milliers d'habitants situés en aval. Amener tous les agents concernés à une table de négociation est quasiment impossible, et même si cela pouvait être accompli certains pourraient décider de faire cavalier seul, ce qui pourrait poser problème. Par exemple, dans le cas d'une personne vivant sur les rives d'une rivière polluée par des fermiers et dont les voisins ont accepté de payer pour réduire la pollution, elle pourrait préférer ce niveau de réduction sans rien payer plutôt qu'un peu plus de réduction tout en devant investir de l'argent.

En plus du manque de définition standardisée, un autre défaut vient de la difficulté à estimer les coûts de transaction. Ils sont en effet principalement déterminés conjointement avec les coûts de production, de sorte qu'il est difficile de les estimer séparément. Dans les études empiriques, une mesure directe des coûts de transaction consiste simplement à évaluer la valeur des ressources utilisées pour localiser un partenaire commercial et exécuter les transactions, mais il peut également être mesuré en calculant la différence entre le prix payé par l'acheteur et celui reçu par le vendeur.

Références:

R. Coase, 1961, The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3:1-44

B. Colby, 1990, Transaction costs and efficiency in western water allocation, *American Journal of Agricultural Economics* 72: 1184-92.

L. McCann and K.W. Easter, 1997, Transaction costs of policies to reduce agricultural phosphorous pollution in the Minnesota River, *Land Economics* 75 (3): 402-414

13 Découplage et dématérialisation de l'économie

Définition

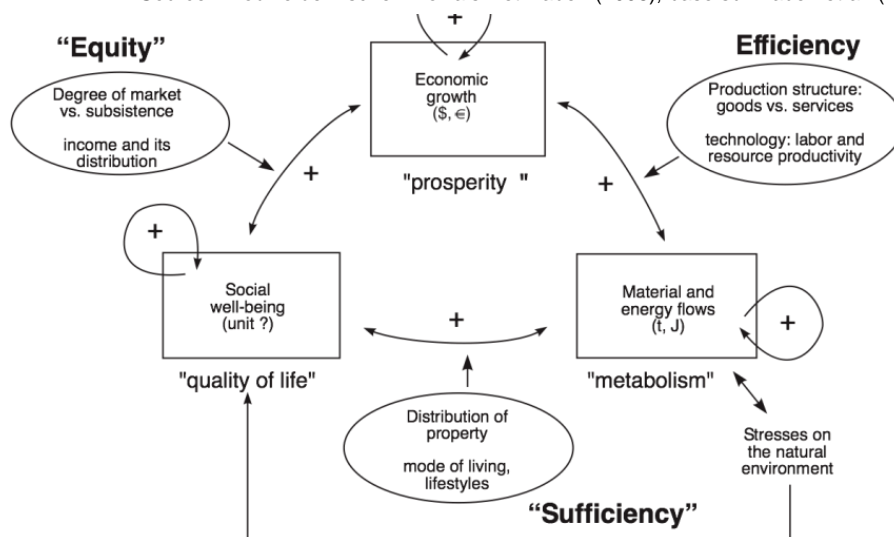
Le cadre d'analyse de flux de matière et d'énergie fournit un outil pour surveiller les progrès en termes de découplage (déconnexion ou séparation) du [bien-être](#) social et économique de l'utilisation de ressources biophysiques. Le découplage pourrait se produire d'au moins trois façons : (1) la croissance économique – mesurée par la croissance du PIB, par exemple – pourrait être découplée des flux énergétiques et matériels (une augmentation dans l'“efficacité” menant à la “dématérialisation”) ; (2) les flux énergétiques et matériels pourraient être découplés du bien-être social (“sufficiency”) et (3) le bien-être social pourrait être découplé de la croissance économique (“equity”) (Haberl et al. 2004). C'est ce qu'indique le modèle ci-dessous.

Situations observées

Selon Haberl et al. (2004), les études sur la relation entre croissance économique et flux matériel national révèlent trois modèles : (1) “pas de découplage”, lorsque les flux matériels augmentent plus rapidement ou aussi rapidement que le PIB, comme ce fut le cas pour la Grèce lors des deux dernières décennies (voir Eurostat, 2002) ; (2) “découplage relatif”, une situation où la quantité de matière et d'énergie nécessaire pour produire 1\$ de PIB décline au cours du temps – c'est un processus observé dans de nombreux pays (voir Eurostat, 2002 ; Fischer- Kowalski and Amann, 2001 ; Schandl et al., 1999) et (3) “découplage absolu” dans le sens où les flux agrégés de matière et d'énergie d'une économie déclinent au cours du temps alors que le PIB continue à augmenter – cette tendance a été observée dans certaines économies industrielles telles que celles de l'Allemagne ou des Pays-Bas (Eurostat, 2002) même si le rôle du commerce doit aussi être pris en compte. Par exemple, la production de matières premières et de produits *material-intensive* peut être externalisée grâce aux échanges commerciaux.

Figure 1 : interrelations entre les flux de matière et d'énergie, la croissance économique et le bien-être social.

Source : modifié de Fischer- Kowalski et Haberl (1998), basé sur Haberl et al. (2004)



Références:

Eurostat, 2002. Material use in the European Union 1980–2000: Indicators and analysis. Luxembourg, Eurostat, Office for Official Publications of the European Communities.

Haberl, H., M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, H. Weisz, V. Winiwarter (2004): Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy* 21(3), pp. 199-213.

Schandl, H., Hüttler, W., Payer, H. (1999): Delinking of economic growth and materials turnover. *Innovation—The European Journal of Social Sciences* 12 (1), pp. 31–45.

Fischer-Kowalski, M., Amann, C. (2001): Beyond IPAT and Kuznets curves: globalization as a vital factor in analyzing the environmental impact of socio-economic metabolism. *Population and Environment* 23 (1), pp. 7–47.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H. (1998): Sustainable development: socio-economic metabolism and colonization of nature. *International Social Science Journal* 50 (4), 573–587(1), pp. 1–8.

14 Décroissance

Concept et buts

Le concept de la décroissance a été décrit comme “une réduction équitable de la production et de la [consommation](#) qui augmente le [bien-être](#) humain et améliore les conditions écologiques au niveau local et global, dans le court et le long terme. Les propositions paradigmatiques de la décroissance sont que la croissance économique n’est pas durable et que le progrès humain sans croissance économique est possible (Schneider et al. 2010). La décroissance n’est pas un terme précisément défini, mais il est délibérément ambigu pour déclencher le débat et la controverse sur la “religion de la croissance”. Les partisans de la décroissance veulent se séparer du désir obsessionnel de la croissance. “Seuls les fous et les économistes croient qu’une croissance infinie est possible dans un monde fini” est une citation attribuée à Kenneth Boulding. Cette critique du système économique classique, d’une part, et la prise de conscience des problèmes sociaux et environnementaux, d’autre part, conduisent logiquement à la décroissance nécessaire de l’économie.

Origines du terme

Le terme *décroissance* a été utilisé pour la première fois par Nicholas Georgescu-Roegen dans son ouvrage “Demain la décroissance”. Le journal “La Décroissance”,

dont la première publication eut lieu en mars 2004, lança ensuite publiquement le terme en France. *Entropia*, une revue académique traitant de thèmes liés à 'la décroissance' est née en 2006. En avril 2008, une conférence internationale à Paris traita de 'la décroissance économique pour la soutenabilité écologique et l'équité sociale'. A cette occasion, le terme 'décroissance' fut traduit pour l'audience anglophone en 'degrowth'. Une deuxième conférence sur la décroissance économique soutenable socialement se déroula à Barcelone en mars 2010 (www.degrowth.eu). Les partisans du concept avertissent très explicitement que ce terme ne doit pas être confondu avec 'récession', qui est un processus involontaire.

Histoire

Les critiques de la croissance ont commencé à se faire entendre dans les mouvements environnementaux et alternatifs des années 1960 et 1970. Les critiques de l'industrialisation et de la marchandisation sont bien sûr plus anciennes mais elles prirent une forme différente avec la crise pétrolière de 1973. "Les limites à la croissance", un rapport du Club de Rome, fut publié en 1972. D'autres travaux s'intéressant aux limites environnementales du système économique furent publiés dans les années 1970 : Ivan Illich, Barry Commoner, et André Gorz sont des auteurs bien connus de cette décennie. Nicholas Georgescu-Roegen intégra l'économie théorique dans les contraintes environnementales ; l'économiste britannique EF Schumacher préconisa davantage de solutions locales, moins technologiques et technocratiques ; dans son ouvrage "Small is beautiful", Ivan Illich rechercha des institutions et des technologies moins aliénatrices et plus émancipatoires, et Herman Daly promut l'état stable. En Inde, Kumarappa, un économiste gandhien, publia l'ouvrage "L'Economie de la permanence", écrit en prison dans les années 40.

Il est possible d'identifier cinq sources différentes à l'origine de la conception et du développement de la décroissance :

- [Economie écologique](#) / bio-économie : basée sur une critique du marché et des principes établis de physique et d'écologie, les limites des écosystèmes ('[capacité de charge](#)') et leur [résilience](#) sont mises en avant, ainsi que la nature finie de certaines ressources. Il y a des limites absolues à l'échelle de la production globale et de la consommation, et à la taille que les économies nationales peuvent atteindre sans imposer de coûts environnementaux et sociaux sur d'autres, ailleurs ou dans le futur. La décroissance est nécessaire pour éviter l'épuisement des ressources, la saturation des puits de carbone et la préservation de la biodiversité.

- Ecologistes / environnementalistes. L'écologie implique l'étude des écosystèmes et de la diversité de la vie trouvée dans ces écosystèmes. Le déclin de la biodiversité est donc un problème majeur. L'indicateur [d'appropriation humaine de la production primaire nette](#) est pertinent à ce niveau. La croissance économique et la croissance démographique constituent des pressions sur la biodiversité.

- Diversité culturelle / post-développement. L'anthropologie et les études du développement ont montré que l'idée de développement a été universellement imposée par la culture occidentale. La croissance et les échanges inégaux (voir [échange écologiquement inégal](#)) entre le Nord et le Sud signifient que les nations les plus riches du monde utilisent plus que leur part légitime des ressources environnementales globales, et en conséquence sont en train de réduire l'espace environnemental disponible pour les nations plus pauvres, et imposent des impacts environnementaux défavorables sur ces nations. Serge Latouche est un éminent porte-parole de cette critique de l'occidentalisation des cultures.

- Démocratie / politique critique. Les partisans de la décroissance insistent pour que la transition vers des modes de vie soutenables soit démocratique, résultant d'un choix collectif. Cela mène à la critique des institutions de la démocratie représentative, et des liens étroits entre les responsables politiques, les économistes orthodoxes et les hommes d'affaire. Vincent Cheney analyse le poids de la marchandisation sur l'idéologie et les pratiques politiques, rejoignant l'économie écologique dans sa critique de la chrématistique et la défense de l'économie-oikonomia.

- Spiritualité / simplicité volontaire. Cela renvoie à ce que certains ont appelé 'le sens de la vie' et les mouvements soulignant la spiritualité, la non-violence, l'art et la simplicité volontaire. Les partisans évaluent la consommation comme un processus social d'une demande toujours grandissante pour de nouveaux vecteurs de satisfaction de besoins, souvent futiles. Les critiques sont dirigées vers la publicité, vue comme le point central de nos sociétés industrialisées ; elles prônent une 'révolution interne' et une vie plus spirituelle basée sur les personnes et les relations (convivialité) plutôt que sur les objets.

La naissance d'un mouvement

La décroissance est maintenant devenue un mouvement politique, économique et social basé sur des idées environmentalistes, anticonsuméristes et anticapitalistes. Elle peut être décrite comme une galaxie de personnes souhaitant expérimenter ou prôner des voies alternatives de coexistence, dans le but de maximiser le bonheur et le bien-être sans consommer : réduire le temps de travail, consommer moins, consacrer plus de temps à l'art, à la musique, à la famille et à la communauté. Ces expériences sont faites à trois niveaux : individuel, collectif/commun et politique. Au niveau individuel, la décroissance est atteinte par la simplicité volontaire. La convivialité et la lenteur sont également mises en pratique *via* des projets collectifs (e.g, mouvement 'slow food', villes en transition, etc.). Les propositions de solutions globales prônent la relocalisation des activités économiques afin de mettre un terme à la dépendance de l'humanité aux carburants fossiles et de réduire son empreinte écologique.

Arguments clés

En phase avec cette objection à la croissance, diverses critiques sont dirigées vers

l'indicateur économique principal, le PIB (Produit Intérieur Brut). La croissance du PIB résulte d'un accroissement de la production, de la consommation et de l'investissement dans la poursuite d'un surplus économique, ce qui conduit inévitablement à une utilisation plus importante de matière, d'énergie et d'espace. Face à la crise environnementalement, socialement et culturellement destructrice de suraccumulation, il est devenu évident que la croissance économique est le problème plutôt que la solution. La décroissance défend donc un changement de l'indicateur de référence actuelle, le PIB, vers une mesure du bien-être soutenable et équitable.

La décroissance s'oppose également à la notion actuelle de développement durable ; en effet, alors que le développement durable vise à examiner les problèmes environnementaux, il le fait avec le but de promouvoir la croissance économique, croissance qui a échoué à améliorer les vies de nombreuses personnes et a conduit à la dégradation de l'environnement. Malgré les améliorations dans [l'efficacité écologique](#) de la production et de la consommation des biens et des services, la croissance économique globale a entraîné l'extraction accrue de ressources naturelles, et les déchets et émissions qui y sont associés. La croissance économique globale n'a pas réussi à éliminer la pauvreté étant donné les rapports inégaux existants dans le commerce international et les marchés financiers. Alors que le développement durable repose sur des solutions qui sont avant tout technologiques et managériales, la décroissance questionne l'accumulation de capital et de marchandises à travers la production et la consommation.

Questions cruciales

Les partisans de la décroissance souhaitent réduire l'empreinte écologique globale à un niveau soutenable, grâce à une production et une consommation en baisse et différentes au Nord et une production/consommation différentes au Sud. Cependant, alors qu'il existe des objectifs clairs quant à la nécessité d'une transition vers une société juste, participative et écologiquement soutenable, la façon dont cette transition peut être organisée et gérée n'est pas claire. La question de savoir si la décroissance peut être accomplie *via* des activités individuelles, locales ou de réseau reste ouverte, tout comme celle du rôle de la transformation des institutions dans le soutien à la décroissance soutenable. De nombreux partisans de la décroissance la voient comme menant à une économie stationnaire telle que proposée par Herman Daly en 1973.

Références:

Institut d'études économiques et sociales pour la décroissance soutenable: <http://decroissance.org/>

Declaration of the Conference on Economic Degrowth for Ecological Sustainability and Social Equity, Paris, 18-19 April 2008: <http://events.it-sudparis.eu/degrowthconference/Declaration%20on%20Degrowth%20EN.pdf>

Schneider, Francois, Giorgos Kallis and Joan Martinez-Alier (2010), 'Crisis or opportunity? Economic degrowth for social equity and ecological sustainability', *Journal of Cleaner Production*, vol. 18, Pages 511-518.

Websites:

<http://www.degrowth.net/>

<http://degrowthpedia.org/>

15 Déforestation évitée (REDD+)

Programmes visant à réduire les émissions issues de la déforestation et de la dégradation forestière dans les pays en développement

Cette note du glossaire se rapporte aux dispositions du récent programme REDD+ (actions visant à réduire les émissions issues de la déforestation et de la dégradation forestière, ainsi que d'autres moyens pour améliorer ou tout au moins maintenir le carbone dans les écosystèmes terrestres) des accords climatiques globaux post-2012. La déforestation et les modifications d'affectation des sols qui y sont associées génèrent de l'ordre de 17 à 20% de toutes les émissions de gaz à effet de serre (GES) à l'échelle globale chaque année, principalement sous la forme de CO₂ (IPCC, 2007).

Zones principales de déforestation

Dans certains pays comme le Brésil et l'Indonésie, la déforestation constitue la plus importante contribution dans les émissions nationales (environ 54% au Brésil et 44% en Indonésie sur la période 2000-2005, selon des estimations basées sur des données de la FAO et du WRI). A eux seuls, ces deux pays ont été responsables de 60,6% de la déforestation dans les zones tropicales humides entre 2000 et 2005 (Hansen et al., 2008). Si la déforestation pouvait être substantiellement réduite ne serait-ce que dans ces deux pays, cela contribuerait fortement aux efforts totaux de réduction des émissions globales. D'autres pays, comme la République Démocratique du Congo, connaissent également une importante déforestation contribuant aux émissions globales mais leurs conditions de [gouvernance](#) sont plus précaires (Angelsen, 2009).

Les limites des accords climatiques globaux

Le Protocole de Kyoto de 1997 signé par les parties de la Convention-Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC) exige des seules nations incluses dans son Annexe I (nations au revenu par habitant élevé) la détermination d'objectifs de réduction des émissions. Il n'y a donc pas de limites formelles et légalement contraignantes posées à la déforestation tropicale même où elle

constitue des parts importantes des émissions nationales et globales. Il n'y a pas d'autre mécanisme global pour freiner l'expansion des frontières agricoles et d'extraction des ressources dans les forêts vierges des tropiques.

Malgré l'échec du Sommet de Copenhague de décembre 2009, un accord post-Kyoto nécessite l'adoption d'objectifs de réduction des émissions par la plupart des signataires de la CCNUCC. Il y a de nombreuses raisons pour lesquelles les efforts visant à réduire la déforestation ont été abordés comme une question séparée dans les négociations post-2012 :

- Peurs de la part des parties engagées dans les échanges des quotas d'émissions que les crédits REDD noient le récent marché du carbone, diminuant la valeur des Réductions d'Emission Certifiées (REC) délivrées par le Mécanisme de Développement Propre (MDP) sous les règles du Protocole de Kyoto, et mettant donc en péril les incitants associés au MDP à investir dans les contrôles des émissions de GES des carburants fossiles et des sources industrielles associées. Le marché global du carbone pourrait ainsi être irréparablement affaibli comme source de financement pour l'investissement environnemental. Cependant, le REDD n'aura qu'un faible impact sur les prix globaux du carbone pour autant que les engagements de réductions des émissions pris par les pays industrialisés soient suffisamment forts.
- Perceptions que les réductions des émissions supplémentaires liées aux forêts ne seraient que temporaires dans la durée puisque les forêts vont, à un certain moment, mourir ou cesser d'être des absorbeurs nets de carbone. En effet, la possibilité que les forêts en Amazonie inversent la tendance à l'absorption de CO₂ a été soutenue par la recherche scientifique depuis de nombreuses années. L'hypothèse avancée est qu'avec le réchauffement global, l'augmentation de la température au-delà d'un certain niveau va conduire à un bilan CO₂ négatif pour les forêts. (Il est actuellement positif, c'est-à-dire qu'il y a une séquestration photosynthétique nette même pour les forêts qui sont dans une situation de climax écologique).
- Fuite des activités telles que l'élevage extensif, la plantation de cultures ou d'arbres. Il s'agit d'un mouvement dans lequel une forêt est préservée sous le régime REDD mais la déforestation se déplace vers une autre zone. S'il se produit à l'échelle internationale, ce mouvement est encore plus difficile à contrôler étant donné l'absence d'autorité ou d'accord global pour superviser de pareils déplacements. Selon certains calculs, 80% de cette « fuite » se produirait par-delà les frontières.

- Inquiétudes de la part d'investisseurs volontaires extérieurs aux marchés organisés (Système européen d'échange de quotas d'émissions et MDP) qui privilégient de consacrer les ressources à la réduction de la déforestation pour des co-bénéfices écologiques ou culturels (la protection de la biodiversité, les services environnementaux tels que l'approvisionnement en eau ou la pollinisation, ou la protection d'espaces boisés sacrés pour certains groupes indigènes, etc.) ou l'équité sociale qui sont difficiles à évaluer monétairement.

Autres inquiétudes

Les préoccupations au sujet de la question de l'équité ont été centrales dans la discussion du concept de REDD et c'est l'une des raisons pour lesquelles ceux qui soutenaient une envergure plus large (c'est-à-dire le REDD+ et même le REDD++ qui inclurait les activités agricoles) ont été capables d'obtenir un soutien plus important dans les discussions climatiques les plus récentes. Le fait que la plus grosse partie de la déforestation, particulièrement en Amérique latine, est causée par l'expansion de l'agrobusiness dans le bassin de l'Amazone plutôt que par des activités agricoles itinérantes sur brûlis de petits propriétaires a conduit à des accusations selon lesquelles le concept de REDD pourrait être une autre façon de favoriser les grandes exploitations agricoles. Mais les questions d'équité associées au REDD sont très similaires si pas superposées à la discussion existante sur les [paiements pour les services environnementaux](#).

Une approche nationale au REDD pourrait permettre l'internalisation dans l'accord de la « fuite » intra-nationale. Après tout, les Etats-nations sont les parties de cet accord et doivent prouver qu'ils progressent vers les objectifs, avec des informations adéquates et suffisantes concernant le taux de changement dans l'affectation des terres au vu des points de comparaison adoptés (niveaux de déforestation à partir desquels les futurs changements d'affectation des sols sont comparés en se basant sur les changements historiques ou sur les demandes anticipées de conversion future des zones forestières). Mais la capacité nationale à ajuster le taux de changement d'affectation des sols pour rencontrer les objectifs prédéfinis est faible, particulièrement parce que la plus grosse partie de la déforestation est causée par des pressions exogènes (Combes et al., 2008) telles que des incitants au développement des agro-carburants dans les zones cultivées éloignées des forêts mais qui motivent les éleveurs à déplacer les troupeaux vers la frontière de déforestation.

Alors que de bonnes estimations du coût potentiel de la compensation privée nécessaire pour compenser les émissions de GES générées par la déforestation ([coûts d'opportunité](#) + [coûts de transaction](#)) sont largement disponibles, les estimations des coûts d'implémentation du REDD de la part des autorités nationales ne sont pas facilement disponibles (en Amazonie, par exemple, les coûts d'un tel effort additionnel de gouvernance sont estimés à environ \$300 millions/an ; Nepstad

et al., 2007). De tels coûts sont actuellement inclus dans des actions de surveillance et de répression visant à faire exécuter les codes forestiers existants, et comme il est peu probable que les accroissements budgétaires soient suffisants, les atteindre va nécessiter des paiements compensatoires et/ou d'autres incitations de façon à motiver les propriétaires terriens à adopter de meilleures pratiques de production.

Quelle est la voie à suivre ?

Les études d'architectures alternatives du REDD (voir, par exemple, GCP, 2008) suggèrent qu'une approche mixte, impliquant la démonstration par les Etats-nations de progrès vers les objectifs de réduction des GES, combinée avec des activités de projet volontaire serait plus efficace dans la réalisation des objectifs. Les architectures alternatives de comptabilité carbone, dont certaines ont été décrites dans la littérature citée et dans les soumissions nationales et institutionnelles à la CCNUCC, incluent :

- Comptabilité carbone nationale basée sur la surveillance à grande échelle de l'utilisation des sols, excluant les activités au niveau de projets d'aménagement particuliers pour éviter un double comptage lors de l'agrégation des réductions ;
- Comptabilité parallèle mais séparée pour les projets et les Etats-nations, permettant aux parties de taxer les crédits carbones garantis par projets dans les marchés volontaires, déduisant les réductions de GES des projets des réductions nationales totales pour éviter un double comptage ;
- Validation par les comptes nationaux de toutes les réductions d'émissions de projet et de non-projet, ce qui nécessite la création d'un registre national des activités et des réalisations de projet, et d'une infrastructure pour le contrôle et la validation. Dans ce cas, le contrôle des flux financiers pourrait être parallèle mais la comptabilité serait centralisée.
- La complexité de ces alternatives et de leurs variantes possibles a conduit à un état d'indécision concernant la mise en place. La nécessité d'actions visant à réduire la déforestation a cependant été confirmée à la COP15 de Copenhague en décembre 2009 (SBSTA, 2009). Ce processus est clairement en cours d'élaboration.

Références:

Angelsen, A. (ed.) *Realising REDD+; national strategy and policy options*. Copenhagen: CIFOR, 2009. Available for download at: http://www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/Books/BAngelsen0902.pdf.

Combes Motel, P., Pirard, R., Combes, J.L. A methodology to estimate impacts of

domestic policies on deforestation: compensated successful efforts for —avoided deforestation (REDD). *Ecological Economics* 68 (3), 680–691, 2008.

Food and Agriculture Organization. *State of the World's Forests, 2009*. Rome, 2009.

Global Canopy Project (GCP). *The Little REDD Book*. Oxford, UK, 2008.

Hansen, C. et al. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. *PNAS* 105 (27): 9439–9444, 2008.

Nepstad, D. et al. *The costs and benefits of reducing carbon emissions from deforestation and forest degradation in the Brazilian Amazon*. Woods Hole Research Center, 2007.

Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice (SBSTA). Reducing emissions from deforestation in developing countries: approaches to stimulate action. Agenda item 5, 31st session, Copenhagen, 8–12 December 2009. FCCC/SBSTA/2009/L.19/Add.1, 11 December 2009.

World Resources Institute (WRI). *Climate Analysis Indicators Tool (CAIT)*. Available at <http://cait.wri.org/cait.php>.

16 Démocratie participative et participation

Des théories de la démocratie...

Le terme « démocratie », dans lequel le pouvoir (« kratos ») est exercé par le peuple (« demos »), tire son origine dans la Grèce antique. Depuis Platon et Aristote, beaucoup d'auteurs ont élaboré une multitude de théories sur la démocratie, pensons à Locke, Rousseau, Mill, Dewey, Pateman, Habermas et Dryzek. La démocratie est devenue le système prédominant sur la scène internationale, une « valeur universelle », selon Sen (1999). Il explique que la démocratie a une multitude de valeurs, incluant : (i) la signification « intrinsèque » de la participation et de la liberté politique pour atteindre le [bien-être](#) humain, (ii) l'importance « instrumentale » de s'assurer la responsabilité et le contrôle du gouvernement et (iii) le rôle « constructif » dans la formation des valeurs et la compréhension des besoins, des droits et des devoirs des citoyens.

Des formes variées de gouvernement ont été imaginées, de la « démocratie directe », dans laquelle les citoyens prennent directement les décisions, à différents systèmes de « démocratie représentative », où des représentants élus prennent les décisions dans l'intérêt de la population. Beaucoup de spécialistes prônent une participation accrue et un engagement renforcé dans les Etats-Nations modernes, pour éviter de réduire l'engagement citoyen au sein des démocraties représentatives

à l'expression d'un vote. (NRC, 2008).

Dans ce contexte, le terme de « démocratie participative » a vu le jour en tant que symbole d'une forme de démocratie plus réelle, populaire ou progressive. Aragonès et Sánchez-Pagés (2009) le définissent comme un processus de prise de décision dans lequel l'opinion publique influence les décisions politiques et où les politiciens assument la mise en place de la politique. La démocratie participative donne donc l'opportunité de dépasser les insuffisances de la démocratie représentative en la combinant avec des éléments de démocratie directe. Dans ce système, les citoyens expriment des propositions de loi que les représentants élus peuvent ensuite décider de mettre en œuvre. La notion de la réduction de la taille du gouvernement est un élément intégral de la définition de la démocratie participative, liée à la notion de subsidiarité.

La théorie de la démocratie a récemment pris un « virage délibératif », dans lequel la légitimité politique repose de façon accrue sur une délibération authentique plutôt que sur le vote ou les groupes d'intérêts. La « démocratie délibérative » a ses partisans et ses détracteurs. Selon les partisans, la délibération pousse les individus à réfléchir à leurs intérêts et préférences, leur permettant d'en changer et d'atteindre par ce biais des compromis raisonnables qui suivent certaines règles de décision (ex : consensus, unanimité ou majorité). Les détracteurs toutefois, expliquent que la démocratie délibérative favorise les conditions d'apparition de comportements stratégiques et encourage les décisions chaotiques et arbitraires.

...Aux théories de la participation

La participation publique est intrinsèque à la [gouvernance](#) démocratique. C'est pourquoi les théories de la démocratie ont finalement mené aux théories de la participation publique (NRC, 2008). Renn et Scheizer (2009) ont parcouru ces théories, et proposent six grands concepts théoriques catégorisant les processus qui rassemblent la participation du public et la prise de décision :

Le concept fonctionnaliste, selon lequel la participation vise à améliorer la qualité du résultat de la décision, et suit une logique prônant la représentation de tous les détenteurs de savoir et intégrant le savoir systématique, pratique et local ;

Le concept néo-libéral, visant à représenter toutes les valeurs et préférences proportionnellement à leur occurrence dans la population concernée, se focalisant en priorité sur le rassemblement et la représentation des préférences du public (bien informé).

Le concept délibératif, au sein duquel la concurrence entre les arguments des participants est encouragée si elle respecte certains critères de vérité et de validité normative, le consensus étant atteint via l'argumentation.

Le concept anthropologique, qui est basé sur la croyance que le bon sens est le meilleur élément pouvant servir à concilier les revendications basées sur la connaissance et les valeurs. Ce concept encourage donc l'inclusion de personnes

non-initiées et non-intéressées représentant des catégories sociales telles que le sexe, le revenu et la localité

Le concept émancipatoire, dont l'objectif est de donner du pouvoir aux groupes et aux individus les moins privilégiés en renforçant les ressources des personnes les plus négativement touchées et en modifiant les structures traditionnelles de pouvoir de la société.

Le concept post-moderne, selon lequel la participation vise à démontrer la variabilité, la pluralité et la légitimité de la contestation, menant ainsi à une reconnaissance de la pluralité des rationalités. Au sein de ce concept, des arrangements mutuellement acceptables sont suffisants et il n'y a pas besoin d'atteindre un produit final ou une déclaration conjointe.

Les justifications pour une implication active du public dans le processus de prise de décision peuvent être regroupés en trois catégories : i) les raisons normatives – la société comme les individus tirent profit de l'apprentissage sociétal ou individuel, ii) les raisons substantives – accepter différentes visions d'un problème permet de mieux le comprendre et, par conséquent, de sélectionner une solution plus appropriée, iii) les raisons instrumentales – la réussite des politiques mises en place est favorisée via l'encouragement de relations collaboratives.

Les différentes formes de la participation publique

Dans les sociétés démocratiques, les gens participent de différentes façons, comme par exemple en votant, en exprimant leur opinion sur des sujets publics et des actions gouvernementales, en formant des groupes d'intérêt, en influençant la prise de décision, en manifestant, en faisant du lobbying, en contestant juridiquement certaines décisions, en établissant des partenariats avec les agences gouvernementales ou en s'exprimant via des moyens artistiques (NRC, 2008). Toutes ces formes de participation entrent dans la définition plus large de « participation publique » dans laquelle les intérêts du public sont intégrés, de façon plus ou moins grande, au processus de prise de décision gouvernemental ou d'entreprise.

Dans le contexte d'évaluation environnementale et de prise de décision, la « participation publique » prend habituellement une signification plus restreinte, décrivant tout « processus organisé adopté par des élus, des agences gouvernementales, ou d'autres organisations sectorielles publiques ou privées suscitant l'intérêt du public vis-à-vis de l'étude d'impact environnementale, la planification, la prise de décision, la gestion, la surveillance et l'évaluation. Ces procédés complètent les modes traditionnels de participation publique (comme les processus électoraux et législatifs par exemple) » (NRC, 2008).

Il existe de multiples interprétations, parfois conflictuelles, de « qui » est impliqué dans une « participation publique » et une « participation d'acteurs ». Le premier terme se réfère souvent aux citoyens individuels ou à des groupes relativement peu

organisés d'individus, tandis que le second implique généralement des groupes organisés ayant un important intérêt dans une décision. Toutefois, certains auteurs préfèrent n'utiliser que l'appellation « participation publique », l'appliquant à l'ensemble des parties et des intérêts concernés :

Public général, tous les individus qui ne sont pas directement affectés par le problème, bien qu'ils puissent faire partie de l'opinion publique le concernant.

Public observateur, ce qui inclut les médias, les élites culturelles et les faiseurs d'opinion qui pourraient commenter le problème.

Public directement affecté, qui englobe les individus et les groupes non organisés qui sont affectés par des effets directs, positifs ou négatifs, liés à la prise de décision.

Parties prenantes, les groupes organisés qui sont ou qui seront affectés ou qui ont un intérêt marqué dans l'avenir de la décision.

Le message clé est donc d'employer une terminologie claire et de faire la distinction entre les différents types de publics-cibles à impliquer dans le processus de participation.

Difficultés pratiques dans l'élaboration et la mise en œuvre des processus participatifs

Après s'être fait une opinion sur le sujet grâce à une littérature de plus en plus imposante sur la participation publique, l'étude d'impact environnementale et le processus de prise de décision, plusieurs auteurs (ex : Antunes *et al.*, 2009 ; NRC, 2008) ont élaboré une liste de difficultés critiques qui doivent être considérées lors de l'élaboration, de la mise en œuvre et de la gestion des processus participatifs.

Lors de la genèse du processus, les agences gouvernementales devraient s'assurer de (NRC, 2008) : i) la clarté de l'objectif, ii) s'engager à utiliser les résultats dans le processus de prise de décision, iii) procurer des fonds et un encadrement approprié, iv) un timing approprié de la participation par rapport à la nécessité d'une décision, v) un engagement à l'auto-évaluation et à l'apprentissage. Un des éléments les plus importants à prendre en compte durant l'élaboration du processus a trait au choix du niveau d'intensité adéquat de l'influence du public sur les décisions. Les options sont souvent placées le long d'un « spectre d'impact de participation » allant de l'information et la consultation à l'implication, la collaboration et la délégation

En élaborant ces processus, une attention soutenue devrait être portée à la relation entre l'impact du niveau de participation et les méthodes participatives déployées. Il n'y a pas de solution claire, bien que certains outils et techniques soient très efficaces dans certains contextes, pour certains objectifs ou certains niveaux de processus participatif, comme le suggère la **Figure 1**. Les options de mise en œuvre du processus participatif incluent une grande variété de méthodes et d'outils, étudiés avec précaution dans différentes études. De plus, le processus de création devrait

être guidé par les principes d'inclusion, de formulation collective des problèmes, de transparence, de communication et de bonne foi (NRC, 2008).

Enfin, dans un processus participatif, la gestion des apports scientifiques et des multiples sources d'information est un autre sujet de la plus grande importance et faisant débat. Cela correspond à la structure de la [science post-normale](#), selon laquelle le savoir doit être démocratisé dans les processus de prise de décision complexe, en faisant attention aux multiples perspectives légitimes venant d'« experts » ou de « non initiés », et en considérant à la fois les valeurs et les faits. Comme l'explique Vatn (2009), les méthodes participatives et la délibération représentent des règles d'encadrement qui facilitent l'articulation des valeurs des participants. La gestion de l'information et la qualité de l'assurance sont alors des caractéristiques majeures des processus participatifs, guidés par les principes d'inclusion, de robustesse du savoir social et de transparence.

La démocratie participative en pratique

L'illustration de formes variées de démocratie participative et délibérative en action peut être trouvée dans les expériences de « budget participatif » à Porto Alegre, au Brésil (Aragonès et Sánchez-Pagès, 2009), dans la réforme du système d'éducation publique à Chicago, aux USA, et dans la gouvernance d'un village local en Inde (voir le cas d'étude du CEECEC sur [Hiware Bazaar](#)). Suite à l'émergence de alternatives à la conception de formes dites « progressives » de démocratie, les opportunités de participation du public continueront à s'étendre dans les sociétés démocratiques, décentralisées, interdépendantes et interconnectées voies.

IAP2 Spectrum of Public Participation



Increasing Level of Public Impact 

	Inform	Consult	Involve	Collaborate	Empower
Public participation goal	To provide the public with balanced and objective information to assist them in understanding the problem, alternatives, opportunities and/or solutions.	To obtain public feedback on analysis, alternatives and/or decisions.	To work directly with the public throughout the process to ensure that public concerns and aspirations are consistently understood and considered.	To partner with the public in each aspect of the decision including the development of alternatives and the identification of the preferred solution.	To place final decision-making in the hands of the public.
Promise to the public	We will keep you informed.	We will keep you informed, listen to and acknowledge concerns and aspirations, and provide feedback on how public input influenced the decision.	We will work with you to ensure that your concerns and aspirations are directly reflected in the alternatives developed and provide feedback on how public input influenced the decision.	We will look to you for advice and innovation in formulating solutions and incorporate your advice and recommendations into the decisions to the maximum extent possible.	We will implement what you decide.
Example techniques	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fact sheets ▪ Web sites ▪ Open houses 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Public comment ▪ Focus groups ▪ Surveys ▪ Public meetings 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Workshops ▪ Deliberative polling 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Citizen advisory committees ▪ Consensus-building ▪ Participatory decision-making 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Citizen juries ▪ Ballots ▪ Delegated decision

Figure 1: le spectre d'impact de participation (Source: IAP2, 2007)

Références:

Antunes, P., Kallis, G., Videira, N., Santos, R., 2009. Participation and evaluation for sustainable river basin governance. *Ecological Economics*, 68, 931–939. 148

Aragonès, E., Sánchez-Pagés, S., 2009. A theory of participatory democracy based on the real case of Porto Alegre. *European Economic Review*, 53, 56-72.

Dewey, J., 1927. *The Public and its Problems*. Holt: New York.

Dryzek, J., 2000. *Deliberative democracy and beyond: liberals, critics, contestations*. Oxford University Press: Oxford, UK.

Habermas, J., 1984. *The Theory of Communicative Action*. Beacon Press: Boston, USA.

Locke, J., 1960. *An essay concerning human understanding*. Available from http://en.wikisource.org/wiki/Author:John_Locke

Mill, J., 1861. *Utilitarianism*. Available from <http://www.gutenberg.org/etext/11224>

NRC – National Research Council of the National Academies, 2008. *Public Participation in Environmental Assessment and Decision Making*. Panel on Public Participation in Environmental Assessment and Decision Making, Thomas Dietz and Paul C. Stern, eds. Committee on the Human Dimensions of Global Change. Division of Behavioral and Social Sciences and Education, The National Academies Press: Washington DC, USA.

Pateman, C., 1970. *Participation and Democratic Theory*. Cambridge University Press: Cambridge, UK.

Reed, M., 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review, *Biological Conservation*, 141, 2417–2431.

Renn, O., Scheizer, P.J., 2009. Inclusive Risk Governance: Concepts and Application to Environmental Policy Making. *Environmental Policy and Governance*, 19, 174–185.

Rousseau, J., 1762. *The Social Contract Or Principles Of Political Right*. Available from <http://www.constitution.org/jjr/socon.htm>

Sen, A., 1999. Democracy as a Universal Value. *Journal of Democracy*, 10, 3, 3-17.

Vatn, A., 2009. An institutional analysis of methods for environmental appraisal, *Ecological Economics*, 68, 2207–2215. 149

Websites:

<http://www.citizens-initiative.eu>

<http://www.iap2.org>

<http://democraciaparticipativa.net>

IAP2 – International Association for Public Participation, 2006. IAP2's Public Participation Toolbox, Available from <http://www.iap2.org/>

IAP2 – International Association for Public Participation, 2007. Spectrum of Public Participation, Available from <http://www.iap2.org/>

17 Dépopulation

Définition et processus

La dépopulation désigne un processus dans lequel la densité de population d'une zone diminue progressivement dans le temps. La dépopulation a affecté presque exclusivement des zones rurales. L'augmentation de la population humaine est sans doute une menace pour la soutenabilité environnementale mais le phénomène local de la dépopulation rurale peut aussi être vu comme une menace à l'échelle locale.

La dépopulation rurale est un effet du phénomène général d'exode rural causé par la croissance économique moderne. Pendant l'industrialisation, les villes se sont rapidement agrandies, en concentrant les premières localisations de l'industrie puis des services. Cette expansion attira de la main d'œuvre rural vers les villes ; à la même époque, la mécanisation de l'agriculture encouragea encore la migration des campagnes vers les villes. La dépopulation rurale est un processus affectant les régions où l'exode rural dépasse la croissance naturelle, réduisant ainsi le nombre total d'habitants à un niveau critique et causant un vieillissement des structures démographiques.

Impacts

Ce processus de dépopulation entraîne toute une série d'impacts sur l'environnement. A l'inverse de la doctrine malthusienne et des prédictions relatives à la pression négative exercée par l'augmentation de [l'appropriation humaine de la production primaire nette](#) (HANPP) sur la biodiversité, la dépopulation et les processus migratoires peuvent en fait augmenter les pressions environnementales sur la production agricole bio-diversifiée à travers l'augmentation de l'érosion des sols et l'invasion de nuisibles ou d'adventices, ce qui mène à une réduction de la biodiversité. Par exemple, lorsque les personnes quittent une zone, un habitat dominant (souvent la forêt secondaire ou la savane) remplace la mosaïque diversifiée de paysages maintenus par l'être humain. Cette 'homogénéisation écologique' peut mener à une diminution de la biodiversité au niveau local. D'autres

impacts écologiques incluent la dégradation du sol résultat d'un entretien inadéquat des pentes dans les zones montagneuses, comme c'est le cas pour de larges bandes de terre de l'Europe méditerranéenne et du sud-est. L'abandon de terres agricoles affecte également ce qu'il reste d'agriculture puisque lorsque des parcelles sont abandonnées, les parcelles adjacentes peuvent souffrir d'invasions de nuisibles et d'adventices, et recevoir moins de lumière solaire vu l'ombre apportée par les forêts régénérées.

Phénomène connexe

Un autre phénomène qui peut être lié à la dépopulation est l'augmentation de la fréquence des feux de forêt comme dans les régions dépeuplées d'Europe méditerranéenne et du sud-est. La question de savoir si cette augmentation est liée à la dépopulation est actuellement étudiée mais la dépopulation mène bel et bien à une augmentation de la charge de combustibles dans les forêts et à une baisse du sentiment de responsabilité de la population locale pour la protection forestière ainsi qu'un manque de personnes détectant et traitant les feux rapidement. La dépopulation rurale transforme aussi le territoire, ce qui mène parfois à une perte de [paysages culturels de valeur](#). Cependant, le déplacement rural-urbain peut avoir des implications positives pour les systèmes de consommation. Des zones urbaines denses offrent relativement plus de services intégrés tels que la collecte des déchets ou les transports collectifs.

Pour aborder ces impacts multiples et interreliés, la recherche des causes et des remèdes devrait être liée à l'investigation des moyens visant à soutenir les économies rurales de manière soutenable pour enrayer ce flux démographique.

Références:

Jacob, Aerin, L., Vaccaro, Ismael, Hartter, Joel, Chapmans, Colin, A. 2008, Integrating landscapes that have experienced rural depopulation and ecological homogenization into tropical conservation planning. *Tropical Conservation Science* Vol.1(4):307-320,

MacDonald et al. 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response, *J. Environ. Manag.* 59, pp. 47–69

18 Dette écologique

Origines du concept

Il a été compris que l'utilisation actuelle des ressources n'est pas durable dans le long terme, principalement parce que les coûts associés aux activités non-durables n'affectent pas ceux qui conduisent ces activités. La notion de dette écologique se concentre sur ce déséquilibre : la majorité qui surexploite les ressources communes globales (les pays riches) contracte une dette écologique auprès de ceux qui sont en

possession des ressources (les pays pauvres). Les pauvres n'utilisent même pas une petite portion de leur part légitime dans les ressources communes globales, alors que le Nord a pu polluer sans limite et à faible coût tout au long du siècle passé pour bâtir rapidement son économie et sa base industrielle.

Les premières discussions autour du concept de dette écologique se sont produites autour de 1990, principalement grâce aux apports des ONG latino-américaines, ensuite suivies par les Amis de la Terre. En 1992, pendant le Sommet de Rio, la création d'un Traité introduisant la notion de dette écologique en contre position de la dette externe fut proposée. Selon cette proposition, les dettes écologiques colossales des pays industrialisés seraient la base d'un plan de transfert compensatoire visant à éliminer la dette externe de nombreux pays en développement.

S'il n'existe aucune définition officielle de la dette écologique, le concept s'intéresse à la pollution, au 'vol' des ressources et à l'utilisation disproportionnée de l'environnement. *Accion Ecologica* l'a défini en 1999 comme "la dette accumulée par les pays industrialisés du Nord envers les pays du tiers-monde pour le pillage des ressources et l'utilisation d'espace environnemental pour y laisser ses déchets". En 2009, le Centre du Développement Durable de l'Université de Gand proposa de faire couvrir par la dette écologique : (1) les dommages écologiques causés par un pays dans d'autres pays ou à des écosystèmes hors des juridictions nationales à cause de ses modèles de production ou de consommation ; (2) l'exploitation ou l'utilisation des écosystèmes (et de leurs biens et services) par un pays au détriment des droits équitables sur ces écosystèmes détenus par d'autres pays.

Application

Le concept de dette écologique se concentre sur le manque de pouvoir politique des régions et des pays pauvres. La dette résulte : (1) des exportations de matières premières et d'autres produits depuis des pays ou des régions relativement pauvres et qui sont vendues à des prix qui n'incluent pas un dédommagement pour les externalités locales ou globales ; (2) des régions ou des pays riches qui utilisent de manière disproportionnée l'espace ou les services environnementaux sans payer pour le faire (par exemple, émettre du dioxyde de carbone).

La dette écologique désigne habituellement une dette publique qu'un pays a contracté envers d'autres pays (dette externe) mais peut aussi être utilisée pour calculer la dette (ou la responsabilité) d'une entreprise (dette privée) ou la dette qu'une nation a envers les générations futures (dette générationnelle).

Questions difficiles

La notion de dette écologique soulève des questions politiques ou éthiques difficiles. Est-ce que les pays pauvres devraient compter dans le futur pour une part plus importante dans la consommation totale de ressources pour compenser ce qu'ils

n'ont pas consommé ? Les communautés pauvres ne devraient-elles pas avoir la même possibilité de consommer que ce que les communautés riches ont consommé ? Est-il juste de demander aux générations actuelles des pays riches de payer pour les péchés de leurs pères ? A quelle période doit-on faire commencer le calcul de la dette ? Le fait que nous devrions payer pour les dettes des générations passées pourrait être considéré comme une injustice mais si nous ne prenons pas la responsabilité de la dette des générations passées, qui le fera ?

Pour ce qui concerne la méthodologie, l'objection principale à la notion de dette écologique est qu'elle implique la monétarisation des services de la nature, ce qui ne fait pas consensus parmi les chercheurs ou les militants. La méthode proposée pour calculer la dette écologique implique des estimations monétaires de la valeur de l'environnement ; ces estimations sont difficiles à faire pour diverses raisons ([incertitudes](#), impacts incomparables, substituabilité limitée entre le [capital](#) naturel et fabriqué par l'être humain, nature arbitraire du [taux d'actualisation](#), barrières éthiques). Théoriquement, il serait possible de mettre une valeur monétaire sur la dette écologique en calculant la valeur des [externalités](#) environnementales et sociales associées à l'extraction historique des ressources et en y ajoutant une valeur estimée de la part des problèmes globaux de pollution qui est supportée par les pays pauvres étant donné les niveaux de consommation plus élevés dans les pays riches.

Vers la justice environnementale

En conclusion, le concept de dette écologique jette une lumière nouvelle sur notre connaissance du développement soutenable, pas simplement en ajoutant une dimension historique mais en amenant le pouvoir et la justice au centre de la scène, pour laisser voir le contrôle sur les ressources et les charges de pollution comme des thématiques de relation de pouvoir. Il ne s'agit pas d'échanger la dette externe contre la protection de la nature mais d'insister sur le fait que la dette externe due par le Sud au Nord a déjà été payée lorsqu'on prend en compte la dette écologique que le Nord a contracté vis-à-vis du Sud, et de mettre un terme à l'augmentation de la dette écologique. Le concept est toujours dans une phase de développement ; sa définition, sa méthodologie et ses implications politiques sont toujours en discussion parmi les scientifiques et les militants. Cependant, il s'agit d'un concept qui possède le potentiel de rééquilibrer les forces globales, de mettre en place la soutenabilité et d'atteindre la [justice environnementale](#).

Références:

Goemmine, G., Paredis, E. 2009. The concept of ecological debt: some steps towards an enriched sustainability paradigm, *Environment, Development and Sustainability* (in press).

Martinez-Alier J. (2002) *The Environmentalism of the Poor. A study of ecological*

conflicts and valuation. Edward Elgar Publishing, Northampton, 332p.

McLaren D. (2006) *Environmental space, equity and the ecological debt*. In Just Sustainabilities. Development in an unequal world. Ed. By Agyeman J., Bullard RD, Evans B. Earthscan, London, 347p.

Simms A. (2005) *Ecological debt: the health of the planet and the wealth of nations*. Pluto press, Northampton, 206p.

Srinivasan, U.T., Carey, S.P., Hallsteind, E., Higgins, P.A.T., Kerr, A.C., Koteen, L E., Smithd, A.B., Watson, R., Harte, J., Norgaard, R.B. 2008. The debt of nations and the distribution of ecological impacts from human activities. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA, 105, 1773–1786.

Websites:

<http://www.worldrevolution.org/guide/ecologicaldebt>

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

<http://www.enredeurope.org/principal.htm>

<http://www.foei.org/en/publications/ecodebt>

19 Droits d'accès et droits d'usage

Définition et objet

Parmi les configurations institutionnelles régulant les relations humains-nature, les droits et les obligations associées aux ressources naturelles, en particulier les droits d'accès et d'usage, jouent un rôle déterminant (Bromley, 1991; Ostrom & Schlager, 1996; Le Roy, 1996; Van Griethuysen, 2006). Ces droits ou règles existent dans toutes les sociétés, qu'elles soient tribale, féodale, capitaliste ou socialiste. Fondamentalement, ces droits répondent à la question universelle de la reproduction sociale ; ils sont clairement spécifiques à chaque culture et manifestent une diversité et une variété considérables. D'une part, ils déterminent les types d'interactions que les membres d'une société peuvent ou ne peuvent pas avoir avec l'environnement naturel. D'autre part, ils sont des facteurs essentiels de pouvoir et de statut social grâce au contrôle qu'ils confèrent sur les ressources naturelles ; ils constituent ainsi des éléments stratégiques dans les dynamiques de création de richesses et de renforcement du pouvoir. Bromley (1991) utilise le terme *régime institutionnel* pour désigner l'ensemble des configurations institutionnelles associées à une ressource ou à un ensemble de ressources naturelles.

Une typologie des droits concernant les ressources naturelles

La typologie que l'on rencontre le plus souvent dans la littérature est celle proposée

par Ostrom et Schlager (1996) qui définit une gradation cumulative entre les droits :

- *Droit d'accès* : droit d'accéder à une ressource pour n'importe quel usage qui n'entraîne pas sa consommation ; Peluso et Ribot (2003) ont défini l'accès comme la *capacité* (pas nécessairement le *droit*) de tirer des bénéfices des ressources.
- *Droit d'extraction* : droit d'extraire des éléments de la ressource.
- *Droit de gestion* : droit de déterminer comment, quand et où l'extraction peut avoir lieu.
- *Droit d'exclusion* : droit de déterminer qui dispose des droits d'accès, d'extraction et de gestion, ainsi que ceux qui sont exclus de ces droits.
- *Droit de transfert* : droit de transférer une ressource ou un droit sur une ressource à une tierce partie.

Ces droits ont une nature cumulative (Ostrom & Schlager, 1996). Par exemple, les droits de gestion incluent habituellement ceux d'accès et d'extraction. Généralement, lorsque les agents ont davantage de droits, ils ont un contrôle plus grand sur les ressources considérées et ont une influence plus importante sur l'évolution de la structure institutionnelle. D'autre part, ceux qui doivent respecter les droits institués ont moins de pouvoir pour influencer la structure institutionnelle, dans la mesure où ils sont exclus de ces divers droits.

Une typologie des régimes institutionnels

Suivant en cela Bromley (1991), il est courant de distinguer quatre types de régimes en fonction de l'autorité compétente responsable de la définition et de l'application des droits d'usage de la ressource :

- *Libre accès ou accès ouvert* : ce type définit un cas de "non-régime" et se réfère à l'absence de dispositions institutionnelles concernant l'environnement naturel ; aucun droit ou obligation n'est défini concernant les ressources et il n'y a pas d'autorité reconnue pour imposer des sanctions. C'est par exemple le cas de l'accès aux zones de pêche en haute mer en l'absence de toute régulation. Les effets de ce type de non-régime sont ce que Hardin a, à tort, désigné comme la [tragédie des communaux](#).
- *Régime d'Etat* : l'Etat a l'autorité décisionnelle concernant les droits associés aux ressources ; il peut donc déterminer qui va bénéficier des droits d'accès et d'extraction, qui possède l'autorité de gestion des ressources et peut définir les méthodes d'exclusion et de transfert des ressources. Ce régime peut aussi inclure des cas où la gestion de la ressource est déléguée à d'autres acteurs

sociaux tels que des ONG, des acteurs privés et des communautés locales.

- *Régime communautaire* : l'autorité décisionnelle sur les droits associés à la ressource est conjointement détenue par les membres d'une communauté selon le modèle de l'organisation sociale défini par cette communauté (par exemple, l'utilisation de l'eau d'une rivière dans un village grâce à des infrastructures d'irrigation appartenant à la communauté selon des règles d'allocation déterminées par celle-ci).
- *Régime de propriété privée* : des propriétaires privés (individus ou organisations) détiennent des titres de propriétés sur des ressources, ce qui les assure de tous les droits sur ces ressources (accès, extraction, gestion, exclusion et transfert). L'exercice de ces droits reste limité par les mesures qui garantissent le maintien de la structure institutionnelle en place.

Les quatre régimes présentés ci-dessus représentent des catégories théoriques qui peuvent être utilisées pour décrire les caractéristiques de cas réels correspondant habituellement à une combinaison de ces régimes types. Par exemple, un Etat – reconnu par le droit international comme souverain sur les ressources situées sur son territoire national – peut céder des droits d'accès, d'extraction et de gestion à des acteurs non étatiques (entreprises privées, agences de conservation, communautés locales). Les régimes de propriété privée nécessitent une autorité, généralement l'Etat, capable d'imposer le respect des [droits de propriété](#) par les non propriétaires. Chaque niveau de droits peut donc correspondre à des régimes, qui correspondent à leur tour à des configurations institutionnelles spécifiques.

Références:

Bromley, D.W., 1991, *Environment and economy – property rights and public policy*. Oxford: Blackwell.

Ostrom, E., and E. Schlager, 1996. The formation of property rights. In: S. Hanna *et al.* (eds.), *Rights to nature: ecological, cultural and political principles of institutions for the environment*, pp. 127-156. Washington, D.C.: Island Press.

Peluso, N., and J.C. Ribot, 2003. A theory of access. *Rural Sociology*, 68(2): 153-181.

Van Griethuysen, P., 2006. A critical evolutionary economic perspective of socially responsible conservation. In: G. Oviedo, P. Van Griethuysen and P. Larsen (eds.), *Poverty, equity and rights in conservation*. Gland: IUCN; Geneva: IUED.

20 Droits de propriété

La définition économique standard

En économie standard, les droits de propriété font référence à un ensemble de législations définissant les droits d'un propriétaire ainsi que les limitations liées à l'utilisation d'une ressource. Une structure efficace de droits de propriété doit habituellement posséder trois caractéristiques : l'*exclusivité* (tous les coûts et bénéfices liés à la possession d'une ressource doivent revenir à son possesseur), la *transférabilité* (tous les droits de propriété doivent pouvoir être transférables d'une personne à une autre au cours d'un échange volontaire) et l'*applicabilité* (les droits de propriété doivent protéger de la saisie ou de la détérioration par autrui). La théorie économique conventionnelle part du principe que le propriétaire d'une ressource possédant ces trois caractéristiques a de bonnes raisons d'utiliser cette ressource efficacement puisque toute perte de valeur de celle-ci signifie une perte personnelle. De plus, définir clairement les droits de propriété devrait résoudre les problèmes environnementaux en internalisant les [externalités](#) et en se reposant sur les avantages que les personnes privées retirent de la conservation de cette ressource pour préserver celle-ci. Toutefois, cela part du principe qu'il est possible d'internaliser tous les coûts environnementaux, que les propriétaires auront une information parfaite, que les économies d'échelles sont gérables, que les [coûts de transaction](#) sont supportables et que les différents cadres législatifs opèrent efficacement. Renforcer les marchés ainsi que créer et renforcer des droits de propriété devrait – selon la théorie – réduire de tels problèmes. Nous savons en effet que les propriétaires privés [accordent moins d'importance au futur](#), ils donnent une valeur plus importante aux revenus présents qu'aux bénéfices privés et sociaux futurs lorsqu'ils opèrent dans un système de marché.

Les différentes catégories de droits de propriété

Les droits de propriété peuvent prendre différentes formes (Ostrom, 1990 ; Bromley, 1991 ; Heinsohn et Setiger, 2003), que l'on peut replacer dans différentes catégories de base :

- Les droits de propriété privée sont détenus par des individus et des firmes et peuvent être échangés entre eux, la plupart du temps via un échange monétaire. Les droits de propriété privée sont nécessaires au bon fonctionnement du marché, à tel point que les différents marchés ne peuvent exister sans eux.
- Les régimes de propriété étatique, dans lesquels le gouvernement possède et contrôle la propriété. Ce type de régime existe à des degrés variés dans tous les pays du monde. Par exemple, les parcs et les forêts sont souvent détenus et protégés par les gouvernements. Dans les pays communistes, il est possible que le gouvernement possède l'entièreté des ressources. Des problèmes peuvent survenir dans ce type de système lorsque les intérêts des gestionnaires des ressources divergent de ceux de la collectivité. Par exemple, des déchets

toxiques et radioactifs se sont accumulés en Russie jusqu'en 1990 car les plans nationaux favorisaient la croissance plutôt que la protection de l'environnement.

- Les régimes de propriété commune font référence à des propriétés possédées conjointement et utilisées par un groupe de copropriétaires spécifiés via des droits formels (règles légales spécifiques) ou informels (traditions ou coutumes). Bien qu'il existe de nombreux cas dans lesquels le succès ait été au rendez-vous, comme par exemple dans le régime de propriété commune mis en œuvre dans les Alpes Suisses, il existe également des essais peu concluants. La pression de la population et une demande accrue des étrangers au système affaiblissent la cohésion collective jusqu'au point où les règles traditionnelles cessent d'être applicables, menant à la surexploitation de la ressource et à un revenu plus faible pour tous.
- Les régimes d'accès ouvert peuvent être exploités selon la règle du « premier arrivé, premier servi » car aucun individu ou groupe n'a le pouvoir légal d'empêcher l'accès à la ressource. Les conséquences d'un régime d'accès ouvert ont été popularisées via ce qu'Hardin appela trompeusement « [la tragédie des communaux](#) ».

La transition vers un type de propriété à l'Occidentale

La transition vers le capitalisme a historiquement été précédée par une appropriation de la terre par des propriétaires terriens ou par l'Etat via différents types de « mouvements d'appropriation » - physiques aussi bien que légaux. La version anglaise de ce processus fut définie par Polanyi (1944) comme la « révolution des riches ». Au cours des 19^e et 20^e siècles, les anciennes administrations coloniales introduirent les droits de propriétés occidentaux afin d'assurer leur accès aux ressources naturelles. Ils transformèrent souvent des [ressources communes](#) traditionnelles – comme les forêts – en possessions d'Etat. Ce phénomène mena à une répartition inégale des droits de propriété, permettant l'accumulation capitaliste via la dépossession des communautés de leurs [droits coutumiers](#). En effet, la propriété privée de type occidentale est centrale au fonctionnement du capitalisme car il standardise le système économique en fixant le potentiel économique des ressources afin de permettre le crédit et la vente de contrats tout en protégeant (grâce à des forces armées si nécessaire) la propriété et les transactions (Heinsohn et Steiger, 2003).

Aujourd'hui, l'approche de l'économie standard met toujours l'accent sur la nécessité d'étendre ce type de système de propriété à tous les biens et services afin d'assurer la croissance et même la « soutenabilité ». De façon surprenante, de telles politiques font souvent référence à la « tragédie des communaux » de Hardin (1968), se basant sur la comparaison erronée entre l'accès ouvert et les communs. L'important est d'arriver à une symbiose correcte entre les [institutions](#) et les environnements biophysiques et culturels. En effet, on retrouve dans un certain nombre d'études

anthropologiques l'idée selon laquelle les sociétés ont souvent développé des institutions régulant les [droits d'accès](#) aux ressources naturelles et aux tâches entre les différents membres de la communauté afin d'assurer le fonctionnement du groupe social et la gestion des ressources naturelles (Berkes, 1999). Donc, la transformation de ressources communes en propriétés étatiques ou privées a souvent été socialement inégale et écologiquement non soutenable.

Références:

Berkes, F. 1999. *Sacred ecology: traditional ecological knowledge and resource management*. Philadelphia: Taylor and Francis.

Bromley, D. (ed.). 1992. *Making the commons work*. San Francisco: The ICS Press. 176

Hardin G. 1968. The tragedy of the commons. *Science*, 162, 1243–1248.

Heinsohn, G. and Steiger, O. 2003. The property theory of interest and money. In: *Recent developments in institutional economics* (Ed. Hodgson, G. M.), pp. 484–517. Cheltenham: Edward Elgar.

Ostrom, E. 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge: Cambridge University Press.

Polanyi, K. 1944. *The great transformation*. Boston: Beacon Press.

Websites:

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

http://www.ecoeco.org/education_encyclopedia.php

21 Eau virtuelle et empreinte en eau

Définition

L'être humain consomme de l'eau directement en buvant, en cuisinant et en se lavant. Toutefois, une bien plus grande quantité de sa consommation est issue de la production de biens tels que le papier, le coton, la nourriture, les vêtements, etc. On appelle « eau virtuelle » (Virtual Water) la quantité d'eau utilisée dans le cycle de production entier d'un bien. Cette eau « virtuelle » peut ensuite être divisée en eau bleue (l'eau s'évaporant des rivières, des lacs ou des nappes aquifères et utilisée lors de processus de production tels que l'irrigation), l'eau verte (eau de pluie qui s'évapore durant la croissance des cultures) et eau grise (eau polluée après l'utilisation agricole, industrielle et ménagère).

L'empreinte en eau d'un individu, d'une communauté ou d'une entreprise est définie par le volume total d'eau fraîche utilisée pour produire les biens et services consommés par cet individu, cette communauté ou produit par cette entreprise.

Voici quelques exemples d'empreintes en eau :

- La production d'un kilogramme de bœuf requiert 16 000 litres d'eau
- La production d'une tasse de café nécessite 140 litres d'eau
- L'empreinte en eau de la Chine est de près de 700m³ d'eau par personne par an. Seuls 7% de l'empreinte chinoise en eau vient de l'étranger.
- Le Japon a une empreinte en eau de 1150m³ par an par personne et plus de 65% de celle-ci vient de l'extérieur.
- L'empreinte en eau des USA est de 2500m³ par an par personne (source : www.waterfootprint.org)

Application

Etant donné que notre consommation personnelle d'eau virtuelle contenue dans notre alimentation dépend de notre régime alimentaire (de 1m³/jour pour une ration de survie, à 2,6m³ par jour pour un végétarien et 5m³ pour une alimentation à base de viande comme aux USA), il est clair que la modération de notre alimentation (réduire la consommation de viande) peut avoir un impact important sur l'eau virtuelle que nous utilisons. Toutefois, l'impact précis d'une empreinte en eau dépend entièrement d'où et quand l'eau a été extraite. Une augmentation importante de l'empreinte en eau d'une zone où cette ressource est abondante comporte peu de risques d'impacts significatifs, mais cette même augmentation dans une région dans laquelle l'eau manque peut avoir des effets dévastateurs tels que l'assèchement des rivières, la destruction d'habitats, de modes de vies et l'extinction d'espèces – en plus d'affecter les prix agricoles et l'économie locale. Certains partisans de l'eau virtuelle expliquent qu'il existe un réel besoin d'établir des labels clairs permettant d'afficher clairement l'empreinte en eau d'un produit afin de permettre une gestion de la demande. Cela aiderait les consommateurs et les politiciens à reconnaître le lien existant entre la production et la consommation.

Au niveau politique, un pays possédant peu d'eau peut importer des produits requérant une grande quantité d'eau dans leur production (importer de l'eau virtuelle donc) pour diminuer la pression sur ses propres ressources. Cette stratégie fut initialement adoptée par Israël, qui importe quasiment toutes ses céréales. Inversement, il existe des arguments selon lesquels des pays secs comme l'Espagne ne devraient pas exporter des tomates, contenant une forte quantité d'eau virtuelle, vers l'Europe du Nord. Exporter de la pâte à papier, du soja ou de l'éthanol depuis l'Amérique latine vers l'Europe ou la Chine implique de fortes exportations d'eau virtuelle. Ce type de commerce global d'eau virtuelle a des implications géopolitiques : il entraîne des dépendances entre les pays.

Critiques de l'évaluation d'Eau Virtuelle

Les partisans de l'eau virtuelle pensent qu'une attention insuffisante est portée à la gestion de la demande par rapport à la gestion de l'offre. Selon eux, la sensibilisation des consommateurs ne doit pas être négligée, il s'agit donc de faire de l'éducation/information. En effet, les propositions de labels semblent avoir été regardées de haut car les consommateurs et les politiciens ne reconnaissent pas les liens entre la production et la [consommation](#).

Un problème lié à la labellisation de l'eau virtuelle vient du fait que le contenu en eau devrait être évalué en gardant à l'esprit son importance géographique et temporelle : l'utilisation de 50 litres d'eau ne représente pas la même pression selon qu'elle ait été effectuée au Sahara, en Angleterre ou à Valence en été (lorsque la saison touristique bat son plein et que l'eau est rare). De même, un produit agricole produit avec de l'eau de pluie ne peut pas être comparé avec un produit ayant poussé dans un système d'irrigation non soutenable. L'eau virtuelle ne permet donc pas de définir si l'eau a été utilisée dans des limites d'extraction durables, celles-ci pouvant changer annuellement selon les quantités d'eau de pluie. Enfin, le débat sur l'eau virtuelle peut également avoir des conséquences politiques, particulièrement en ce qui concerne l'équité. De l'eau qu'on redirige d'une utilisation vers une autre ne sera pas forcément utilisée plus efficacement ou distribuée plus équitablement. Par exemple, si on réduit la consommation d'eau du secteur agricole et que les fermiers font pousser des cultures moins aquivores mais de moindre valeur, l'eau économisée peut très bien être consommée par les utilisateurs urbains ou par le secteur industriel au lieu d'être distribuée plus équitablement aux pauvres.

Références:

www.waterfootprint.org

www.worldwatercouncil.org

http://www.waterfootprint.org/index.php?page=cal/waterfootprintcalculator_indv

22 Echange écologiquement inégal

Contexte et définition

On soutient depuis longtemps que les pays développés sont en train de [dématérialiser](#) leurs économies, c'est-à-dire que les citoyens de ces pays préfèrent de plus en plus la consommation de services à celle de biens manufacturés. De plus, la Théorie de la Modernisation Ecologique, développée en Europe, explique comment certaines entreprises capitalistes semblent incorporer des considérations environnementales dans leur prise de décision. Ces deux tendances ont amené de nombreux observateurs à considérer que la croissance économique est en phase de

découplage avec la consommation de ressources, célébrant ainsi une sorte de victoire environnementale.

Une autre affirmation énoncée par les analystes de la Banque Mondiale et de l'OMC postule que les exportations des pays en développement deviennent plus complexes et qu'elles augmentent les attentes de ces pays en matière de développement et de croissance économique. Cependant, ces divers arguments ont récemment été remis en question par des chercheurs s'intéressant à la thématique de l'échange écologiquement inégal. Leurs résultats empiriques suggèrent que même si la nature des exportations se modifie, les relations commerciales restent fortement déséquilibrées et injustes parce que des pays plus pauvres exportent de grandes quantités de biens moins chers dont la valeur ne prend pas en compte les coûts sociaux et environnementaux de leur extraction, de leur traitement ou de leur transport. De plus, les régions ou pays métropolitains ont besoin de plus en plus d'énergie et de matière à bas prix.

L'échange écologiquement inégal fait donc référence à l'exportation de biens depuis des pays pauvres à des prix qui ne prennent pas en compte les [externalités](#) locales ou l'épuisement des ressources naturelles induites par ces exportations, en échange de biens et de services de régions plus riches. Il s'agit de considérer la pauvreté et le manque de pouvoir politique de la région exportatrice pour insister sur le manque d'alternatives, aussi bien pour l'exportation d'autres biens renouvelables induisant moins d'impacts locaux que pour l'application du principe de précaution aux nouvelles importations produites avec des technologies non éprouvées. Cet échange de produits d'exportation depuis les pays pauvres vers les pays riches contre des biens des pays riches vers les pays pauvres tend à être organisé par des entreprises multinationales ou par des partenariats entre les élites des pays pauvres et des entreprises importatrices des pays riches. Ce processus est facilité par le Fond Monétaire International et par la Banque Mondiale à travers leurs prêts d'ajustement structurel qui exigent de la part des pays pauvres de stimuler les exportations de ressources naturelles en dévaluant leur devise et en concédant divers avantages légaux (par exemple, des dérogations à la législation environnementale) ou en offrant divers avantages financiers (périodes d'exemption de taxes) aux investisseurs étrangers en échange de leur argent.

Causes et effets

Alf Hornborg a expliqué les racines structurelles de l'échange écologiquement inégal en 1988. Les riches régions métropolitaines du monde ont besoin d'un afflux net d'énergie et de marchandises à bas coûts pour leur [métabolisme social](#). Par conséquent, les régions exportatrices ont des déficits commerciaux en termes physiques, puisqu'elles exportent plus de tonnes qu'elles n'en importent, et puisqu'elles vendent leurs exportations à des prix plus bas qu'elles n'achètent leurs importations. C'est une condition structurelle du système monde. De grandes quantités de pétrole, de charbon et de gaz vont de régions relativement pauvres vers

des régions riches. De plus, les prix des exportations depuis les nations pauvres (principalement exportatrices de ressources naturelles) diminuent avec le temps en comparaison avec les prix des exportations depuis les nations riches (principalement exportatrices de biens manufacturés et de services). En conséquence de cette détérioration des termes de l'échange, de plus en plus de ressources naturelles (par exemple, le bois) et d'autres productions primaires (produits agricoles ou miniers) doivent être exportées par les pays pauvres pour acheter les importations venant des pays riches. Cela conduit souvent à des dégradations majeures dans les pays pauvres (perte de forêts, pollution de l'eau, pollution de l'air, etc.) puisque des niveaux plus élevés d'exportations sont nécessaires pour maintenir les niveaux d'importations. L'obligation de payer les dettes financières externes est un autre facteur forçant les exportations de matières premières.

Par exemple, l'industrie exportatrice de viande bovine dans certaines régions d'Amérique latine est un contributeur très important à la dégradation de la forêt. Les élites locales et les firmes transnationales possèdent et gèrent la plupart des exploitations d'élevage intensif ; des usines d'emballage de viande préparent la viande pour l'exportation vers les Etats-Unis et d'autres marchés en croissance dans les pays développés. Un autre exemple est celui des entreprises forestières dégradant les forêts dans de nombreux pays. Des firmes européennes tirent profit de la proximité des forêts ouest-africaines avec la côte pour exporter le bois vers les marchés européens. Ces entreprises ont même accès à des zones forestières au Ghana, au Cameroun (voir l'étude de cas du CEECEC sur [l'exploitation des forêts au Cameroun](#)) et en Côte d'Ivoire, la majorité du bois étant exportée vers les grands pays consommateurs européens.

En plus d'une contribution claire à diverses formes de dégradation environnementale, l'échange écologiquement inégal mène à d'autres problèmes dans les pays pauvres, particulièrement la pauvreté et les inégalités. Il semble aussi jouer un rôle dans la problématique particulièrement importante du changement climatique. En effet, des recherches statistiques laissent penser que la participation au commerce international augmente les émissions de CO₂ dans les pays pauvres alors qu'elle les diminue dans les pays riches. Par conséquent, alors que les données des émissions nationales de CO₂ pourraient suggérer un passage vers des modes de vie et des économies relativement peu émetteurs en carbone, ces pays ne sont pas nécessairement en train d'émettre moins mais simplement d'émettre ailleurs (en délocalisant la production des biens intensifs en énergie dans les pays en développement, par exemple). Ces conclusions ont conduit à la proposition selon laquelle les nations riches doivent une sorte de rémunération (une [dette écologique](#)) aux nations pauvres pour les dommages environnementaux incorporés dans leurs biens intensifs en énergie (et en matière). Les nations riches auraient ainsi accumulé une dette énorme au cours des siècles en exploitant les matières premières et les écosystèmes des pays pauvres.

Analyse

L'analyse empirique de la théorie de l'échange écologiquement inégal est devenue assez populaire parmi les économistes écologiques qui analysent les [flux de matière](#). Ils ont développé des systèmes de comptabilité détaillés visant à mesurer les flux de minerais, de combustibles fossiles et de biomasse. Cependant, cette approche tend à se concentrer sur l'un ou l'autre pays. Afin d'appliquer cette approche entre les pays, Jorgenson (2006) a développé une mesure plus complète des "flux d'exportation pondérés", ce qui permet aux chercheurs d'avoir un aperçu de l'échange écologiquement inégal en utilisant les données pour un large échantillon de pays. La mesure des flux d'exportation pondérés de Jorgenson quantifie l'importance avec laquelle les exportations d'une nation donnée sont envoyées vers des nations plus riches. Une plus grande valeur de cette mesure signifie qu'une nation envoie un plus grand pourcentage de ses exportations totales vers les pays riches.

Références:

Hornborg, Toward an ecological theory of unequal exchange, *Ecological Economics* 25 (1) (1998), 127–136

A.K. Jorgenson (2006), Unequal ecological exchange and environmental degradation: A theoretical proposition and cross-national study of deforestation, 1999-2000, *Rural Sociology*, 71, 685-712

R. Muradian, M. O'Connor and J. Martinez-Alier, (2002), Embodied pollution in trade: Estimating the —environmental load displacement of industrialized countries, *Ecological Economics*, 41: 51-67

J. Rice (2007a.), Ecologically unequal exchange: Consumption, equity, unsustainable structural relationships within the global economy, *International Journal of Comparative Sociology*, 48, 43-72

23 Ecoblanchiment

Définition

Le terme « écoblanchiment » (« greenwashing ») a été inventé par des activistes pour dénoncer certaines dérives dans les campagnes de publicité faites par les compagnies industrielles pour se présenter comme plus respectueuses de l'environnement et conscientes de l'écologie qu'elles ne le sont en réalité. Il n'y a pas de consensus sur une définition appropriée de l'écoblanchiment, toutefois on pourrait le définir comme : « la désinformation disséminée par une organisation afin de présenter une image environnementalement responsable ». L'origine de ce mot dérive du terme « blanchiment », défini par le « Cambridge Advanced Learner's

Dictionnaire » comme une « tentative d'empêcher les gens de connaître la vérité sur une situation ». Des similarités avec le terme « lavage de cerveau » (Brainwashing) (« faire penser quelque chose à quelqu'un en lui répétant de manière répétitive que c'est la vérité afin d'empêcher toute autre information de l'atteindre »).

Identifier l'écoblanchiment

Greenpeace, l'une des ONG environnementale les plus influentes, identifie 4 différents types [d'écoblanchiment](#). Le premier (le dirty business) regroupe les entreprises promouvant des produits verts alors que leurs activités principales sont hautement polluantes. Un exemple peut être trouvé dans l'industrie automobile où les compagnies mettent en avant la production de voitures écologiques (construites seulement à quelques milliers d'exemplaires par an) tout en continuant à produire des voitures hautement polluantes chaque mois. Une seconde catégorie (l'ad bluster) est utilisée pour « exagérer une réussite environnementale afin de divertir l'attention d'un problème environnemental ». C'est le cas quand une compagnie dépense plus en campagne de publicité qu'en essayant véritablement de résoudre leurs problèmes de pollution environnementale. La troisième (le political spin) est le paradoxe d'une compagnie se donnant un profil « vert » tout en investissant massivement dans le lobbying anti-environnemental. La dernière (« It's the law, stupid! ») regroupe enfin les campagnes publicitaires vantant une réalisation environnementale alors que ces comportements ont été prescrits par une loi existante.

Conséquences et réactions à l'écoblanchiment

L'écoblanchiment est une mauvaise pratique pour plusieurs raisons. Il porte atteinte à l'environnement dans le sens où il tend à minimiser les effets environnementaux réels de produits ou d'industries perçues comme « vertes ». Il est également négatif pour la protection des consommateurs puisque les consommateurs sont victimes d'informations mensongères et qu'ils sont par conséquent plus susceptibles de perdre confiance dans les produits verts en général. L'écoblanchiment peut également affecter les industries elles-mêmes puisque, lorsqu'elles en sont accusées, leur réputation peut empirer, entraînant des effets totalement contraires à ce que la publicité était sensée produire. Une régulation de cette pratique existe en Europe, sous la directive des Pratiques Commerciales Non Concurrentielles 2005/29/EC qui implique un contrôle étatique. Toutefois, sa mise en œuvre au niveau national varie d'un état membre à l'autre, certains se concentrant principalement sur la concurrence injuste et d'autres se focalisant sur la protection du consommateur. Pour contrer la prolifération de l'écoblanchiment, certaines ONG ont lancé des campagnes annuelles de « Prix de l'écoblanchiment » afin d'attirer l'attention des médias et du public sur les stratégies de [responsabilité sociale des entreprises](#) (CSR – Corporate social responsibility) qui ne font que donner l'impression que des décisions nécessaires pour gérer la pollution sont prises.

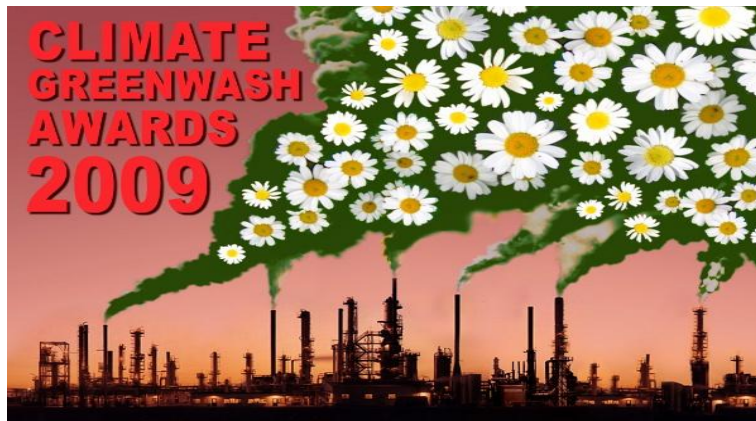


Figure 1: Image tirée du site www.climategreenwash.org

Nouvelles tendances

Le risque d'être accusé d'écoblanchiment par les ONG a conduit les compagnies à adopter de nouvelles stratégies. Les entreprises multinationales sont souvent accusées de couler les engagements politiques sérieux en faveur d'une obligation de réduction des gaz à effet de serre et de saper les évidences scientifiques sur le réchauffement climatique d'origine anthropique en finançant des « think tanks indépendants ». Une autre tendance intéressante est ce qui a été appelé « l'écoblanchiment gouvernemental ». Dans le contexte de la sensibilisation croissante de l'opinion publique vis-à-vis du réchauffement climatique, ce terme fait référence aux efforts des gouvernements à utiliser une rhétorique « verte » afin de gagner le support du public, tout en continuant à supporter des industries hautement polluantes ou en sponsorisant des projets reconnus comme ayant des conséquences environnementales dévastatrices bien connues.

Références:

CorpWatch.org, *Greenwash Fact Sheet, Defining Greenwash*, March 22nd, 2001: <http://www.corpwatch.org/article.php?id=242>

Friends of the Earth, *Greenwash confronted: misleading advertising regulation in the EU and its member states*, Report, September 2007, www.foeeurope.org

Ramus C. and Muntiel I. (2005), *When Are Corporate Environmental Policies a Form of Greenwashing?*; *Business Society*, Vol. 44 No. 4; p. 377-414.

Hoedeman O., *ExxonMobil funds climate skeptics: will Brussels clear the air?*; in <http://www.spinwatch.org/>, 13 March 2007.

Websites:

<http://www.businessethics.ca/greenwashing/>

<http://www.corpwatch.org/article.php?id=242>

<http://stopgreenwash.org/criteria>

24 Eco-efficacité

Définition

Le concept d'éco-efficacité a été introduit par le World Business Council for Sustainable Development (Conseil mondial des entreprises pour le Développement Durable - www.wbcsd.org) dans l'ouvrage 'Changing Course', publié en préparation du Sommet de la Terre de Rio de 1992.

Ce concept décrit une vision pour la production de biens et de services en réduisant les impacts écologiques de leur production. Selon le WBCSD, "l'éco-efficacité est atteinte par la mise à disposition de biens et de services à des prix compétitifs qui satisfont les besoins humains et sont sources de qualité de vie, tout en réduisant progressivement les impacts écologiques et [l'intensité en ressources](#) au travers de l'analyse du cycle de vie à un niveau au moins en phase avec la [capacité de charge](#) de la Terre". En bref, il s'agit de créer plus de valeur avec moins d'impact (c'est-à-dire en utilisant moins de ressources et en créant moins de déchets).

L'éco-efficacité est une philosophie managériale qui encourage les entreprises à rechercher des améliorations environnementales qui produiront parallèlement des bénéfices économiques. Elle se concentre sur les opportunités d'affaires et permet aux entreprises de devenir plus profitables et plus responsables environnementalement.

Éléments centraux

Selon le WBCSD, les éléments fondamentaux de l'éco-efficacité sont :

- Une réduction de l'intensité matérielle des biens et services ;
- Une réduction de l'intensité énergétique des biens et services ;
- La dispersion réduite des matériaux toxiques ;
- L'amélioration du recyclage ;
- L'utilisation au maximum de ressources renouvelables ;
- Une plus grande soutenabilité des produits.

La réduction des impacts écologiques se traduit par une augmentation dans la [productivité des ressources](#), ce qui peut, à son tour, créer un avantage compétitif pour les entreprises. A un niveau plus large, l'éco-efficacité est vue comme une façon de découpler la croissance économique de ses impacts sur les systèmes écologiques. Les progrès dans les tendances d'éco-efficacité sont étudiés par une discipline appelée l'écologie industrielle.

Limites

Selon de nombreux auteurs, la vision optimiste du rôle des solutions technologiques win-win dans la poursuite du développement durable ne représentera pas une réponse suffisante au challenge de la soutenabilité. Des problèmes tels que le [Paradoxe de Jevons \(ou effet rebond\)](#), la distribution des bénéfices des améliorations technologiques, les modes de vie, ainsi que les modèles de consommation et de production nécessitent des changements importants dans l'organisation et la [gouvernance](#) sociale et politique allant bien plus loin que les solutions technologiques sous-tendant le concept d'éco-efficacité.

Références:

DeSimone, L., F. Popoff with the WBCSD, 1997. Eco-efficiency. The Business Link to Sustainable Development. The MIT Press, Cambridge, Ma.

Schmidheiny, S., with the Business Council for Sustainable Development, 1992. Changing Course. A Global Business Perspective on Development and the Environment. The MIT Press, Cambridge, Ma.

Websites:

World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) www.wbcsd.org

25 Écologisme des pauvres

Origines

Les théories de "l'écologisme des pauvres" (Guha et Martinez-Alier, 1997 ; Guha, 2000 ; Martinez-Alier, 2002) et de l'"écologie de libération" (Peet et Watts, 2004) ont de nombreux points en commun avec la branche du mouvement Vert contestant la distribution inéquitable des biens et des maux écologiques résultant de la croissance économique. Ces perspectives sont distinctes du courant principal de l'écologisme, recherchant la modernisation écologique et l'éco-efficacité, et aussi du courant environnementaliste plus ancien visant à la conservation d'une nature intacte sans interférence humaine. Les mouvements de l'écologisme des pauvres tendent aussi à trouver leurs origines dans les pays du 'tiers-monde', ou ceux du Sud, en contraste avec les mouvements de "[justice environnementale](#)" que l'on retrouve principalement dans les régions du Nord.

Exemples actuels et anciens

L'écologisme des pauvres se manifeste au travers de conflits ayant une composante écologique, y compris les revendications de justice sociale, et impliquant des populations défavorisées luttant contre l'Etat ou contre des entreprises privées

menaçant leur subsistance, leur santé, leur culture ou leur autonomie. Ces mouvements sont nés de la résistance (exprimée sous de nombreuses formes) contre l'utilisation disproportionnée des ressources et des services environnementaux par les riches et les puissants. Des femmes et des hommes ordinaires luttent pour corriger les torts qui ont été faits contre la terre, l'eau et l'air autour d'eux. En cela, ils contredisent le rapport Brundtland selon lequel les dommages environnementaux sont causés par la pauvreté. L'anthropologie écologique, l'agro-écologie et l'écologie politique sont les principaux alliés académiques de l'écologisme des pauvres. Le mouvement Chipko en Inde et le mouvement des *seringueiros* lié à Chico Mendes (deuxième moitié du 20^{ème} siècle) représentent deux des cas les plus emblématiques de l'écologisme des pauvres.

Il existe de nombreux exemples bien connus de ce type d'écologisme : les Ogoni, les Ijaw et d'autres groupes protestant contre les dommages entraînés par l'extraction pétrolière de Shell dans le delta du Niger ; la résistance contre les eucalyptus en Thaïlande et ailleurs sur la base que "les plantations ne sont pas des forêts" ; les mouvements luttant contre la construction de barrages comme sur le fleuve Narmada en Inde, ou au Brésil par les *atingidos por barragens* ; et les nouveaux mouvements paysans tels que *Via Campesina*, qui se battent contre les agro-industries et la biopiraterie (la biopiraterie se rapporte à l'appropriation de la connaissance des plantes médicinales sans rétribution). Il existe aussi de nombreux cas historiques de ce qui peut être appelé l'écologisme des pauvres, même si les mots 'écologie' et 'environnement' n'étaient pas utilisés politiquement à l'époque et même si les acteurs de ces conflits se voyaient rarement comme des 'environnementalistes' puisqu'ils étaient principalement concernés par leur subsistance. Deux exemples liés à l'exploitation du cuivre viennent de Rio Tinto en Andalousie dans les années 1880 contre le dioxyde de soufre, et au début des années 1900 contre la pollution du fleuve Watarase par la mine de cuivre Ashio au Japon.

Un mouvement grandissant

Aussi longtemps que les problèmes liés à la distribution inégale des coûts et des bénéfices écologiques ne seront pas résolus, il est peu probable que les efforts visant à pacifier les protagonistes de ce type de mouvement soient couronnés de succès. Au contraire, la publicité apportée à ces luttes par les canaux traditionnels de communication et par la société en réseau actuelle est une source d'inspiration pour les autres groupes s'opposant aux forces détruisant l'environnement local et global. En fin de compte, la somme de ces conflits pourrait représenter une force sociale puissante visant à une plus grande soutenabilité.

Références:

Guha, R., 2000. *Environmentalism: a global history*. Oxford: Oxford University Press.

Guha, R. & Martínez-Alier, J., 1997. *Varieties of environmentalism: essays North and South*. London: Earthscan.

Martínez-Alier, J., 2002. *The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation*. Cheltenham: Edward Elgar.

Peet, R. & Watts, M. (eds.), 2004. *Liberation ecologies*. New York: Routledge.

26 Economie écologique

Broad definition

L'économie écologique a été comparée à l'écologie humaine (Martinez-Alier, 1998). Au lieu de ne recourir qu'à une seule unité de mesure – l'argent –, l'économie écologique inclut les aspects biophysique des processus économiques. En effet, les économistes écologiques envisagent ces derniers d'une manière semblable à des écologues étudiant des écosystèmes : leur approche est fondamentalement métabolique, ce qui signifie que l'économie est vue comme un sous-système d'un système global fini plus grand. Plus spécifiquement, l'économie est envisagée comme ouverte à l'entrée et à la sortie de matières et d'énergie, par exemple sous la forme de matières premières (entrée) et de pollution (sortie), et les processus économiques sont vus comme [entropique](#) et donc irréversibles. Dans ce sens, l'économie écologique a davantage en commun avec l'« écologie humaine » ou l'« oikonomia », pour prendre le terme d'Aristote, qu'avec l'« économie » tel que nous entendons habituellement ce terme aujourd'hui. La célèbre distinction d'Aristote entre l'« oikonomia », l'art et la science de l'approvisionnement matériel de l'« oikos » ou maison, et la « chrématistique », que nous appelons aujourd'hui l'économie et qui étudie la formation des prix par le marché dans le but de faire de l'argent.

Une note sur le changement paradigmatique

L'économie écologique a évolué en un paradigme différent de celui de l'économie conventionnelle (néoclassique), qui reste largement basé sur des principes mécaniques. A la suite de ceci, l'économie néoclassique est demeurée pour la plupart anhistorique, universelle dans ses ambitions explicatives, et spécialisée dans un formalisme mathématique abstrait. Sa vision des êtres humains comme des agents maximisant leur utilité et dont les comportements agrégés conduisent sous certaines conditions à un équilibre prend également racine dans le paradigme mécanique, dont les conséquences idéologiques sont la promotion de marchés autorégulés, de la croissance économique, et du « progrès technique ». A l'inverse, l'économie écologique a été fondée sur une révolution épistémologique stimulée par la naissance de la thermodynamique et associée à des notions telles qu'entropie, paramètres d'ordre, complexité, irréversibilité et évolution. Cette approche

représente une prise de distance claire d'avec le paradigme mécanique et comporte des implications d'une portée considérable. Elle implique notamment l'aveu peu confortable que les scientifiques ne peuvent que travailler avec des définitions d'entités qui sont dépendantes de systèmes et de contextes (Georgescu-Roegen, 1971). Les modèles réductionnistes et leurs prédictions perdent une grande partie de leur pertinence, l'image correspondante des êtres humains devient bio-psycho-socio-culturelle, et les implications idéologiques sont substantiellement différentes.

Quelques concepts clés

Le concept central de l'économie écologique est la *soutenabilité*, qui est envisagé à la fois qualitativement et empiriquement, avec une attention particulière pour les échelles spatiales (allant du local au global) et pour les indicateurs biophysiques (voir ci-dessous). Au contraire, l'économie standard de l'environnement conceptualise généralement le développement soutenable comme étant synonyme de croissance soutenable, mesurée avec des indicateurs monétaires et étudiée avec des modèles généraux qui évitent toute référence aux aspects historiques et spatiaux.

L'économie écologique met l'accent sur [l'incommensurabilité des valeurs](#) (i.e. sur différents systèmes de valeurs qui ne peuvent être exprimés dans les mêmes unités). Elle défend donc les méthodes [d'évaluation multicritère](#) basées sur des prémisses de valeurs explicites et sur différents indicateurs socioculturels et biophysiques. Comme exemples de ces derniers, il y a le [HANPP](#) (*human appropriation of net primary production*), le [PIB des pauvres](#), l'intensité matérielle de la consommation basée sur l'étude des [flux de matières](#), l'[EROI](#) (*energy return on energy input*), le MIPS (*material input per unit service*), [l'empreinte écologique](#), et ainsi de suite. Ces indicateurs sont mesurés dans des unités différentes de la comptabilité économique conventionnelle. Mais comment juger d'une situation dans laquelle le HANPP, l'EROI et le PNB génèrent des résultats contradictoires ? Les économistes écologiques pensent qu'il n'est pas nécessaire de chercher une « super-valeur » totale (telle qu'implicite dans l'idée de commensurabilité). Au contraire, le but est d'atteindre un jugement raisonnable en employant une évaluation multicritère ou une étude intégrée.

L'économie écologique présuppose en général un horizon temporel plus long que l'économie de l'environnement et pour cette raison elle conteste l'idée que le futur doit être [actualisé](#) (*discounted*). Elle porte davantage d'attention aux chaînes de causalité, aux interactions et aux feedbacks entre les systèmes naturels et humains-économiques. Le concept de « coévolution » est à cet égard pertinent car il reflète l'influence mutuelle des systèmes économiques et environnementaux. Les économistes écologiques envisagent les systèmes, notamment les marchés, comme s'adaptant plutôt que comme optimaux dans le sens néoclassique. L'économie écologique a donc, de façon inhérente, une dimension évolutive, endossant l'approche selon laquelle les marchés ne suffisent pas à subvenir aux besoins des

pauvres, ni à produire des technologies et des activités productives « optimales » du point de vue de ce qu'il faudrait entreprendre d'écologiquement sensé, sur le long terme.

L'économie écologique n'est pas un projet « technocratique » ou « scientifique ». Au contraire, comme l'expliquent Funtowicz, Ravetz et d'autres, dans de nombreux problèmes actuels d'importance ou urgents, où les valeurs sont disputées et où les incertitudes sont grandes, les « experts certifiés » sont souvent contestés par des citoyens de groupes environnementaux – par exemple par des activistes de l'« [épidémiologie populaire](#) », des opposants à l'énergie nucléaire ou aux OGMs, ou par des défenseurs du savoir pratique des populations autochtones ou paysannes. C'est ce que l'on appelle la « [science post-normale](#) », qui conduit à des [méthodes démocratiques/participatives](#) de résolution des conflits et de prise de décision, notions chères aux économistes écologiques.

Remarques finales

L'économie écologique prend racine dans le pluralisme méthodologique. Elle ne poursuit donc pas la route réductionniste mais plutôt une sorte d'« orchestration des sciences » (Otto Neurath) qui reconnaît et essaye de résoudre les contradictions qui apparaissent entre les différentes disciplines traitant de questions de soutenabilité (Martinez-Alier, 1998). Par exemple, comment tenir compte des points de vue opposés de l'économie conventionnelle agricole (progrès technique, croissance de la productivité) et de l'agro-écologie (perte en biodiversité, efficacité énergétique décroissante) ? L'image de l'« orchestration des sciences » correspond bien aux notions de « coévolution » et de « pluralisme des valeurs » qui sous-tendent l'étude de la dimension humaine des changements écologiques et donc l'étude de la perception humaine de l'environnement. L'économie écologique comme une « orchestration des sciences » met également en lumière les limites du jugement d'autorité de n'importe quel expert d'une discipline particulière. Une forme de démocratisation scientifique devient ainsi nécessaire, non pas grâce à la générosité spontanée des puissants, mais de par la nature des problèmes existants, de par leurs côtés indisciplinés, urgents et incertains.

Références

Funtowicz, S. & Ravetz, J., 1994. The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics*, 10: 189-96.

Martinez-Alier, J., 1998. *Ecological economics as human ecology*. Lanzarote: Fundacion Cesar Manrique.

Georgescu-Roegen, N., 1971. *The entropy law and the economic process*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

27 Economie forestière

Définition

De façon assez analogue à la définition basique de l'économie, l'économie forestière est définie comme la science de l'affectation de ressources limitées à de multiples moyens en compétition, servant à satisfaire les désirs et les besoins humains en produits forestiers (Gregory, 1987). Tirant ses racines de l'économie néoclassique conventionnelle, cette science appliquée combine des principes d'économie et de foresterie, et les applique à des problématiques telles que l'évaluation, l'achat, la vente, la possession, la taxation et la gestion de ressources (bois, faune, herbes médicinales, approvisionnement en eau, etc.) et de terres forestières. Elle se préoccupe principalement de la gestion de la récolte de bois, de l'extraction des ressources et de la production de marchandises, sans s'intéresser à une large gamme de valeurs que possède la forêt (écologique, esthétique, spirituelle, etc.). La forêt est vue comme une ressource renouvelable stockable et la foresterie comme un domaine d'investissement intensif en capital ayant des périodes de rotation (production) longues et une croissance du stock facilement mesurable.

Application

La croissance des arbres suit une fonction logistique, c'est-à-dire que les arbres croissent plus rapidement au début et plus lentement ensuite. Le propriétaire privé d'une forêt (ou, plutôt, d'une plantation d'arbres) qui souhaite maximiser son profit, compare (a) combien il va gagner en repoussant d'une année la coupe et la vente des arbres ; (b) combien il va gagner en coupant et en vendant les arbres aujourd'hui, puis en mettant l'argent en banque durant une année. Plus le taux d'intérêt est élevé (ou, de manière équivalente, plus le [taux d'actualisation](#) est élevé), plus le propriétaire sera incité à raccourcir la période de rotation.

Nous pourrions comparer cela à la rente d'Hotelling en économie d'extraction pétrolière, où un taux d'actualisation ou d'intérêt élevé implique de vendre plus rapidement le stock de pétrole. Dans ce cas, la ressource ne croît pas. Il y a un stock fixe de pétrole produit par la photosynthèse il y a des millions d'années. Le propriétaire maximisateur de profit d'un puits de pétrole (qui suit l'économie néoclassique) va comparer combien d'argent il gagne en extrayant le pétrole ou en le laissant dans le sol. S'il extrait et vend le baril marginal, il gagne l'intérêt que la banque lui paiera sur la différence entre le prix et le coût d'extraction. S'il laisse le pétrole dans le sol, il gagne la valeur actualisée du revenu futur (à nouveau, prix futur moins coût d'extraction). Si le taux d'actualisation ou d'intérêt est élevé, il vendra rapidement le pétrole.

Dans le cas des forêts, la ressource croît. L'une des solutions les plus basiques et les mieux connues pour le problème de la rotation est donnée par la règle de Faustmann. Il s'agit d'un modèle utilisé pour calculer la période de rotation idéale avec un horizon temporel infini lorsque la gestion de la forêt consiste à déterminer le

moment optimal de la coupe. Vous coupez les arbres et recommencez une nouvelle période de rotation. Devez-vous couper souvent ou plutôt attendre que les arbres grandissent encore un peu ? Ce modèle calcule l'âge auquel une plantation forestière doit être coupée dans le but de maximiser le retour sur investissement (Touza-Montero & Termansen, 2001). Il se concentre sur la structure en classe d'âge de la plantation forestière en supposant que toutes les rotations de la terre sont identiques (Touza-Montero & Termansen, 2001). Selon cette règle, le moment optimal pour couper une forêt se produit lorsque les bénéfices marginaux de retarder la coupe sont égaux aux coûts d'opportunité de l'attente. En fait, Faustmann expliquait que "la rotation économiquement optimale est plus courte que la rotation qui produit la récolte moyenne annuelle maximale" puisque la coupe de la forêt induit des revenus issus du bois mais aussi des revenus issus de la terre libérée (pour des pâturages, par exemple, le temps que les arbres recommencent à croître) (Raunikar & Buongiorno, 2007). Le prix du produit est le facteur clé de ce principe qui ne prend en considération que les produits forestiers ligneux.

Inclusion des valeurs non ligneuses

Hartman (1976) réexamina la règle de Faustmann en y incluant les valeurs non ligneuses dans sa solution de rotation, prenant en compte "le flux additionnel d'aménités induit si la coupe est retardée" (Touza-Montero & Termansen, 2001). Les valeurs non ligneuses des forêts matures sont, entre autres, le contrôle des inondations et de l'érosion, la fourniture en eau propre et en faune et flore, la séquestration du carbone, l'amusement, etc. Selon la règle d'Hartman, si ces services ont plus de valeur que ceux d'une nouvelle plantation, l'âge de coupe doit être repoussé. Quel est alors le moment optimal pour couper les arbres ? Peut-être jamais.

Implications/problèmes

En suivant les principes de l'économie forestière classique, la gestion forestière conventionnelle (GFC) a mené à l'exploitation du bois basée sur les profits plutôt que sur des pratiques de gestion soutenable, ce qui a des impacts négatifs sur la biodiversité et la fourniture de [services environnementaux](#). A l'inverse, la gestion forestière durable (GFD) est un nouveau paradigme comprenant des buts sociaux, économiques et environnementaux plus larges, qui adopte une approche écosystémique reconnaissant les multiples valeurs forestières dans le but d'atteindre un équilibre entre la demande sociale pour les produits forestiers et la protection des forêts (Forest Europe, 2009).

Références:

European Forest Institute (n.d) Introduction to Forestry, Forest Policy and Economics. An open interactive Learning Source. <http://foper.unu.edu/course/> Accessed March/2010

Forest Europe (The Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe) Sustainable Forest Management. Available at http://www.foresteurope.org/eng/What_we_work_for/Sustainable_Forest_Management/ Accessed March/2010

Gregory, R.G. (1987) Resource Economics for Foresters. John Wiley & Sons, Inc. New York.

Touza-Montero, J., Termansen, M. (2001) The Faustmann Model as a Special Case. Workshop 2001: Conservation and Sustainable Development-Comparative Perspectives, Yale Center for Comparative Research

Raunikaar, R., Buongiorno, J. (2007) Forestry Economics: Historical Background and Current Issues in Weintraub, A., Romero, C., Bjørndal, T., Epstein, R. (Eds.) (2007) Handbook Of Operations Research In Natural Resources. Springer, US

Wang, S. (2004) One hundred faces of sustainable forest management. Forest policy and Economics. 6 3-4. pp. 205-213

28 Effet rebond (paradoxe de Jevons)

Introduction

Un concept central en écologie industrielle est appelé le « paradoxe de Jevons ». Cette expression est issue d'un passage du livre de W.S. Jevons, « *The Coal Question* », dans lequel l'auteur analyse les améliorations d'efficacité des machines à vapeur au cours des décennies précédentes. A l'époque, les premières machines à vapeur étaient très peu efficaces : elles avaient un rendement de l'ordre de 5%, faisaient beaucoup de bruit, une grande partie de la chaleur créée se dissipait et la plupart du travail effectué était perdu. Au fil du temps, cette efficacité s'améliora et c'est à ce moment que Jevons émit l'hypothèse qu'une augmentation de l'efficacité ne mènerait pas nécessairement à une diminution de la demande en charbon par les industriels et les compagnies ferroviaires. En effet, l'augmentation de l'efficacité des machines mena à une diminution du coût réel du charbon par unité de travail produite. Jevons constata donc qu'une augmentation de l'efficacité énergétique menait, dans certains cas, à une augmentation de la demande en énergie. Cet effet fut plus tard nommé « l'effet rebond ».

Application

Considérons par exemple une augmentation de l'efficacité du transport automobile de 20 pourcents signifiant qu'une voiture peut aujourd'hui parcourir 20 pourcents de kilomètres en plus qu'un modèle précédent avec la même quantité de pétrole. Que feront les acheteurs ? Ils peuvent décider de se déplacer du même nombre de kilomètres qu'avant, économisant le pétrole, ou ils peuvent décider (en fonction de l'élasticité-prix de la demande) d'en parcourir plus (ou d'acheter de plus grosses

voitures), n'économisant donc pas tant de pétrole que ça, ou n'en sauvant même pas du tout. Prenons un autre exemple, mettons que vous changiez votre ampoule électrique classique pour des ampoules longue durée. Vous avez payé un certain montant initial pour acheter les nouvelles ampoules, mais vous consommez maintenant moins de kWh (et donc dépensez moins d'argent) par mois pour la même quantité de lumière. Qu'allez-vous faire avec l'argent que vous économisez ? Tout d'abord vous récupèrerez l'investissement initial. Ensuite, il est peu probable que vous augmentiez le nombre d'ampoules que vous possédez dans votre maison. Mais il n'est pas impossible que vous partiez en voyage ou que vous consommiez d'avantage avec l'argent économisé. Ce qui entraînera par conséquent une augmentation de votre consommation réelle d'énergie

Un point d'attention

Lorsqu'on observe qu'une augmentation d'efficacité dans l'utilisation d'énergie (ou de matériaux) est couplée à une utilisation en hausse, on ne peut pas toujours parler de paradoxe de Jevons ou d'effet rebond. En effet, l'augmentation d'efficacité peut mener à une diminution de l'utilisation d'énergie (ou de matériaux), mais ce gain peut être annulé par une augmentation simultanée du revenu, due, par exemple, à la croissance économique. Celle-ci entraîne alors une consommation accrue d'énergie et de matériaux. Dans ce cas, il s'agit de prendre en compte l'élasticité-revenu plutôt que l'élasticité-prix. La principale cause de l'augmentation du [métabolisme social](#) est donc la croissance économique. Ce n'est pas le paradoxe de Jevons ou l'effet rebond.

Références:

John M. Polimeni, Kozo Mayumi, Mario Giampietro, Blake Alcott: The myth of resource efficiency: The Jevons Paradox, Earthscan, London, 2008, 184 p.

29 Empreinte écologique

Introduction et définition

Conçue au début des années 1990 par William Rees et Mathis Wackernagel de l'Université de Colombie britannique, l'empreinte écologique est maintenant largement utilisée par les scientifiques, les entreprises, les gouvernements et les organisations de la société civile, travaillant au suivi de l'utilisation des ressources écologiques et progressant dans la voie d'un développement soutenable.

L'empreinte écologique est une mesure de la demande humaine sur les écosystèmes terrestres. Elle compare la demande humaine sur la nature avec la capacité écologique de la Terre à régénérer les ressources et à fournir des services éco-systémiques. L'empreinte écologique représente la somme des terres biologiquement productives et des zones aquatiques nécessaires à la production

des ressources d'un individu, d'une population ou d'une activité, et à l'absorption des déchets qui y correspondent, étant donné la technologie et les pratiques de gestion des ressources en vigueur. Cette zone peut ensuite être comparée avec le total des zones disponibles pour générer ces ressources et absorber les déchets.

Méthodologie de l'empreinte écologique

L'analyse de l'empreinte écologique calcule la demande combinée pour les ressources écologiques, exprimées comme la surface globale moyenne nécessaire à une activité humaine spécifique. Les demandes pour la production de ressources et pour l'assimilation des déchets sont traduites en unités de surface, en divisant le montant total d'une ressource consommée par la récolte d'un hectare, ou en divisant les déchets émis par la capacité d'absorption d'un hectare. Les récoltes sont calculées en se basant sur diverses statistiques internationales, principalement de la FAO.

Un élément important dans les calculs de l'empreinte écologique, particulièrement pour les pays riches, est que la surface des terres couvertes de végétation nouvelle qui absorberait les émissions de dioxyde de carbone y est incluse (en contraste avec les terres utilisées pour la production de nourriture ou de bois). En fait, une grande partie du dioxyde de carbone produit par l'activité humaine n'est pas absorbée *via* le processus de photosynthèse terrestre mais est absorbée par les océans, le reste (environ la moitié) s'accumulant dans l'atmosphère et causant une augmentation de l'effet de serre.

Dans les calculs de l'empreinte écologique, les zones terrestres et aquatiques sont pondérées en fonction de leur productivité biologique. Cette pondération rend possible les comparaisons entre différents écosystèmes avec des niveaux de productivité biologique différents et entre différentes régions du monde avec la même unité, l'hectare global. Six types principaux d'utilisation du sol sont pris en compte dans les calculs de l'empreinte écologique : les terres cultivées, les pâturages, les aires de pêche, les forêts pour le bois de construction et de chauffage, les forêts pour l'absorption de dioxyde de carbone, et les zones bâties. Il existe une demande et une offre pour chaque type d'utilisation du sol.

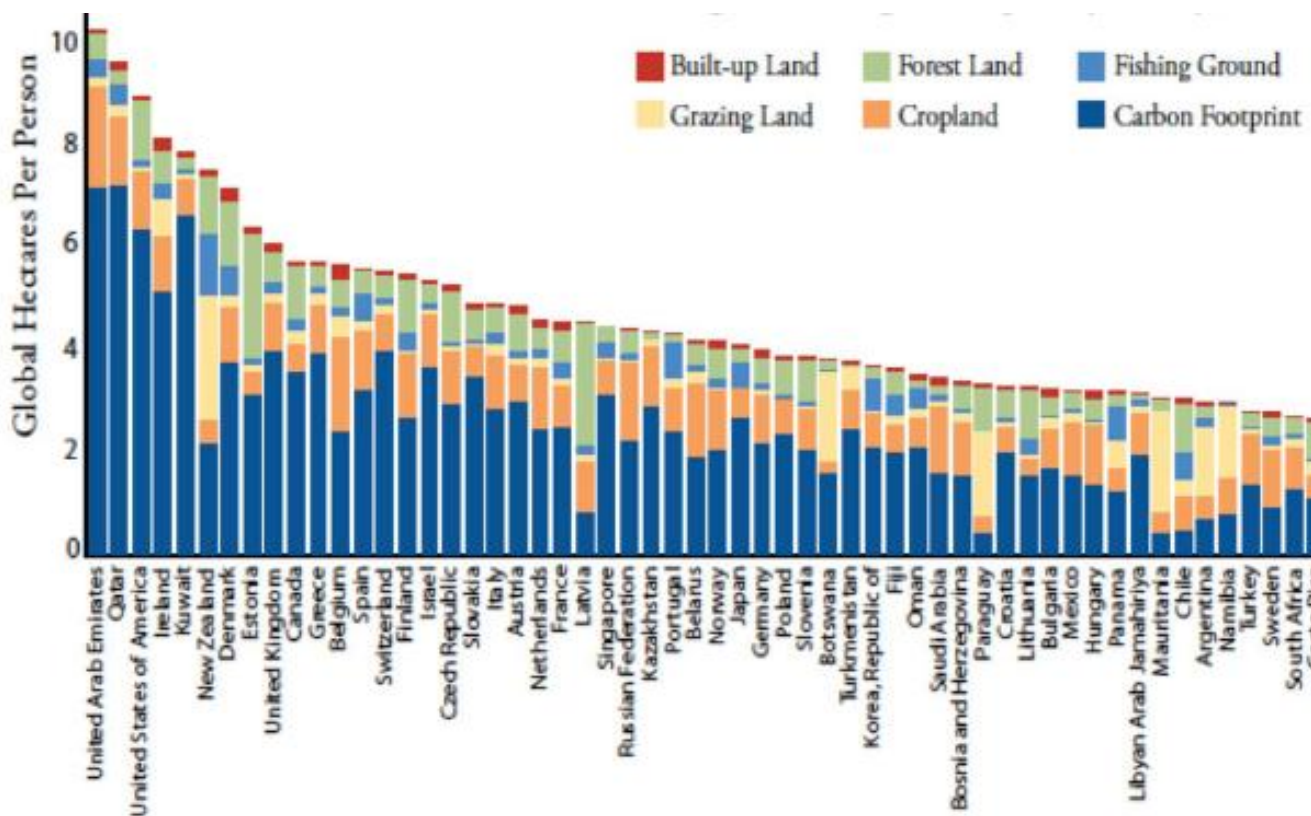


Figure 1 – Empreinte écologique par pays
(Source : Ecological Footprint Atlas 2009)

L’empreinte écologique d’une population est généralement calculée depuis une perspective de [consommation](#), c’est-à-dire qu’elle mesure la surface demandée par la consommation finale des résidents de ce pays. Cela inclut la consommation des ménages mais aussi leur consommation collective de routes, d’écoles, etc. La plupart des études et des rapports publiés sur l’empreinte écologique font référence à cette perspective. Cependant, l’empreinte écologique peut aussi être calculée en se basant sur la production. Dans ce cas, l’empreinte écologique de la production primaire d’un pays est la somme des empreintes écologiques de toutes les ressources récoltées/exploitées et de tous les déchets générés dans les frontières géographiques du pays. La différence entre les estimations fournies par ces deux perspectives correspond à la balance entre les importations et les exportations.

Résultats et utilisation de l’empreinte écologique

Les mesures telles que l’empreinte écologique sont des outils utiles dans le débat sur la soutenabilité puisque qu’elles permettent de donner une représentation intéressante et facilement compréhensible de l’utilisation actuelle des ressources naturelles. Par exemple, Wackernagel a utilisé, avec son équipe, l’analyse de l’empreinte écologique pour estimer combien de planètes Terre il faudrait pour maintenir l’humanité si tout le monde vivait selon un style de vie donné. Selon

l'Ecological Footprint Atlas (Atlas de l'Empreinte Ecologique 2009 – disponible sur http://www.footprintnetwork.org/images/uploads/Ecological_Footprint_Atlas_2009.pdf), en 2006, l'empreinte écologique totale de l'humanité était de 17,1 milliards d'hectares globaux ; avec une population de 6,6 milliards d'humains, l'empreinte écologique individuelle moyenne était de 2,6 hectares globaux. La surface terrestre et aquatique biologiquement productive sur la Terre était estimée à approximativement 11,9 milliards d'hectares, ou 1,8 hectare global par personne. Cela signifie donc que l'humanité utilisait, en 2006, l'équivalent de 1,4 Terre pour assurer son niveau de consommation. Il s'agit évidemment d'une métaphore puisqu'il n'y a seulement qu'une Terre. Ce résultat est largement dû à la prise en compte de surfaces pour absorber les émissions de dioxyde de carbone.

Les comparaisons globales montrent également clairement les inégalités d'utilisation des ressources à l'échelle mondiale. L'empreinte écologique par habitant est un moyen de comparer la consommation et les styles de vie. Alors qu'un habitant moyen du Bangladesh ou du Népal consomme 0,5 hectare global (en 2006), un Chinois moyen utilise 1,8 hectare global et un Américain moyen, 9 hectares globaux (**Figure 1**) L'empreinte écologique est maintenant largement utilisée partout dans le monde comme un indicateur de soutenabilité environnementale. L'empreinte écologique peut guider la politique en examinant la mesure dans laquelle un pays, une région ou une ville utilise plus (ou moins) que ce qui est disponible sur son territoire, ou si le style de vie du pays est reproductible dans le monde. Elle peut aussi constituer un instrument utile pour informer les personnes sur les notions de capacité de charge et de surconsommation, avec le but d'influencer les comportements individuels. L'empreinte écologique peut être utilisée pour examiner la soutenabilité des styles de vie individuels, des biens et des services, des organisations, des secteurs industriels, des villes, des régions et des pays. Certains sites Internet d'ONG permettent d'évaluer les empreintes écologiques individuelles (http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/personal_footprint/ ou <http://www.myfootprint.org/>).

Problèmes

Le Global Footprint Network (www.footprintstandards.org) a développé le premier ensemble de normes méthodologique de l'empreinte écologique en 2006, en détaillant les procédures de communication et de calcul, et continue à travailler à une méthodologie standardisée.

L'empreinte écologique est un indicateur facile à communiquer et à comprendre, et qui inclut un message fort de conservation. L'indicateur est plus efficace, significatif et robuste à des niveaux agrégés (niveau national et au-delà) mais des questions ont été émises quant à l'utilisation de l'empreinte écologique comme un indicateur de soutenabilité. De nombreuses critiques se rapportent au manque de considération portée aux aspects tels que la dégradation des sols, la perte de biodiversité, la toxicité pour les humains et les écosystèmes, etc. Des questions

telles que la distinction entre l'agriculture intensive et extensive, la multifonctionnalité des écosystèmes et la rareté des ressources ont également été posées. Il faut reconnaître que l'utilisation de ressources naturelles implique un grand nombre d'impacts environnementaux différents. Un seul indicateur n'est pas capable d'illustrer la complexité de ces impacts et de leurs interactions. De plus, deux questions importantes ne sont pas correctement abordées dans les calculs de l'empreinte écologique. Premièrement, quelle surface faut-il allouer à la maintenance d'autres espèces "sauvages" ? Deuxièmement, pourquoi exprimer le problème des émissions excessives de dioxyde de carbone en termes de surfaces hypothétiques nécessaires pour les absorber ?

Par conséquent, l'évaluation de la soutenabilité ne doit pas reposer sur l'utilisation d'un seul outil ou indicateur mais utiliser une palette d'indicateurs couvrant différentes perspectives et dimensions de la soutenabilité. Voyez, par exemple, le Living Planet Report (Rapport Planète Vivante) du WWF (http://www.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/lpr_2008/). L'empreinte écologique peut être un outil puissant et utile dans ce contexte.

Références:

Best, A., S. Giljum, C. Simmons, D. Blobel, K. Lewis, M. Hammer, S. Cavalieri, S. Lutter and C. Maguire. 2008. Potential of the Ecological Footprint for monitoring environmental impacts from natural resource use: Analysis of the potential of the Ecological Footprint and related assessment tools for use in the EU's Thematic Strategy on the Sustainable Use of Natural Resources. Report to the European Commission, DG Environment.

Ewing B., S. Goldfinger, A. Oursler, A. Reed, D. Moore, and M. Wackernagel. 2009. The Ecological Footprint Atlas 2009. Oakland: Global Footprint Network.

van den Bergh, J. and H. Verbruggen, 1999, Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint', *Ecological Economics*, Vol. 29(1): 63-74.

Wackernagel, M. and W. Rees. 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers.

Wackernagel, M., N., Schulz, D. Deumling,, A. Callejas Linares, M. Jenkins, V. Kapos, C.

Monfreda, J. Loh, N. Myers, R. Norgaard, and J. Randers. 2002. Tracking the ecological overshoot of the human economy. Proceedings of the National Academy of Sciences, Vol. 99, Issue 14, pages 9266-9271, July 9, 2002.

Websites:

www.ecologicalfootprint.com

www.footprintnetwork.org

www.rprogress.org/ecological_footprint/about_ecological_footprint.htm

30 Entropie

Définition de base

Une façon simple d'approcher la signification fondamentale de l'entropie est de considérer que tous les processus de changement sont irréversibles. Les exemples incluent les processus naturels, tels que la croissance d'une plante, ou les processus techniques, tels que la combustion de carburants fossiles dans un moteur. Le concept d'entropie fut forgé en thermodynamique pour rendre compte de ce fait. La thermodynamique est la science de l'énergie – son nom vient de l'étude de la transformation de chaleur en mouvement, et inversement. Ses origines remontent au 19^{ème} siècle lorsque des scientifiques comme Sadi Carnot, Rudolph Clausius et Lord Kelvin cherchaient à comprendre et à augmenter l'efficacité avec laquelle les machines à vapeur accomplissaient des travaux mécaniques. La notion originale d'entropie a ensuite été appliquée à différents contextes en dehors de la thermodynamique.

L'entropie peut aussi renvoyer à la quantité d'énergie disponible pour les humains. Lorsqu'un morceau de bois est brûlé, par exemple, son énergie disponible diminue au fur et à mesure que le bois est transformé en matière de plus haute entropie – du dioxyde de carbone et d'autres substances sans intérêt d'un point de vue énergétique. L'énergie disponible correspond à la partie utilisable de l'énergie qui peut être transformée en travail. Le principe de Carnot ("le deuxième principe de la thermodynamique") utilise cette définition de l'entropie pour exprimer l'irréversibilité des phénomènes physiques, en particulier lors des échanges thermiques. Il indique que l'entropie d'un système thermodynamique isolé ne diminue jamais mais augmente en transformations irréversibles et reste constant en transformations réversibles. Cela place des contraintes importantes sur les processus naturels et techniques. Par exemple, la température d'une tasse de café chaude laissée dans une pièce froide va toujours diminuer et ne jamais augmenter, jusqu'à finalement atteindre un équilibre avec la température de la pièce. Dans ce processus, l'entropie de la pièce a augmenté.

L'énergie du Soleil (produite par la fusion atomique) atteint la Terre en très grandes quantités. La Terre n'est pas un système isolé. Elle est un système ouvert à l'entrée d'énergie mais fermé à l'entrée de matières. L'énergie du soleil permet la

photosynthèse et est la cause de la grande richesse de vie sur la planète, c'est-à-dire des nombreuses formes de biodiversité. En conséquence, on ne peut pas faire de lien entre le principe de Carnot et une vue pessimiste de la vie (notamment humaine) sur Terre. Cependant, dans les économies industrielles, nous utilisons les stocks d'énergie du charbon, du pétrole et du gaz accumulés il y a bien longtemps. En étant utilisés, leur contenu en chaleur se dissipe. Nous ne pouvons pas utiliser ces stocks une deuxième fois ou recycler cette énergie à cause du principe de Carnot.

Entropie et économie

L'entropie est un concept particulièrement utile dans l'analyse des interactions économie-environnement, par exemple l'extraction des ressources, l'utilisation d'énergie, la production de déchets, etc. Selon le principe de Carnot, toute transformation basée sur l'énergie entraîne la perte pour un système de sa capacité à accomplir un travail mécanique. Après un certain laps de temps, le potentiel du système pour le travail devient nul. Au 19^{ème} siècle, on pensait l'univers comme un tout qui pouvait être décrit comme un système isolé ; l'état final était supposé être un état d'entropie maximale (avec un potentiel pour le travail nul) – un état appelé “mort thermique”. L'évolution d'un système isolé vers l'entropie maximale définit la “flèche du temps” comme l'expression de l'irréversibilité dans les systèmes fermés. Nous n'avons pas besoin de faire appel à la “mort thermique” pour analyser l'utilisation de l'énergie dans l'économie. En fait, l'économie n'est pas un système isolé, elle prend l'énergie et les matériaux de l'extérieur, produit des déchets et dissipe la chaleur.

Nicholas Georgescu-Roegen (1971), le fondateur de [l'économie écologique](#), fut l'économiste le plus connu à prendre conscience du fait que le principe de Carnot impose des limites au processus économique lorsqu'il est basé sur des carburants fossiles. Il considérait ce principe comme “le plus économique des principes physiques”. Son travail influença de nombreuses recherches. L'économie utilise de l'énergie et de la matière de basse entropie de son environnement naturel (tels que le charbon ou le pétrole) pour produire des biens de consommation, et se débarrasser de déchets de haute entropie, et dissipe la chaleur dans l'environnement (dioxyde de carbone, par exemple).

Application

Le concept d'entropie est pertinent pour l'économie de différentes façons et à différents niveaux d'abstraction. Premièrement, comme tous les processus de changement sont, au fond, des processus de transformation énergétique et matérielle, le concept d'entropie s'applique à chacun d'entre eux. Cela crée donc une perspective unifiée autour de l'écologie, de l'environnement physique et de l'économie. Cela nous permet de poser des questions qui n'auraient pas été posées à partir d'une seule perspective scientifique. Ce concept renvoie aux processus irréversibles de dégradation des ressources.

Deuxièmement, le concept nous permet d'incorporer les forces dirigeantes et les contraintes physiques dans des modèles d'interactions économie-environnement, aussi bien microéconomiques que macroéconomiques. Il est essentiel pour comprendre dans quelle mesure la rareté des ressources et de l'énergie, la capacité de la nature à assimiler des déchets et polluants humaines, ainsi que l'irréversibilité des processus de transformation contraignent l'action économique. Le concept d'entropie autorise donc l'économie à se lier à sa base biophysique, et à fournir des idées de cette relation qui ne sont pas disponibles autrement.

Troisièmement, le concept d'entropie fournit un outil d'analyse quantitative des transformations énergétiques et matérielles aux ingénieurs et aux gestionnaires. Il peut être utilisé pour concevoir des installations de production industrielle ou des composants de ces installations de façon à maximiser leur efficacité énergétique et à minimiser leur impact environnemental. Baumgärtner (2003) a écrit qu'«avec son caractère rigoureux mais multiforme comme outil analytique, sa série d'applications fructueuses, et son potentiel évident d'établir des relations entre le monde naturel et l'action humaine, le concept d'entropie est l'une des pierres angulaires de l'économie écologique».

Références:

Baumgärtner, S., 2003. Entropy. *Internet Encyclopaedia of Ecological Economics*.

Georgescu-Roegen, N., 1971. *The entropy law and the economic process*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

31 Epidémiologie populaire

Définition

L'épidémiologie populaire est le procédé via lequel des non-initiés récoltent des données scientifiques, des informations et demandent l'aide d'experts pour comprendre une maladie. L'épidémiologie est « l'étude de la distribution d'une maladie ou d'une condition physiologique dans les populations humaines ainsi que des facteurs influençant cette distribution ». L'épidémiologie populaire prend donc place lorsqu'une personne non-initiée publique effectue un travail qui est généralement réalisé par des corporations, des experts ou des officiels. Cela peut inclure des études menées par des citoyens concernant des maladies naturelles pour lesquelles aucune firme n'est responsable. Toutefois, l'épidémiologie populaire est habituellement utilisée dans le cas de la pollution environnementale ou de maladies professionnelles. Dans certains cas, les personnes et les organisations responsables peuvent avoir connaissance des dangers qu'ils font peser sur la santé publique, sans toutefois agir afin de préserver leurs intérêts. Le mode de fonctionnement d'une enquête épidémiologique populaire est donc basé sur

l'activisme, dans lequel les découvertes épidémiologiques sont immédiatement utilisées pour comprendre les causes des problèmes sanitaires de la communauté, en atténuer les causes et demander des dédommagements. Par exemple, des cas de cancers liés à la pollution ont-ils échappé à la vigilance des autorités publiques ([voir le cas d'étude du CEECEC sur Umicore](#)) ? Comment évaluer le nombre de maladies causées par les pratiques de Chevron-Texaco dans la partie amazonienne de l'Equateur entre 1970 et 1990 étant donné que ces régions ne comptaient pas de docteurs (San Sebastian et Hurtig, 2005) ? Les activistes de la santé publique agissent pour corriger des problèmes qui ne sont pas pris en compte par des entreprises établies ou par les communautés politiques et scientifiques.

Science et incertitude

Les cas « d'épidémiologie populaire » qui vivent le jour dans le mouvement pour [la justice environnementale](#) aux Etats Unis, ainsi que dans des cas similaires ailleurs, nous apprennent d'importantes leçons à propos de la relation entre la rigueur scientifique, la santé humaine et l'évaluation de l'[incertitude](#). Premièrement, ils illustrent la valeur de l'épidémiologie populaire dans la détection des risques environnementaux en raison de la capacité des gens à avoir accès à certaines données à propos d'eux-mêmes et de leur environnement qui ne sont pas disponible aux scientifiques (disparition d'animaux, problèmes de santé, mauvaises odeurs). Les citoyens qui pensent être en danger réagissent également plus rapidement que les autorités et c'est leur implication qui rend certaines études possibles (fourniture d'argent et de personnel). Par exemple, certaines méthodes de détection basique peuvent être aussi simples que la mise en place d'une hotline pour comptabiliser les problèmes de santé alors que les études gouvernementales prennent du temps pour mobiliser les ressources financières nécessaires.

Une étude épidémiologique menée par les communautés affectées ou par des scientifiques peut également différer en fonction de la charge de la preuve et de son orientation. Par exemple, en science on considère deux types d'erreurs :

L'erreur de type 1 : Ne pas trouver de relation lorsqu'il en existe une

L'erreur de type 2 : Trouver une relation lorsqu'elle n'existe pas.

Pour la réputation d'un scientifique, faire une erreur de type 2 est plus dommageable qu'une erreur de type 1. Toutefois, lorsqu'on évalue la toxicité de certains produits chimiques, privilégier les erreurs de type 1 est en harmonie avec les inquiétudes des communautés concernant la santé publique. Une communauté est donc plus à même d'appliquer le [principe de précaution](#), privilégiant ainsi les erreurs non dangereuses plutôt que de faire des dégâts jusqu'à le prouver irréfutablement.

Science et valeurs

Enfin, l'épidémiologie populaire soulève le sujet de la neutralité en science. Dans de nombreux cas impliquant une responsabilité vis-à-vis de la santé environnementale, il s'agit de faire un compromis entre la croissance économique et la santé des communautés ou de l'environnement. Les gouvernements ou la communauté des

scientifiques ne considèrent pas nécessairement ces deux variables de la même façon que la communauté concernée. De plus, bien que la science se proclame neutre et objective, des études de terrain ne peuvent pas être comparées à des études en laboratoire. Dans des situations quotidiennes, les impacts sur la santé peuvent facilement être attribués à d'autres facteurs, comme par exemple les choix de style de vie (comme le fait de fumer). Les entreprises et les acteurs gouvernementaux mettront donc l'emphase sur ces nombreuses incertitudes et la difficulté d'arriver à une réponse définitive afin d'échapper à leurs responsabilités.

Le corollaire de l'épidémiologie populaire est le principe de précaution, qui vise à reporter l'obligation de la preuve des communautés exposées aux producteurs et aux distributeurs de déchets toxiques et, implicitement, à donner priorité aux intérêts publics plutôt qu'aux intérêts privés tout en prévenant les dégâts environnementaux et humains. Lorsque ce principe n'est pas mis en pratique, l'épidémiologie populaire reste un outil utile aux communautés pour appréhender les risques pesant sur leur santé ou leur environnement.

Références:

Brown, Phil. 1987. —Popular Epidemiology: Community Response to Toxic Waste-Induced Disease in Woburn, Massachusetts. *Science, Technology, & Human Values*, Vol. 12, No. 3/4, pp. 78-85. Sage Publications.

Gibbs L. 1982. *Love Canal: My Story*. Albany: Univ. N.Y. Press

San Sebastian, Miguel, Hurtig, Anna Karin. 2005. Oil development and health in the Amazon basin of Ecuador: the popular epidemiology process. *Social science & medicine*, vol. 60, no4, pp. 799-807.

32 Etude d'impact environnemental

Origines et définition

Développées au milieu des années 1970, les études d'impact environnemental (EIE) ont été de plus en plus appliquées aux projets de développement de moyenne et grande taille. Une EIE est une évaluation des impacts possibles – positifs ou négatifs – qu'un projet proposé peut avoir sur l'environnement. Elle renvoie à un processus de prise de décision et à un document. Le but de l'analyse est de s'assurer que les impacts environnementaux sont pris en considération lors du choix de mener un projet à bien. Elle est destinée à donner l'opportunité à toutes les parties prenantes de participer à l'identification des inquiétudes, préoccupations et alternatives pratiques, ainsi que d'identifier les possibilités permettant d'éviter ou de réduire les impacts défavorables.

L'International Association for Impact Assessment (IAIA – Association internationale pour l'étude d'impact) définit une EIE comme “le processus d'identification, de prédiction, d'évaluation et d'atténuation des effets biophysiques, sociaux et autres des projets de développement avant que des décisions importantes et des engagements soient pris”. Après une EIE, [le principe de précaution](#) et [le principe du pollueur-payeur](#) peuvent être appliqués pour prévenir, limiter ou exiger une responsabilité stricte ou une couverture appropriée pour un projet, en se basant sur ses nuisances probables. Elle peut aussi aboutir à un suivi de contrôle et à des mécanismes garantissant la conformité avec les conditions d'approbation. S'il existe un large consensus sur les principes de base de l'EIE, son application diffère à l'échelle internationale, particulièrement pour ce qui concerne le degré avec lequel les alternatives sont évaluées, le public impliqué et le suivi de contrôle considéré comme une partie du processus. Les EIE sont assez souvent appliquées après que la décision de mener un projet ait déjà été prise ; elles ont alors un caractère purement cosmétique.

Les composantes fondamentales

Une EIE implique traditionnellement les étapes suivantes (IAIA, 2009) :

- Déterminer les projets nécessitant une étude d'impact totale ou partielle ;
- Identifier les effets potentiels qu'il est pertinent d'évaluer (en se basant sur les obligations légales, les conventions internationales, la connaissance des experts et l'implication du public) ;
- Evaluer les impacts environnementaux probables du projet proposé ;
- Identifier les solutions alternatives qui évitent, atténuent ou compensent les impacts négatifs du projet (y compris l'option de ne pas mener le projet de développement) ;
- Présenter le rapport de l'EIE, y compris un plan de gestion environnementale (PGE) et un résumé non-technique pour le public ;
- Réviser le rapport de l'EIE *via* la participation publique ;
- Prendre la décision d'accepter ou de refuser le projet, sous d'éventuelles conditions ;
- Contrôler, respecter, faire appliquer et vérifier que les impacts prévus et les mesures d'atténuation se déroulent comme définis dans le rapport de l'EIE, et s'assurer que les impacts imprévisibles ou les mesures d'atténuation ratées soient identifiées et que des réponses appropriées y soient apportées.

Controverses

Les EIE sont parfois controversées. Dans un exemple en Equateur (Gerber et

Veuthey, 2010), l'élaboration et l'utilisation de l'EIE à propos d'une plantation industrielle d'eucalyptus se révéla être un processus éminemment politique. L'EIE commença alors que le projet avait déjà été lancé et le rapport final fut caché aux ONG environnementales locales. L'EIE ne spécifiait pas la zone exacte et la localisation des eucalyptus. Un plan de surveillance n'était pas prévu, de même que la participation de la société civile, pourtant prévue par la loi. Au lieu d'une consultation populaire réelle, l'entreprise de plantation organisa une sorte de campagne électorale avec les communautés voisines, convaincant les personnes en faisant des promesses, et profitant ainsi de sa position de pouvoir. L'entreprise promit des emplois dans la plantation et un plan de dédommagement (qui incluait des programmes de micro-fermes et des formations ainsi que l'installation d'un réseau de distribution d'eau potable, des centres sportifs, des terrains de sport, de nouvelles routes et des ordinateurs). De plus, le plan de gestion environnementale souffrait de nombreuses irrégularités : pas de planning des inspections, non-respect des distances minimales légales entre la plantation et les cours d'eau, manque d'information quant aux impacts environnementaux et sociaux, notamment. Tout cela résulta en une campagne de résistance contre la plantation par des ONG de terrain avec le soutien des paysans locaux. Ce cas est loin d'être un exemple isolé.

Références:

Gerber, Julien-François & Sandra Veuthey. 2010. Plantations, resistance, and the greening of the agrarian question in coastal Ecuador. *Journal of Agrarian Change*.

International Association for Impact Assessment (IAIA), 2009. *What is impact assessment?* http://www.iaia.org/publicdocuments/special-publications/What%20is%20IA_web.pdf

33 Evaluation économique

Cadre théorique

Les économistes évaluent l'environnement en plaçant une valeur monétaire sur les changements de la qualité environnementale et de la disponibilité en ressources. La logique de l'évaluation économique des ressources naturelles est qu'elles impactent d'une façon ou d'une autre l'utilité (ou le [bien-être](#)) des individus, et que ces individus peuvent identifier un compromis satisfaisant entre les quantités d'argent et de "biens" ou "maux" environnementaux qu'ils souhaitent. L'objectif est de trouver des solutions pour mesurer un grand nombre d'effets différents des changements environnementaux en utilisant une seule échelle monétaire. La valeur monétaire est utilisée comme l'étalon de mesure pour évaluer, même de façon imparfaite, dans quelle mesure l'utilité des individus est affectée. Cette approche nécessite d'appliquer une valeur monétaire aux biens qui n'en ont pas, dans une tentative d'étendre le principe utilitariste du marché libre à la prise de décision environnementale.

L'approche de l'évaluation économique pose différentes hypothèses importantes (voir, par exemple, Edwards-Jones et al, 2000), y compris la [commensurabilité des valeurs](#), et suppose une approche compensatoire dans l'évaluation des changements environnementaux, correspondant à une approche de [soutenabilité faible](#). La valeur économique totale (VET) d'une ressource indique la valeur totale de la ressource dans la mesure où elle affecte le bien-être humain. Elle intègre deux grandes catégories de valeur : les [valeurs d'usage](#), associées avec le contact direct d'une façon ou d'une autre avec la ressource naturelle, et les valeurs de non-usage, correspondant à la valeur dérivée de la ressource, soit directement soit indirectement, mais qui ne dépendent pas de l'utilisation de la ressource. Une classification complète de ces valeurs économiques peut être trouvée dans n'importe quel manuel d'évaluation économique (par exemple, Dixon et al, 1998), tout comme les catégories de valeurs telles que la valeur d'option, la valeur de legs et la valeur d'existence.

33.1 Evaluation contingente

Introduction et définition

La méthode de l'évaluation contingente (MEC) est une méthode largement utilisée pour estimer les valeurs économiques de tous les types de [services environnementaux](#) et de biens environnementaux qui ne sont pas échangés sur un marché et qui n'ont donc pas de prix de marché. La MEC est typiquement utilisée pour estimer les bénéfices (ou les coûts) d'un changement dans le niveau de disponibilité (ou de qualité) d'un bien public. Cette information peut ensuite être utilisée dans une [analyse coût-bénéfice](#) qui évalue les impacts d'un projet ou d'une politique gouvernemental. Par exemple, imaginons une augmentation de l'investissement public pour améliorer la qualité de l'eau d'une rivière en traitant les eaux usées. Il est facile de déterminer les coûts : c'est l'argent dépensé. Mais quels sont les bénéfices ? Nous pourrions essayer de les compter un par un dans leur unité respective, par exemple, une meilleure santé publique, moins d'odeurs nauséabondes, la disponibilité de poissons non-contaminés, etc. L'on pourrait aussi demander à un échantillon représentatif de la population locale combien les personnes voudraient payer (sous la forme de taxes, par exemple) pour améliorer la qualité de l'eau. En ajoutant ces résultats pour toute la population, l'on obtiendrait alors une représentation monétaire des bénéfices obtenus.

33.2 Valeur d'usage et de non-usage

La MEC peut être utilisée pour estimer les valeurs d'usage et de non-usage. Il s'agit de la méthode la plus utilisée pour estimer les valeurs de non-usage. Les valeurs d'usage sont les valeurs qui sont dérivées de l'utilisation d'un bien ou d'un service, comme la visite d'un parc national ou l'utilisation d'une plage pour l'amusement. Les valeurs de non-usage n'entraînent pas d'usage direct d'une ressource ou d'un service environnemental. Elles incluent tout, depuis les fonctions de base de support de la vie associées aux écosystèmes, la santé ou la biodiversité, à la jouissance

d'un paysage, la possibilité de pouvoir pêcher ou regarder des oiseaux dans le futur, ou de léguer ces options à ses petits-enfants. Cela inclut aussi la valeur que les personnes placent sur la simple connaissance de l'existence des pandas géants, des baleines, d'une certaine zone protégée ou d'une plage, même s'ils ne les verront ou visiteront jamais.

33.3 Disposition à payer et à accepter

La méthode est appliquée *via* la conduite d'une enquête dans laquelle on demande directement aux personnes combien elles seraient prêtes à payer (disposition à payer) pour un service environnemental spécifique. Il est aussi possible de demander aux personnes quels dédommagements elles sont prêtes à accepter pour abandonner un service environnemental (disposition à recevoir). La première approche est plus recommandable. Cette méthode est appelée évaluation "contingente" parce qu'on demande aux personnes de dévoiler leur disposition à payer en fonction d'un scénario particulier et du service environnemental décrit au répondant.

La première étape est de définir (le changement dans) le bien ou service qui est évalué (par exemple, améliorer la qualité de l'eau d'un lac qui mènerait à une augmentation de 20% du stock de poisson). Ensuite, des décisions méthodologiques au sujet de l'enquête elle-même sont prises : l'enquête sera-t-elle menée par courrier, téléphone ou en face-à-face ; quelle sera la taille de l'échantillon et qui sera interrogé (seulement les visiteurs ou les visiteurs et les non-visiteurs ; les individus sur une échelle locale, nationale ou internationale). Les réponses aux questions concernant la méthodologie de l'enquête et la taille de l'échantillon dépendent principalement de la taille du budget de recherche, alors que le choix des sujets dépend de (1) ce que l'on décide d'estimer : uniquement la valeur d'usage ou les valeurs d'usage et de non-usage ; (2) le caractère unique des biens et des services qui sont évalués (les ressources avec des caractéristiques uniques sont susceptibles d'avoir une valeur de non-usage plus grande, l'envergure géographique de l'enquête doit alors être plus grande). Les interviews en face à face sont généralement les plus efficaces pour des questions complexes, parce qu'il est souvent plus facile d'expliquer les informations aux répondants de vive voix. Il s'agit cependant du type d'enquête le plus cher. L'échantillon de l'enquête doit être un échantillon aléatoire de la population ciblée (par exemple, chaque 10^{ème} visiteur d'un parc national).

Conception de l'enquête

Une enquête d'évaluation contingente inclut (1) une description détaillée du bien ou du service évalué et le changement hypothétique du bien ou du service, (2) des questions au sujet de la disposition à payer pour le bien ou le service évalué, et (3) des questions au sujet des caractéristiques sociodémographiques des répondants (âge, revenus, éducation) et, dans la mesure du possible, leurs *préférences* concernant le bien ou le service. La question de la disposition à payer doit aussi

définir la façon dont le paiement sera effectué (une taxe générale, un don volontaire, une entrée payante, etc.). Par exemple, une question peut être formulée de la façon suivante : “souhaitez-vous payer ___€ pour l’amélioration de l’eau de la rivière décrite précédemment *sous la forme d’un don volontaire* tous les ans ?”. La question d’évaluation est habituellement suivie par une question permettant d’identifier la motivation des répondants ayant déclaré qu’ils souhaitaient ne rien payer du tout. Cela permet de distinguer entre les votes de protestation (les répondants qui souhaitent ne rien payer parce qu’ils protestent contre le scénario présenté ou une méthode de paiement, et pas parce que la valeur accordée au bien est nulle) et les personnes pour lesquelles le bien n’a pas de valeur. Les votes de protestation sont dans la plupart des cas exclus des analyses statistiques parce qu’ils ne révèlent pas la valeur accordée par les personnes au bien.

Certains auteurs (tel que Sagoff, dans *The Economy of the Earth*) interprètent les réponses de protestation comme des refus d’agir de la part des consommateurs lorsqu’il s’agit de décider de politiques publiques. Sagoff pense que l’approche économique, qui traite les individus comme des consommateurs avec certaines préférences, est limitée, et que les questions politiques devraient être réglées par une délibération législative rationnelle. Il soutient que les personnes refusent de donner un prix parce qu’elles veulent agir comme des “citoyens” (décider des affaires politiques *via* le vote, la protestation ou le débat) et non comme des “consommateurs” agissant dans un marché fictif.

L’étape suivante consiste à mener l’enquête ; il s’agit d’analyser statistiquement les résultats. Le résultat principal obtenu de la MEC est la disposition moyenne à payer par personne. Ce chiffre est ensuite multiplié par la population considérée (tous les visiteurs d’une plage ou tous les résidents d’un pays, par exemple) dans le but d’obtenir la valeur économique totale d’un bien ou d’un service. Par exemple, si la disposition moyenne à payer des personnes interrogées pour la mise en place d’une zone marine protégée est de 20 € par personne et par an, et la population considérée se monte à 200.000 (le nombre de visiteurs du site sur une année), les bénéfices totaux d’un tel projet seraient de 4 millions d’euros.

Limites

Même si cette méthode a été largement utilisée dans les analyses coût-bénéfice et dans les études d’impact environnemental depuis plusieurs dizaines d’années, elle a été sujette à de nombreuses critiques. La critique principale a trait à la fiabilité et à la validité de ses résultats étant donné le nombre d’erreurs et de biais qui peuvent se produire lors de l’application de la méthode. Les biais les plus importants sont :

- lorsque l’on demande aux répondants de s’exprimer sur leur disposition à payer (hypothétiquement), ils tendent à donner des valeurs plus élevées que ce qu’ils voudraient payer dans une situation réelle ;
- plutôt que d’exprimer la valeur pour un bien ou un service, les répondants peuvent parfois exprimer leurs sentiments au sujet du scénario ou même de l’exercice d’évaluation en lui-même (ils ne pensent pas que le changement

- décrit est faisable ou qu'il se produira réellement) ;
- les répondants peuvent vouloir payer des montants différents selon la forme spécifique de paiement choisie (par exemple, si la forme de paiement est un don volontaire, les répondants pourraient donner des valeurs plus élevées que s'il leur était demandé de payer *via* des taxes plus élevées) ;
 - la valeur de départ indiquée dans la question tend à influencer la valeur attribuée au bien (par exemple, "souhaitez-vous payer 5 € pour ... ?"). Ainsi, une valeur de départ plus élevée que la volonté véritable du répondant à payer va augmenter la disposition déclarée, alors qu'une valeur de départ plus basse aura l'effet inverse ;
 - des biais stratégiques se produisent lorsque le répondant donne une réponse fausse dans l'objectif d'influencer un résultat particulier ;
 - le biais de non-réponse est particulièrement problématique parce que les individus qui ne participent pas à l'enquête sont susceptibles d'avoir des valeurs différentes des individus qui y participent.

Références:

For a short description of CVM as well as several examples of its application:
www.ecosystemvaluation.org/contingent_valuation.htm

33.4 Analyse coût-bénéfice

L'analyse coût-bénéfice (ACB) est l'outil / la méthode analytique principal pour l'évaluation économique dans les processus publics de prise de décision. Elle est basée sur une éthique utilitariste. Les origines théoriques de l'ACB remontent aux efforts d'évaluation des infrastructures en France au 19^{ème} siècle mais cette méthode a surtout été popularisée par la Banque Mondiale après 1945, en particulier pour la construction de barrages.

L'ACB implique l'évaluation, l'addition et la comparaison en termes monétaires des effets positifs (les bénéfiques) et négatifs (les coûts) associés à une action/décision particulière. Les valeurs des coûts et des bénéfiques sur la durée de vie d'une action sont exprimés en utilisant des indicateurs tels que la valeur présente nette (VPN). Pour les économistes, l'objectif de l'ACB est de sélectionner les actions les plus efficaces en termes d'utilisation des ressources. Selon les critères de l'ACB, une politique/un programme/un projet est justifiable en termes d'intérêt public et contribue au bien-être social si les bénéfices dépassent les coûts estimés (c'est-à-dire si la valeur présente nette est supérieure à zéro), peu importe à qui ces bénéfices reviennent.

Cette approche est en ligne avec le principe de compensation potentielle de Kaldor-Hicks, qui est une variation largement acceptée du critère de Pareto. L'optimum de Pareto est atteint lorsqu'il n'est pas possible d'améliorer le bien-être d'un individu sans détériorer celui d'un autre individu. Le principe de Kaldor-Hicks requiert seulement que les *gains nets* d'une action soient positifs. Si la société dans son

ensemble y gagne et s'il est, au moins théoriquement, possible de transférer une partie des gains des gagnants aux perdants, alors le projet est d'intérêt public. L'ACB est destinée à aider les preneurs de décision à identifier les projets/programmes en se basant sur les gains nets potentiels en évaluant tous les coûts et les bénéfices associés.

Méthodes d'analyse coût-bénéfice

Il y a différentes étapes importantes dans une analyse coût-bénéfice :

- Perspective : doit être décidée en fonction de la perspective à partir de laquelle l'étude est faite (sociétale, gouvernementale, etc.) ;
- Définition du projet : il s'agit de développer une spécification complète des éléments principaux du projet ou du programme et de ses implications en termes d'allocation des ressources (localisation, temporalité, groupes impliqués, personnes affectées, connexions avec d'autres projets/programmes) ;
- Classification des impacts : il faut déterminer toutes les conséquences du projet/programme et réaliser une description physique et quantitative des inputs et des outputs (consommation de matériaux, émissions, effets sur les niveaux locaux d'emploi, occupation du sol). Cette étape peut être difficile pour les programmes réglementaires ;
- Conversion en termes monétaires : placer des valeurs monétaires, estimer les coûts et les bénéfices sociaux de ces inputs et outputs (y compris les ajustements pour l'inflation) ;
- Comparer les bénéfices et les coûts : les divers coûts et bénéfices au fil du temps sont rendus commensurables *via* un processus d'["actualisation"](#). L'hypothèse fondamentale est que les coûts et les bénéfices futurs comptent pour moins que les coûts et les bénéfices présents. Pour calculer les valeurs présentes des coûts et des bénéfices, il est important de choisir le taux d'actualisation approprié, ce qui constitue une tâche difficile et parfois controversée (voir, par exemple, Field et Field, 2009) ;
- Evaluation du projet : divers indicateurs peuvent être adoptés pour juger de la valeur totale de l'action étudiée (comme la valeur présente nette, le ratio bénéfice/coût, la distribution des coûts et des bénéfices). La relation entre les bénéfices totaux et les coûts totaux est une question d'efficacité économique. Mais les questions de distribution sont aussi très importantes : il s'agit de déterminer qui va obtenir les bénéfices et qui va supporter les coûts ;

- Analyse de sensibilité : puisque divers types d'[incertitude](#) sont présents dans un exercice d'ACB, il est important de tester l'influence sur les indicateurs décisionnels des changements dans les variables les plus importantes.

Une grande variété de techniques a été développée pour réaliser des évaluations économiques environnementales, à savoir pour l'évaluation de biens et de services qui n'ont pas de valeur marchande. Ces techniques ont été classifiées de nombreuses façons. Par exemple, Munasinghe (1993) considère trois groupes généraux de techniques économiques : a) les approches de marché conventionnel – établissant un lien entre un impact environnemental et d'autres biens possédant une valeur marchande (dépenses défensives ou préventives ; coûts de remplacement et de restauration) ; (b) les approches de marché implicite – supposant que le comportement d'individus révèle des évaluations implicites des aspects de l'environnement (méthode des prix hédonistes ; méthode des coûts de transport) ; (c) les approches de marché construit – simulant un marché hypothétique d'un bien ou d'un service particulier (par exemple, [l'évaluation contingente](#)).

Applications

L'analyse coût-bénéfice a été largement appliquée dans les processus de prise de décision aussi bien privés que publics. Les applications dans le domaine environnemental peuvent inclure l'évaluation de projets d'investissement et de développement (e.g, des installations de traitements des eaux usées, des projets de restauration de plages, des projets de rénovation d'habitations, etc.) ou des politiques (e.g, des normes de contrôle de la pollution, des restrictions sur l'aménagement du territoire, etc.). Aux Etats-Unis, l'analyse coût-bénéfice fut d'abord utilisée en conjonction avec le Flood Control Act de 1996. Le "Regulatory Right to Know Act" de 2000 requiert que les agences gouvernementales conduisent une analyse coût-bénéfice de leurs programmes et règlements (USEPA, 2005).

Objections et critiques

Le statut et rôle potentiel de l'analyse coût-bénéfice en [économie écologique](#) est controversé. Diverses objections et critiques sont présentes dans la littérature et/ou font partie du débat scientifique (voir Baer and Spash, 2008 ; Spash, 2007 ; Vatn, 2000 ; Edward-Jones et al, 2000 ; Hanley and Spash, 1993 ; Martinez-Alier et al, 1998). Historiquement, l'analyse coût-bénéfice fut développée pour évaluer des projets à petite échelle bien déterminé, mais même au niveau d'un projet, il est nécessaire de faire des simplifications et des hypothèses. Lorsque l'analyse coût-bénéfice est utilisée pour des problèmes à grande échelle, les incertitudes entourant les relations entre les causes des problèmes environnementaux, leurs impacts potentiels et l'évaluation soulèvent des problèmes supplémentaires (voir, par exemple, Baer and Spash, 2008).

Les critiques et objections à l'encontre de l'analyse coût-bénéfice sont liées aux choix éthiques controversés, ainsi qu'à (a) l'incapacité à reconnaître l'incommensurabilité et à saisir les valeurs non-économiques ; (b) l'incapacité à reconnaître les aspects distributionnels (l'ACB traite les gains et les pertes de la même façon et ne s'intéresse pas aux gagnants et aux perdants) supposant la possibilité d'une compensation appropriée, ce qui a des implications pour l'égalité ; (c) aux problèmes concernant l'actualisation et son approche de comptabilité pour les générations futures et les être vivants non-humains ; (d) l'approche adoptée pour traiter du risque, de l'incertitude, de l'ignorance et de la [complexité](#) des écosystèmes, y compris des relations non-linéaires et aléatoires ; (e) la précision et l'acceptabilité des évaluations monétaires ; (f) le traitement de l'irréversibilité ; (g) les manipulations possibles ; (h) le manque d'un critère de [soutenabilité forte](#) ; (i) l'appui sur des valeurs de consommation uniquement, et la non prise en compte d'autres valeurs. Dans l'analyse [coût-bénéfice des barrages](#), Krutilla a proposé en 1967 une discussion intéressante en utilisant différents taux d'actualisation pour les bénéfices et les coûts.

Cependant, malgré la très grande variété et le très grand nombre de critiques, l'approche de l'analyse coût-bénéfice reste influente et continue à être appliquée dans l'évaluation de l'environnement, puisqu'elle peut apporter des informations pertinentes sur les aspects économiques de processus [d'évaluation multicritère](#).

Références:

Baer, P., Spash, C. 2008. Cost-Benefit Analysis of Climate Change: Stern revisited. Socio-Economics and the Environment Discussion CSIRO Working Paper Series 2008-07. May 2008. ISSN: 1834-5638, CSIRO, Australia.

Common, M., Stagl, S., 2005, Ecological Economics – an introduction, Cambridge University Press, Cambridge.

Dixon, J.A., Scura, L.F., Carpenter, R.A., Sherman, P.B. 1998. Economic Analysis of Environmental Impacts. Earthscan Publications Ltd, London.

Field, B., Field, M., 2009, Environmental Economics: an introduction, 5th edition, McGraw-Hill, New York.

Hanley, N., Spash, C. 1993. Cost-Benefit Analysis. Edward Elgar Publishers, Aldershot.

Martinez-Alier, J., Munda, G., O'Neill, J. 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. Ecological Economics, 26, 277–286. 72

Munasinghe; M.C., 1993. Environmental Economics and Sustainable Development. World Bank Environment Paper No.3. The World Bank, Washington DC.

Spash, C. 2007. The Economics of Climate Change: The Stern Review. *Environmental Values* 16(4): 532-535.

Tietenberg, T., Lewis, L., 2009. Environmental and Natural Resource Economics, 8th edition, Pearson International Edition, Addison Wesley, Boston.

USEPA. 2005. Benefits Transfer and Valuation Databases: Are We Heading in the Right Direction?, Proceedings of an International Workshop Sponsored by the U.S. Environmental Protection Agency's National Center for Environmental Economics and Environment Canada, March 21-22, 2005 Ronald Reagan Building Washington, D.C.

Vatn, A. 2000. The environment as commodity. *Environmental Values* 9(4): 493-509.

Websites

<http://www.costbenefitanalysis.org>

<http://buvd.ucdavis.edu/>

<http://www.evri.ca>

33.5 Taux d'actualisation

Définition de base

Pour les investisseurs, les taux d'intérêt, l'impatience et le risque nécessitent que les coûts et les bénéfices futurs soient convertis en valeur présente dans le but de pouvoir les comparer. Le taux d'actualisation est un taux utilisé pour convertir la valeur future en valeur présente. Pour ce faire, on utilise le mécanisme de l'actualisation. Par exemple, si quelqu'un propose de vous payer 105 € dans un an, la valeur présente de ce montant est de 100 € à un taux d'actualisation de 5%. En effet, si on déposait ces 100 € sur un compte d'épargne, on recevrait un intérêt de 5 € si le taux d'intérêt était de 5%. (Voir "[valeur présente nette](#)" pour d'autres exemples numériques).

Justification de l'actualisation

Il y a deux raisons principales à l'actualisation. Premièrement, la préférence des individus pour le présent ; les individus préfèrent 100 unités de pouvoir d'achat aujourd'hui plutôt que 101, 105 ou 110 unités de pouvoir d'achat l'année prochaine, pas à cause de l'inflation (qui est exclue du raisonnement) mais à cause du risque

de devenir malade ou de mourir, et de ne pas pouvoir profiter de ce pouvoir d'achat l'année prochaine. La critique la plus célèbre de la préférence pour le présent a été formulée en 1928 par l'économiste Frank Ramsey qui observa que l'actualisation de plaisirs futurs en comparaison avec les plaisirs passés est "une pratique qui n'est pas défendable éthiquement et qui résulte simplement de la faiblesse de l'imagination". Mais les économistes (y compris Ramsey) continuent à actualiser le futur à cause de la deuxième raison à l'actualisation : les économistes font l'hypothèse que les investissements et le changement technologique actuels vont produire de la croissance économique. Nos descendants seront plus riches que nous. Ils auront trois, quatre (voire plus) voitures par famille. Par conséquent, l'utilité marginale qu'ils obtiendront de la troisième, de la quatrième ou de la cinquième voiture sera de plus en plus petite. L'actualisation est justifiée par l'attente d'une croissance économique future. Mais Ramsey ne prend pas en compte les considérations environnementales.

Méthode

Nous actualisons généralement les montants futurs en utilisant des taux d'actualisation constants, c'est-à-dire que nous utilisons des facteurs d'actualisation de la forme $1/(1+r)^t$. Cette façon de faire est généralement appelée "actualisation exponentielle" ; elle implique que les valeurs obtenues dans un futur lointain ont une valeur actuelle proche de zéro. L'actualisation reflète donc l'équilibre entre le [bien-être](#) présent et futur. Des taux d'actualisation bas impliquent d'importants sacrifices pour les générations présentes alors que des taux d'actualisation élevés impliquent de donner une faible valeur aux dommages futurs (ces derniers 'parient' donc contre l'environnement et les générations futures).

Une distinction peut aussi être faite entre les taux d'actualisation publics ou sociaux et les taux d'actualisation privés. Les deux secteurs utilisent un taux d'actualisation positif (c'est-à-dire $r > 0$) mais il y a une différence dans le fait que le taux d'actualisation social est généralement plus bas que le taux d'actualisation privé, et cela pour deux raisons :

- Les individus (secteur privé) s'intéressent principalement à leur propre bien-être dans le court terme, actualisant fortement les bénéfices futurs. D'autre part, le secteur public (la société dans son ensemble) tend à avoir une perspective de long terme, ce qui implique des taux d'actualisation plus faibles.
- Les individus ont plus d'aversion au risque et seraient plus incertains quant au futur que le reste de la société. Le taux d'actualisation est donc ajusté vers le haut pour refléter le risque plus important associé aux projets privés.

Taux d'actualisation et soutenabilité

Quelle que soit la raison pour se prononcer en faveur de l'actualisation, son application aux pays et aux sociétés dans des horizons de temps de milliers

d'années est particulièrement discutable ; il s'agit d'un des problèmes les plus débattus en [économie écologique](#). La relation entre les générations futures et l'actualisation est une question majeure dans les discussions sur l'équité intergénérationnelle. Des taux d'actualisation élevés transfèrent les coûts de la dégradation environnementale aux générations futures, et réduisent les incitants à des projets environnementalement favorables à long terme. Mais des taux d'actualisation élevés (c'est-à-dire de hauts taux d'intérêt) réduisent aussi les niveaux d'investissement parce qu'emprunter de l'argent devient plus cher, ce qui diminue alors l'exploitation des ressources naturelles. Dans ce cas, l'équité intergénérationnelle et les objectifs environnementaux sont, dans une certaine mesure, incompatibles.

D'un point de vue environnemental, au lieu d'effectuer une actualisation exponentielle lorsque l'on évalue les coûts et les bénéfices, un taux d'actualisation déclinant lentement au cours du temps pourrait être utilisé pour donner plus de valeur au futur. Cependant, ce qui est réellement nécessaire de ce point de vue, ce sont des taux d'actualisation bas et un second 'filtre' sur les investissements (qui augmenteront à cause des taux d'intérêt bas) pour assurer leur soutenabilité environnementale.

Problèmes

Les projets de préservation des 'actifs' environnementaux, tels que les zones humides côtières, les étendues sauvages, les parcs nationaux ou les estuaires, sont très sensibles à l'actualisation, et sont habituellement évalués sur la base des préférences de la génération actuelle. Cependant, les coûts et les bénéfices environnementaux reviennent généralement aux générations futures. Dans ces situations, on peut se demander si l'utilisation d'un taux d'actualisation positif est éthique. Pour de nombreux économistes, l'utilisation d'un taux d'actualisation positif reflète la préférence des personnes pour la consommation présente, et est considérée comme étant la méthode la plus pertinente. Cependant, pour les projets traitant des problèmes environnementaux, un taux d'actualisation très faible ou même nul semblerait plus approprié pour l'équité distributionnelle entre les générations. Même une actualisation mineure implique une pondération inéquitable des coûts et des bénéfices au cours du temps ; il est douteux de croire qu'un taux d'actualisation positif peut être source d'équité distributionnelle. En réponse à ce dilemme, les économistes ont mis trois réponses en avant : (1) le chevauchement intergénérationnel signifie que les générations actuelles prennent en compte les intérêts des générations futures ; (2) un taux d'actualisation nul pourrait appauvrir la génération actuelle ; (3) historiquement, le revenu des générations présentes a toujours été plus élevé que celui des générations précédentes, et nous pouvons nous attendre à ce que la croissance économique continue.

Lorsque la conservation des aménités de l'environnement naturel est en jeu, certains économistes (comme Krutilla, 1967) argumentent en faveur d'un taux d'actualisation

très faible, voire nul. La raison en est que pour les projets avec des horizons temporels lointains, toute actualisation réduit les coûts et les bénéfices futurs à presque zéro après un nombre fini d'années. Cela entraîne un biais pour les projets impliquant des bénéfices à court terme (tels que les projets de développement, contrairement aux projets conçus pour préserver les aménités environnementales) ou des coûts à long terme (la création d'une centrale nucléaire, par exemple). Dans les deux cas, le bien-être des générations futures est en danger. A partir de là, certains économistes soutiennent que l'équité intergénérationnelle justifie l'absence d'actualisation. D'autres sont même allés plus loin et ont soutenu l'idée d'une actualisation négative pour refléter le besoin d'une plus grande protection des intérêts des générations futures dans les décisions de gestion des ressources naturelles, comme c'est par exemple le cas pour les conséquences irréversibles du changement climatique.

Le paradoxe de l'optimiste

La croissance économique pourrait produire des parcs d'attraction virtuels du type 'Jurassic park' pour les enfants et les adultes mais elle ne pourra jamais ressusciter le tigre s'il venait à disparaître. La théorie de la croissance économique n'inclut pas dans sa comptabilisation les coûts de la perte de la nature, ou ceux des dépenses défensives par lesquelles nous essayons de compenser la perte de 'nature' (construction de digues contre l'augmentation du niveau de la mer induite par le changement climatique, ou vente de bouteilles d'eau dans les zones polluées). Si l'on tentait de sommer la croissance économique véritable résultant des changements techniques et des investissements positifs, et la perte de services environnementaux causé par la croissance économique, il n'est pas certain que le résultat serait favorable. De plus, cela impliquerait d'effectuer cette comptabilisation en fermant les yeux sur [l'incommensurabilité des valeurs](#).

L'actualisation donne donc lieu à un "paradoxe de l'optimiste". Les économistes modernes sont partisans de l'actualisation non pas à cause de la préférence pour le présent (comme l'écrit Ramsey en 1928) mais à cause de l'utilité marginale décroissante de la consommation. L'hypothèse de la croissance (mesurée en PIB) justifie d'utiliser plus de ressources et de polluer davantage maintenant que nous ne le ferions autrement. En conséquence, nos descendants, qui par hypothèse seront plus riches que nous, pourraient paradoxalement être dans une situation pire que la nôtre du point de vue environnemental. L'équité intergénérationnelle requiert donc l'incorporation de l'éventail le plus large possible de prises de considération économique, écologique, morale et éthique.

Références:

E. Padilla, 2002. Intergenerational equity and sustainability, *Ecological Economics*, 41(1), 69-83

C. Gollier, 2002, —Time Horizon and the Discount Rate, *Journal of Economic Theory*, 107(2), 463-73.

C. Philibert, 2003, —Discounting the future, *International Society for Ecological Economics, Encyclopaedia* (available at http://www.ecoeco.org/education_encyclopedia.php)

33.6 Valeur présente nette

Définition de base

L'idée derrière la valeur présente nette est qu'un euro aujourd'hui vaut plus qu'un euro dans le futur parce que l'argent disponible aujourd'hui peut être investi et croître. De ce point de vue, il est essentiel pour les preneurs de décision d'être capable de comparer la valeur de l'argent aujourd'hui avec la valeur de l'argent dans le futur, de façon à déterminer s'il faut investir dans un projet.

La valeur présente nette (VPN) est une technique de calcul utilisée pour estimer la valeur ou le bénéfice net sur la durée de vie d'un projet particulier, souvent pour des investissements à long terme, tels que l'installation de machines énergétiquement efficaces. Elle permet au preneur de décision de comparer différentes alternatives sur une même échelle de temps en convertissant toutes les options en chiffres monétaires actuels. Un projet est considéré comme acceptable (ou inacceptable) si la VPN est positive (ou négative) sur la durée de vie estimée du projet.

La formule de la VPN requiert d'anticiper la période de temps (exprimée par t , habituellement en années) sur laquelle l'argent sera investi dans le projet, la durée totale du projet (exprimée par N , dans la même unité que t), le taux d'intérêt (i) et le flux de trésorerie à ce point spécifique du temps (C). Avec ces éléments, la VPN peut être calculée de la manière suivante :

$$VPN = \sum_{t=0}^n \frac{C_t}{(1+i)^t}$$

Une illustration

Une illustration peut être faite en considérant le cas d'une entreprise qui envisage de changer son éclairage et de passer d'ampoules incandescentes à des ampoules fluorescentes. L'investissement initial pour changer les lampes se monte à 40.000 €. Après l'investissement initial, il faudra payer 2.000 € pour le fonctionnement du système d'éclairage mais, d'autre part, ce nouveau système permettra d'économiser 15.000 € chaque année. En conséquence, le flux de trésorerie annuel sera de 13.000 €. Si le taux d'actualisation est de 10% et le système d'éclairage utilisé sur une période de 5 ans, nous pouvons calculer la VPN de la façon suivante :

$$\begin{aligned}
t = 0, \quad VPN &= \frac{-40,000}{(1+0.10)^0} = -40,000.00 \\
t = 1, \quad VPN &= \frac{13,000}{(1+0.10)^1} = 11,818.18 \\
t = 2, \quad VPN &= \frac{13,000}{(1+0.10)^2} = 10,743.80 \\
t = 3, \quad VPN &= \frac{13,000}{(1+0.10)^3} = 9,767.09 \\
t = 4, \quad VPN &= \frac{13,000}{(1+0.10)^4} = 8,879.17 \\
t = 5, \quad VPN &= \frac{13,000}{(1+0.10)^5} = 8,071.98
\end{aligned}$$

Ces informations nous permettent de calculer la VPN sur la durée de vie du projet, c'est-à-dire la somme des six lignes (de $t = 0$ à $t = 5$), qui vaut 9.280,22 €. Il est important de noter à quel point le calcul est influencé par le taux d'intérêt ou d'actualisation. Un taux plus bas favoriserait le changement d'éclairage. Mais pourquoi le taux d'intérêt ou d'actualisation est-il de 10%, 5% ou 2% ? Est-ce que l'argent se 'reproduit' au rythme de 10% par an ? Quels investissements produiraient un pareil taux de retour sur investissement, une fois que l'on a tenu compte de la valeur de l'épuisement des ressources et de la pollution environnementale ?

Choix alternatifs et dépréciation

Une fois que la VPN est calculée, différentes alternatives peuvent être comparées et les choix peuvent être faits. Tout projet avec une VPN négative doit être écarté ; en effet, ce projet va probablement entraîner une perte d'argent ou, en tout cas, ne créera pas suffisamment de bénéfices. Au contraire, toute proposition avec une VPN positive devrait être choisie ou, en cas de différents projets ayant une VPN positive, le choix devrait se porter sur l'alternative ayant la plus haute VPN. Dans la plupart des choix de société, les [coûts d'opportunité](#) sont également considérés lors de la prise de décisions. La VPN offre la possibilité de minimiser les opportunités manquées et d'identifier les meilleures options possibles. Les calculs de la VPN peuvent également être utilisés pour rendre compte de la dépréciation. La plupart des actifs se déprécie au cours du temps ; en d'autres termes, ils perdent de la valeur. Les preneurs de décision doivent être capables de calculer la dépréciation pour des raisons fiscales notamment, mais aussi pour prévoir le remplacement de l'actif considéré. Les calculs de la VPN et de la dépréciation sont très précieux dans le monde économique puisqu'ils permettent de déterminer les projets constituant les meilleurs investissements et les résultats que nous pouvons espérer dans le futur.

Cependant, les estimations des taux de dépréciation pour les ressources naturelles

et sur les questions environnementales sont plutôt incertaines. En effet, les ressources naturelles ne perdent pas toujours de valeur au cours du temps. En conséquence, dans la plupart des cas, les ressources ne doivent pas être dépréciées lorsqu'il faut calculer leur VPN. De plus, puisqu'il y a de l'[incertitude](#) au sujet du futur et que des effets externes existent, il est plus facile de prévoir ce qu'une entreprise peut faire que d'évaluer précisément la valeur d'une forêt pour une économie locale dans le futur, par exemple.

Critiques

L'utilisation de la VPN comme critère d'investissement présente plusieurs inconvénients. Le plus important d'entre eux est la sensibilité de la VPN au taux d'actualisation, qui est décisif dans la détermination de la VPN. Une petite variation dans le taux d'actualisation aura un effet considérable sur le résultat final. Dans notre exemple, si nous fixons le taux d'actualisation à 15%, la VPN sera de 3.578,02 €. Un taux d'actualisation de 20% donne une VPN de -1.122,04 €. Nous passons donc d'un projet qui fait gagner 9.280,22 € à un projet qui fait perdre 1.122,04 €. La difficulté principale dans le calcul de la VPN d'un projet est alors de déterminer le taux d'actualisation qui doit être utilisé, et de prévoir comment projeter des changements futurs dans le taux d'actualisation. C'est un problème duquel il n'est pas possible de sortir. L'utilisation de la VPN est également controversée à cause de la pratique consistant à appliquer l'actualisation à des ressources/écosystèmes naturels à la lumière de leur tendance à augmenter de valeur avec le temps. L'évaluation des écosystèmes est très clairement un processus complexe qui n'aboutit pas toujours à affecter des valeurs exactes aux ressources naturelles.

Références:

Baker S.L., 2000, "Perils of the Internal Rate of Return" available at <http://hspm.sph.sc.edu/COURSES/ECON/Invest/invest.html>

33.7 Méthode des coûts de transport

Introduction et définition

La méthode des coûts de transport (MCT) est utilisée pour calculer les valeurs économiques des biens environnementaux. A la différence de la méthode de [l'évaluation contingente](#), la MCT permet uniquement d'estimer la [valeur d'usage](#) d'un bien ou d'un service environnemental. Elle est principalement utilisée pour déterminer les valeurs économiques de sites qui sont consacrés à l'amusement, comme les parcs nationaux. La MCT permet, par exemple, d'estimer une partie des bénéfices économiques des récifs coralliens, des plages ou des zones humides provenant de leur utilisation pour les activités récréatives (plongée sous-marine, plongée avec tuba, natation, bains de soleil, etc.). Elle peut aussi servir pour évaluer l'impact d'une augmentation du prix de l'entrée dans [le Parc naturel de l'île de](#)

[Lastovo](#) sur le nombre de visiteurs et les revenus totaux du parc issus de la vente des tickets d'entrée.

La MCT est basée sur l'hypothèse que les coûts de transport représentent le prix de l'accès à un site d'amusement. La [disposition à payer](#) des personnes pour visiter un site est donc estimée en se basant sur le nombre de voyages qu'ils feront en fonction du coût du transport. Cette méthode est une 'technique de préférence révélée' parce qu'elle 'révèle' la volonté de payer en se basant sur le comportement des visiteurs.

Application

L'information est collectée en menant une enquête auprès des visiteurs du site évalué. L'enquête doit inclure des questions sur le nombre de visites du site sur une période de temps déterminée (habituellement sur les 12 derniers mois), sur la distance parcourue depuis la résidence du visiteur jusqu'au site, sur le moyen de transport (voiture, avion, bus, train, etc.), sur le temps passé à voyager jusqu'au site, sur les revenus des répondants et sur d'autres caractéristiques socio-économiques (sexe, âge, niveau d'éducation, etc.). Les informations sur la distance et le moyen de transport servent à calculer les coûts de transport; ce calcul est habituellement réalisé par un chercheur. Alternativement, il est possible de demander directement aux visiteurs leurs coûts de transport *via* une enquête, même si cette information est un peu moins digne de confiance. Le temps passé à voyager est considéré comme faisant partie des coûts de transport parce que ce temps aurait pu être utilisé pour effectuer d'autres activités (e.g., travailler, passer du temps avec des amis, s'adonner à un hobby, etc.). La valeur du temps est déterminée en se basant sur le revenu de chaque répondant. Le temps passé sur le site est, pour la même raison, parfois considéré comme une partie des coûts de transport. Il est aussi utile de rassembler des informations à propos des autres sites visités par les répondants lors du même voyage et le temps qu'ils passent sur chacun de ces sites. Cela permet d'allouer une part proportionnelle des coûts de transport totaux pour chaque site. Par exemple, si les répondants visitent trois sites différents en 10 jours et passent seulement un jour sur le site évalué, seule une fraction de leurs coûts de transport doit alors être assignée à ce site (e.g., 1/10).

Il est courant de distinguer deux approches pour la MCT : l'approche individuelle et l'approche zonale. La MCT individuelle permet de calculer les coûts de transport séparément pour chaque individu et nécessite une enquête plus détaillée sur les visiteurs. Dans l'approche zonale de la MCT, la zone entourant le site évalué est divisée en secteurs, qui peuvent aussi bien être des cercles concentriques que des circonscriptions administratives. Dans ce cas, le nombre de visites depuis chacun des secteurs est comptabilisé. Cette information est parfois déjà disponible, ce qui rend la récolte des données plus simple et moins chère.

La relation entre les coûts de transport et le nombre de voyages (plus les coûts de

transport sont élevés, plus le nombre de voyages sera faible) nous donne la fonction de demande pour le visiteur moyen du site ; nous pouvons en dériver la disposition à payer moyenne du visiteur. Cette valeur moyenne est ensuite multipliée par la population pertinente totale dans le but d'estimer la valeur économique totale du site considéré.

Limites

La MCT est basée sur le comportement des personnes qui utilisent un bien environnemental et ne permet donc pas de mesurer les [valeurs de non-usage](#). Cette méthode est donc inappropriée pour les sites ayant des caractéristiques uniques (le Grand Canyon, par exemple), dont la valeur totale comprend une composante importante de valeur de non-usage (parce que de nombreuses personnes seraient d'accord de payer pour sa préservation simplement pour savoir qu'il existe, même s'ils ne projettent pas de visiter ce site dans le futur).

De plus, différents problèmes méthodologiques restent en suspens. Par exemple, dans les cas où les répondants visitent différentes destinations lors du même voyage, quelle partie des coûts de transport doit être allouée au site évalué ? Il y a différentes possibilités, telles qu'allouer les coûts en fonction du temps passé sur chaque site, en fonction de l'importance du site pour le répondant ou en excluant de tels répondants de l'analyse. Chaque approche génère évidemment des estimations différentes. De plus, la méthode postule que tous les voyages sont de la même durée (cela implique habituellement que toutes les visites sont des voyages d'un jour), ce qui n'est souvent pas le cas en pratique. Deux possibilités ont été avancées pour les cas où la longueur des voyages varie : soit il faut considérer les coûts de transport journaliers, soit tous les voyages de la même durée doivent être groupés et chaque groupe est ensuite analysé séparément. Alternativement, des voyages de plusieurs jours peuvent être exclus de l'analyse. Cependant, les estimations différeront en fonction de l'approche privilégiée. Un autre problème très important de la MCT est la valeur du temps passé à voyager. Puisque le temps pourrait être utilisé différemment (à travailler, par exemple), ce temps est considéré comme faisant partie des coûts de transport. Mais comment faut-il mesurer le coût du temps ? Il est courant d'appliquer la totalité ou une partie (e.g., un tiers) du salaire de l'individu. Cependant, les estimations finales peuvent varier considérablement en fonction de la fraction de salaire prise en compte.

Références:

Ward, F.A., Beal, D., 2000. *Valuing nature with travel cost models. A manual*. Edward Elgar, Cheltenham.

Websites:

www.ecosystemvaluation.org/travel_costs.htm

34 Evaluation sociale multicritère

Evaluation multicritère

L'évaluation multicritère (MCA – multi-criteria assessment) est un outil de prise de décision utilisé lors de situations dans lesquelles il s'agit de trouver la meilleure solution parmi plusieurs alternatives attendues différentes. Elle est reconnue comme étant capable de gérer des problèmes décisionnels complexes et peu structurés dans le domaine de l'environnement et de la gestion des ressources naturelles qui impliquent un grand nombre d'objectifs écologiques, environnementaux, sociétaux et économiques conflictuels ainsi que différents groupes d'intérêts et de [langages d'évaluation](#).

La MCA est une structure encadrant les problèmes décisionnels. Elle prend en compte les effets conflictuels, multidimensionnels, incommensurables et incertains des décisions et permet ainsi de se focaliser sur le « processus de décision » en lui-même plutôt que sur le résultat final (Munda, 2008).

Un problème multicritère est caractérisé par la présence d'un ensemble fini d'alternatives (par exemple différents tracés pour une voie ferroviaire ou différentes options de planification pour un système de transport régional) et l'existence de critères d'évaluation différents (et souvent conflictuels) grâce auxquels on évalue ces différentes alternatives (par exemple les impacts sur l'utilisation du sol, les coûts de voyage, les personnes affectées – voir [ici](#) pour un exemple d'alternatives et de critères différents dans le contexte d'un cas d'étude du CEECEC sur le TAV). Grâce à ce type d'analyse, le problème peut être représenté sous la forme d'une matrice (alternatives x critères) dépeignant l'évaluation de chaque alternative pour chaque critère.

En supposant qu'il est possible d'évaluer chaque alternative par rapport à chaque critère, nous pouvons obtenir un classement fragile des alternatives pour chaque caractéristique étudiée, allant de la meilleure à la pire. Le problème d'une décision multicritère consiste à classer les alternatives selon un ordre synthétisant correctement les différents objectifs visés. Généralement il n'existe pas de solution optimisant tous les critères à la fois et des compromis doivent être trouvés, c'est pourquoi un large panel de méthodes a été développé. Ces méthodes possèdent chacune des caractéristiques particulières en ce qui concerne les conditions d'information, l'évaluation des critères, le modelage des préférences et les règles de décision.

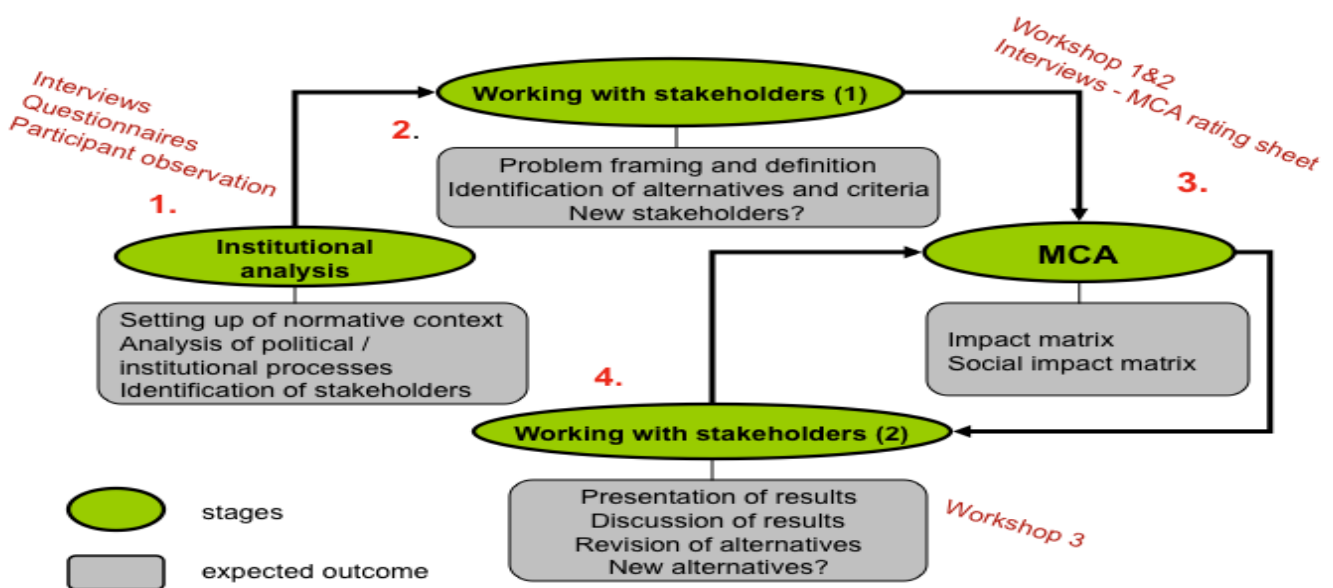
L'analyse multicritère dans un concept participatif

Dans le cadre des problèmes de soutenabilité, les méthodes multicritères sont un outil d'analyse politique puissant car elles parviennent à être inter- ou multidisciplinaires (tenant donc compte des multiples dimensions présentes), participatives (ouvertes à tous les acteurs) et transparentes (Munda, 2008). La

participation des acteurs peut être incluse dans la structure d'ensemble du processus d'une MCA : on peut en effet leur donner la possibilité d'évaluer les alternatives, de générer les critères et de discuter des résultats (Antunes *et al.*, 2006).

La subjectivité de l'analyse multicritère, commune à chaque processus d'évaluation, devrait être traitée avec précaution. Une façon de composer avec cette subjectivité est d'élaborer des processus participatifs de MCA dans lesquels les critères de sélection et les différentes étapes de l'étude sont réalisées avec l'aide d'un large groupe d'acteurs afin prendre en compte leurs différences d'intérêts et de valeurs (De Marchi *et al.*, 2000 ; Munda, 2008). Une autre est de combiner la MCA avec des techniques participatives (Antunes *et al.*, 2006 ; Kallis *et al.*, 2006). Chaque manière de réaliser une MCA est étroitement liée au concept de participation. Ce concept est utilisé pour valider la structure générale et pour encadrer l'analyse. Il faut toutefois noter que la participation est une condition nécessaire mais peut ne pas être suffisante pour atteindre la responsabilité et la transparence.

Figure 1: Etapes d'une SMCE



Source: Adapted from Kallis *et al.* 2006; Paneque *et al.*, 2009.

Une façon d'aborder la problématique de la participation dans une analyse multicritère d'adopter cadre d'évaluation sociale multicritère (SMCE). Celui-ci définit le concept d'évaluation comme un mélange de représentation, d'évaluation et de contrôle de la qualité en rapport avec le problème d'une politique donnée (Munda, 2008). La SMCE vise à intégrer les concepts de transparence, de réflexion et d'apprentissage dans le processus de décision des MCA en intégrant simultanément les dimensions politiques, socio-économiques ainsi qu'écologiques, culturelles et technologiques d'un problème.

Afin d'obtenir les critères d'évaluation, la SMCE examine les objectifs et les attentes des différents acteurs tout en essayant d'adopter une approche la moins technocratique possible. Etant donné la multitude de dimensions prises en compte, l'objectif principal est de trouver un équilibre entre elles et de trouver des « solutions de compromis » (Munda, 1995). Les poids dans une SMCE sont compris comme des coefficients d'importance – reflétant donc les préférences les plus importantes - et non comme des compromis. Les conventions d'agrégations utilisées sont des algorithmes mathématiques non compensatoires, ce qui veut dire que des critères jugés peu importants peuvent être influents, excluant ainsi le concept de compensabilité complète. Elle peut également analyser en profondeur l'influence des acteurs sociaux ou celle des conflits.

NAIADE (Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments) est une méthode de SMCE développée par Munda (1995) qui combine l'utilisation d'informations de différents types et l'analyse de conflits. NAIADÉ produit une hiérarchisation d'alternatives selon une série de critères d'évaluation, d'indications sur la distance de la position des différents groupes d'intérêts ainsi qu'un classement des alternatives suivant les impacts ou les préférences des acteurs (Munda, 2008). La **Figure 1** illustre les étapes suivies lors d'un processus typique de SMCE. Des descriptions de l'application du cadre de travail d'une SMCE à différents problèmes de soutenabilité sont décrits dans Munda, 2008 ; Marchi et al. 2000 et Antunes et al. 2010.

Références:

Antunes, P., Santos, R., Videira, N., 2006. Participatory decision making for sustainable development – the use of mediated modeling techniques, *Land Use Policy*, 23, 44-52.

Antunes, P., Karadzic, V., Santos, R., Beça, P., Osann, A., 2010. Participatory multi-criteria analysis for the evaluation of irrigation management alternatives. The case of Caia irrigation area, Portugal, *International Journal of Agricultural Sustainability* (submitted).

De Marchi, B., Funtowicz, S., Cascio, S. L., Munda, G., 2000. Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily. *Ecological Economics*, 34, 267-282. 196

Kallis, G., Videira, N., Antunes, P., Guimarães Pereira, A., Spash, C. Coccossis, H. Corral Quintana, S., del Moral, L., Hatzilacou, D., Lobo, G., Mexa, A., Paneque, P., Pedregal, B., Santos, R. (2006). *Participatory Methods for Water Resources Planning and Governance*. Environment and Planning C: Government and Policy.

24, 215-234.

Munda, G., 1995. Multicriteria evaluation in a fuzzy environment. Theory and applications in ecological economics. Physica-Verlag, Heidelberg.

Munda, G., 2008. Social Multi-Criteria Evaluation for a Sustainable Economy, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Websites

NAIADE <http://wikiadapt.org/index.php?title=NAIADE>.

35 Externalités

Définition de base

Les coûts sociaux – ou externalités – sont des effets négatifs et des inefficacités qui ne sont pas internalisées dans les coûts de production des entreprises. Par conséquent, les prix du marché n'incluent pas les externalités. Les premières analyses des externalités furent effectuées par l'économiste Arthur C. Pigou dans les années 1920.

Pour être reconnues comme étant des coûts sociaux, les externalités doivent avoir deux caractéristiques : (1) il doit être possible de les éviter ; (2) elles doivent trouver leur origine dans des activités productives et être transférées à des tierces personnes ou à la société dans son entièreté (Kapp, 1963). La pollution, par exemple, peut provenir d'activités humaines productives et être évitable. Comme l'indique le célèbre économiste K.W. Kapp (1969), "les causes fondamentales des coûts sociaux sont à trouver dans le fait que la poursuite du gain privé place la priorité sur la minimisation des coûts privés de production. Par conséquent, plus la dépendance aux initiatives privées est grande, plus la probabilité d'existence de coûts sociaux sera grande. La dépendance du système économique par rapport aux initiatives privées et à la poursuite du gain individuel risque de donner naissance à des coûts sociaux externes non payés, sauf si des mesures appropriées sont prises pour éviter ou au moins minimiser ces coûts".

35.1 Transfert des coûts

En transférant une partie des coûts de production à des tierces personnes ou à la société dans son ensemble, les producteurs sont capables de s'approprier une part plus importante des produits naturels. Alternativement, les consommateurs achètent les produits à des prix inférieurs à ce qu'ils auraient été si les producteurs avaient été obligés de payer les coûts totaux de production. Ces coûts sociaux entraînent des questions quant à la redistribution des revenus, ce qui en fait un sujet de controverse politique et de relations de pouvoir.

L'exemple du commerce Nord-Sud

Les problèmes environnementaux liés au commerce des ressources naturelles incluent la destruction des écosystèmes, la perte de biodiversité, et la pollution du sol, de l'eau et de l'air. Plus les termes de l'échange sont défavorables, plus l'internalisation de ces externalités sociales et environnementales est difficile. Dans ce sens, les pays spécialisés dans les activités extractives, et pour lesquels les prix des matières premières tendent à baisser au cours du temps, ont souvent moins d'opportunités pour internaliser les coûts environnementaux dans les prix. De plus, les pratiques du secteur privé, telles que les prix de transfert illicites, peuvent encore aggraver la situation. Si les conditions internationales déterminant les prix empêchent le Sud d'internaliser les externalités, il y a un transfert de richesse des pays pauvres vers les pays riches. En d'autres termes, le Nord transfère des coûts environnementaux vers les pays pauvres. Ce mécanisme est connu sous le terme [d'échange écologiquement inégal](#).

Alors que les économistes néoclassiques considèrent les impacts environnementaux en termes d'externalités devant être internalisées dans le système des prix, les économistes écologiques voient les externalités – suivant en cela Kapp – non pas comme des défaillances de marché mais comme des succès dans le transfert des coûts permis par les asymétries sociales dans la distribution des droits de propriété, des revenus et du pouvoir (Martinez-Alier and O'Connor, 1999). Par exemple, sous le régime Suharto en Indonésie, les entreprises minières et de plantation, souvent protégées par les forces militaires, se sont fortement développées aux dépens des paysans locaux et des populations indigènes. Comme l'indiquait Martinez-Alier (2001) : "ce serait une blague de bien mauvais goût que de dire qu'une politique environnementale soutenable (par exemple mettant en place le 'principe du pollueur payeur') aurait permis d'internaliser les externalités dans le prix des exportations de cuivre et d'or. Les économistes de l'environnement oublient d'inclure la distribution du pouvoir politique dans leur analyse. Certains d'entre eux font même preuve d'assez d'innocence pour croire que les dégâts environnementaux se produisent à cause de 'marchés manquants'".

Approches alternatives

De tels transferts de coût donnent naissance aux mouvements environnementaux qui se manifestent dans les conflits locaux et globaux. Ces mouvements utilisent une variété de langages et de stratégies de résistance, et n'acceptent pas de simples [analyses coût-bénéfice](#). Selon eux, une politique efficace ne se base pas sur une analyse coût-bénéfice mais plutôt sur une [approche multicritère](#) non-compensatoire capable de refléter une pluralité de [valeurs incommensurables](#).

Références:

Kapp, K.W., 1963. *Social costs of business enterprise*. Second enlarged edition.

Bombay/London: Asia Publishing House.

Kapp, K.W., 1969. On the nature and significance of social costs. *Kyklos*, XXII(2): 334-347.

Martinez-Alier, J., 2001. Mining conflicts, environmental justice, and valuation. *Journal of Hazardous Materials*, 86: 153-170.

Martinez-Alier, J., and M. O'Connor, 1999. Distributional issues: an overview. In: J. Van den Bergh (ed.), *Handbook of environmental and resource economics*. Cheltenham: Edward Elgar.

36 Filière marchande

Origines et définition

Le concept de filières marchandes a été présenté par Terence Hopkins et Immanuel Wallerstein dans une analyse du commerce et des flux de capitaux dans l'économie mondiale avant 1800, les définissant comme "un réseau de travail et de processus de production dont le résultat final est un produit" (Hopkins et Wallerstein 1986 : 159). Depuis, différentes méthodologies ont été développées pour analyser les filières marchandes :

Analyse de la chaîne de valeur

Une *chaîne de valeur* décrit les activités au sein d'une entreprise et les relie à une analyse des avantages concurrentiels de l'entreprise. L'*analyse de la chaîne de valeur* est utilisée pour identifier les activités qu'il est plus profitable pour l'entreprise d'opérer en interne et les activités qu'il est préférable de laisser faire à d'autres. La *chaîne de valeur* décrit toutes les activités allant de la conception à l'élimination finale après utilisation, en passant par les différentes phases de la production (impliquant une combinaison de transformations physiques et l'apport de différents services) et de la distribution aux consommateurs finaux d'un produit ou d'un service. La production en tant que telle n'est qu'un des nombreux maillons d'ajout de valeur. Même s'ils sont souvent représentés comme formant une chaîne verticale, les liens à l'intérieur de la chaîne sont le plus souvent à double sens – par exemple, les agences spécialisées en conception n'influencent pas seulement la nature du processus de production et de marketing, mais sont aussi influencés par les contraintes des maillons en aval dans la chaîne (Tallec and Bockl, 2005).

L'analyse de la chaîne du produit global (en anglais, Global Commodity Chain (GCC) Analysis)

L'analyse de la chaîne du produit global est principalement axée sur l'analyse du système d'échange international et sur l'intégration économique grandissante de la production internationale et des chaînes de commercialisation. Introduit par Gereffi

au milieu des années 1990, ce concept a été développé dans le cadre analytique de l'économie politique du développement et du sous-développement, provenant au départ de la [théorie du système-monde](#) et de la théorie de la dépendance. A l'origine, il fut développé pour analyser l'impact de la globalisation sur les filières de produits industriels.

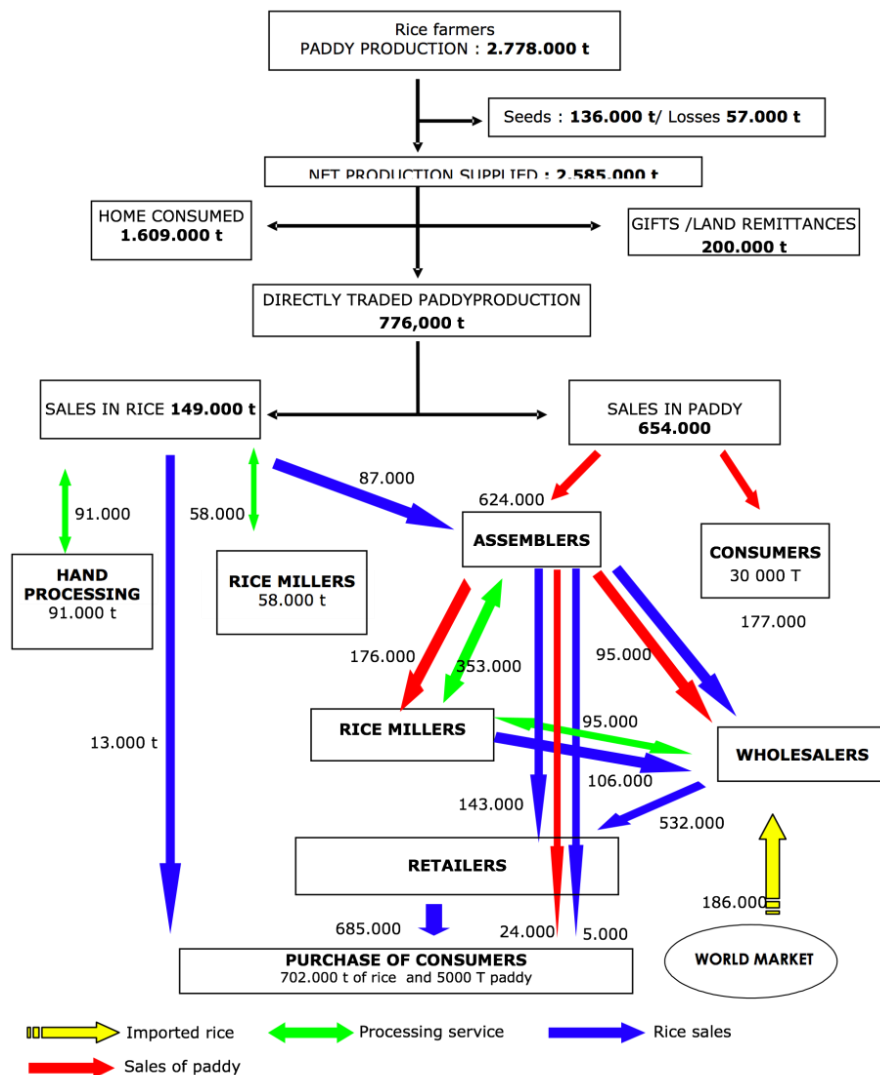
L'analyse de la chaîne du produit global met l'accent sur les relations de pouvoir qui sont intégrées dans les analyses de la chaîne de valeur. Il a mis en évidence que de nombreuses chaînes sont caractérisées par une partie dominante (ou parfois par des parties dominantes) qui détermine le caractère général de la chaîne, et a conduit les firmes à devenir responsable de l'amélioration des activités à l'intérieur des maillons individuels et pour coordonner l'interaction entre les maillons. Il y a ici une distinction entre deux types de [gouvernance](#) : les filières où la coordination est assumée par les acheteurs et celles dans lesquelles les producteurs jouent le rôle clé (Tallec and Bockl, 2005). La fabrication relativement capitaliste de voitures, d'avions et de machines électriques peut être vue comme un exemple de chaîne de valeur dirigée par les producteurs.

Approche filière

L'analyse filière a été développée par des chercheurs de l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) et par le Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) (Raikes et al., 2000). Elle s'applique à l'analyse de filières existantes principalement pour les produits agricoles, évaluant la façon avec laquelle les politiques publiques, les investissements et les institutions affectent les systèmes locaux de production (Tallec and Bockl, 2005 and Raikes et al., 2000).

Les analystes de filières ont emprunté des éléments à différentes théories et méthodologies, y compris à l'analyse des systèmes, à l'organisation industrielle, à l'économie institutionnelle (l'ancienne et la nouvelle), à la science de gestion et à l'économie marxiste, ainsi que diverses techniques comptables trouvant leurs racines dans l'analyse néo-classique de l'Etat-providence (Kydd et al., 1996 : 23). Une tradition de recherche empirique a été dominante depuis le début.

L'objectif principal de l'analyse filière a été d'identifier les flux de marchandises, les agents et les activités au sein d'une filière, qui est vue comme un processus physique de marchandises et de transformations. Un exemple d'un tel processus est donné plus haut (**Figure 1**). La tradition quantitative de l'analyse filière a surtout tenté de mesurer les inputs et les outputs, les prix, et l'ajout de valeur tout au long de la chaîne. Il existe également la tradition anthropologique de l'analyse filière. Cette tradition se concentre sur les marchés et le pouvoir. De ce point de vue, elle se rapproche de l'analyse de la chaîne du produit global (Raikes et al., 2000).



**Figure 1 : flux physiques de riz et de paddy (Thaïlande, 1999).
Basée sur
l'étude FAO/UPDR, tirée de Tallec et Bockl, 2005**

Références:

Gereffi, G. (1996): "Global Commodity Chains: New Forms of Coordination and Control Among Nations and Firms in International Industries." *Competition and Change* 4: 427-439.

Hopkins, T. and Wallerstein, I. (1986): —Commodity chains in the world economy prior to 1800, *Review X* (1):157-170.

Kydd, J., Pearce, R. and Stockbridge, M. (1996): The Economic Analysis of Commodity Systems: Environmental Effects, Transaction Costs and the Francophone Filière Tradition, presented at the ODA/NRSP Socio-Economics Methodology (SEM) Workshop, ODI: London, 29-30 April 1996.

Raikes et al., 2000. Global Commodity Chain Analysis and the French *Filière* Approach: Comparison and Critique. *Economy and Society* 29(3), pp. 390-417

Tallec, F. and Bockl, L. (2005). Commodity Chain Analysis. Constructing the Commodity Chain Functional Analysis and Flow Charts. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy. Online under: www.fao.org/tc/easypol

37 Fonds et stocks

Contexte: la distribution des ressources naturelles n'est pas homogène

Alors que l'économie conventionnelle étudie les ressources naturelles via une approche monétaire, [l'économie écologique](#) met l'accent sur la nécessité de prendre en compte leurs caractéristiques biogéochimiques. Cela permet de faire une distinction entre le potentiel écologique et économique des ressources, une distinction intéressante lorsqu'on étudie la croissance et la soutenabilité par exemple. Etant donné les caractéristiques radicalement différentes des ressources, des conclusions erronées tendent à être tirées lorsqu'elles sont conceptualisées sous le terme indifférencié de « ressources naturelles ».

C'est Nicholas Georgescu-Roegen (1971), l'un des pères spirituels de l'économie écologique, qui proposa la distinction fondamentale entre les fonds et les stocks de ressources naturelles :

Les fonds (comme le bois ou le poisson par exemple) apparaissent et se maintiennent grâce l'énergie solaire, sont capables de se renouveler et apportent différents *services* écologiques et économiques tant que les conditions nécessaires à leur renouvellement sont remplies. Les fonds correspondent donc aux ressources renouvelables.

Les stocks (comme le pétrole ou le cuivre) sont constitués de réservoirs limités de matière organisée et d'énergie minérale résultant de processus biogéochimiques à une échelle géologique plutôt qu'historique desquels il est possible d'extraire des [flux](#) de matière énergétique. Ces flux peuvent uniquement être exploités pendant une période relativement courte de l'histoire humaine, laissant les stocks appauvris et l'environnement dégradé par la dispersion de la matière énergétique. Les stocks correspondent aux ressources non renouvelables.

Reconnaître les potentiels économiques inégaux

La distinction entre les fonds et les stocks a mis en évidence la différence de leur potentiel économique (Georgescu-Roegen, 1971 ; Steppacher and van Griethuysen, 2008). Le potentiel de croissance des ressources vivantes ou biotiques – les fonds – est naturellement limité et ne peut par conséquent pas alimenter la croissance

économique exponentielle. Toutefois, la capacité limitée des ressources biotiques à fournir une croissance économique est compensée par sa qualité de ressource renouvelable. Elles permettent donc *une croissance limitée mais potentiellement soutenable*.

Le cas des ressources minérales non renouvelables – les stocks – est différent. Depuis la révolution industrielle, les ressources minérales ont été capables d'entretenir une croissance exponentielle : les stocks d'énergie fossile peuvent être utilisés pour développer des machines et des moteurs qui permettent une exploitation encore plus rapide de ces stocks. Toutefois, suite à l'accélération du processus, les stocks s'appauvrissent inévitablement et sont inexorablement limités à une période historique donnée. Les stocks *permettent donc une croissance exponentielle mais non soutenable*.

La distinction entre les services rendus par les fonds et les stocks souligne les *caractéristiques temporelles* des différentes ressources naturelles. Etant donné que les ressources biotiques dépendent des cycles écologiques reproductifs, la disponibilité de leurs services est sujette au calendrier naturel. Il n'est par conséquent pas possible d'exploiter ces fonds (terres, travail et équipement) à leur capacité maximale. C'est pourquoi les activités économiques dans les économies agraires traditionnelles sont diversifiées et organisées en harmonie avec le rythme cyclique de la nature. D'autre part, les flux des stocks de ressources minérales ne permettent pas une activité productive continue. Cette caractéristique qui réduit les coûts et permet la spécialisation est un élément essentiel de la production industrielle.

Conclusion

Etant donné la dépendance institutionnalisée à la croissance économique de la société occidentale, il n'est pas surprenant que presque tous les progrès industriels des 150 dernières années aient été basés sur la substitution du renouvelable par le non renouvelable, que ce soit dans le domaine industriel, agricole ou des services. L'agriculture moderne utilise aujourd'hui énormément d'énergie fossile, de sorte que si nous faisons la balance entre l'énergie retirée et l'énergie introduite dans le système, le [EROI](#) (« Energy Return on Investment », FR : Retour énergétique d'un investissement) du système agricole de nos pays serait négatif. Cette activité, autrefois soutenable, ne l'est aujourd'hui plus. Dans un tel contexte, un concept indifférencié de ressource naturelle est hautement problématique étant donné que la consommation par habitant d'énergie fossile est très inégalement distribuée. Cette non différenciation cache le privilège économique qui accompagne le contrôle des ressources minérales et des énergies fossiles (comme dans les riches pays industrialisés) ainsi que les difficultés particulières qui sont inhérentes à l'utilisation des autres ressources biotiques et des autres ressources naturelles, particulièrement lorsqu'on combine cette nécessité à une forte croissance de la population (comme dans les pays agricoles pauvres).

Références:

Georgescu-Roegen, N., 1971. *The entropy law and the economic process*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

Steppacher R and P. van Griethuysen, 2008. The differences between biotic and mineral resources and their implications for the conservation-climate debate. *Policy Matters*, 6: 30–7.

38 Frontières extractives

Concept

La quête de matériaux pour approvisionner les pays du centre de l'économie mondiale s'est déjà étendue aux coins les plus reculés de la Terre. Dans une certaine mesure, cela est dû à la raréfaction des ressources, les gisements les plus facilement accessibles ayant été épuisés. Puisque nous sommes très proches du pic de Hubbert d'extraction du pétrole (avec la moitié des réserves connues ayant déjà été extraites), la recherche de pétrole s'est élargie à des territoires vierges tels que la région de l'Amazonie ou les sous-sols marins de grande profondeur. Ces frontières extractives (ou "commodity frontiers", en anglais) sont parfois habitées par des populations indigènes qui ont sauvé la biodiversité. En Amérique du Sud, certaines de ces populations n'étaient pas encore entrées en contact avec le monde extérieur.

Les frontières extractives pour les métaux sont les endroits où les minerais sont riches, quelque soit la distance qui les sépare des lieux de consommation. Les compagnies minières s'implantent dans de nouveaux territoires à la recherche de métaux ou d'autres matières (charbon, gaz, uranium). A d'autres moments, les "commodity frontiers" sont situées dans des nouveaux territoires convenant, grâce à leurs conditions climatiques, à certaines cultures ou à la production d'autres matériaux destinés aux économies du centre. Les plantations de canne à sucre, de thé, de café et de soja sont des exemples de frontières extractives, comme le sont aussi les plantations d'arbres destinées à la production de caoutchouc ou de cellulose, ou les plantations palmiers à huile pour le biodiesel. L'appropriation des terres vient de l'expansion des frontières d'extraction.

L'avancée des frontières

L'avancée des "commodity frontiers" est poussée par la croissance économique et démographique. Cependant, mêmes en l'absence de ces sources de croissance, il serait nécessaire de trouver de nouveaux approvisionnements en carburants fossiles, en métaux et en produits agricoles. Cela est dû au fait que lorsque l'énergie est dépensée, elle ne peut pas être recyclée (voir [entropie](#)), et parce que les

matériaux peuvent être seulement partiellement recyclés.

38.1 Accaparement des terres

Traditionnellement, la notion d'accaparement des terres avait principalement une connotation politique, faisant référence à la prise agressive de terres, souvent par la force militaire, pour l'expansion des possessions territoriales ou l'extension du pouvoir. Plus récemment cependant, le terme a été appliqué à la ruée d'entreprises ou de pays achetant ou louant des terres agricoles à l'étranger dans le but d'assurer leurs approvisionnements essentiels en nourriture ou en eau, ou simplement pour spéculer. Le rapport de l'association GRAIN, [Seized: The 2008 land grab for food and financial security](#), publié en octobre 2008, documente les activités d'accaparement des terres, notant la gravité des menaces posées aux populations locales dans le monde :

“Les crises financières et alimentaires actuelles ont, toutes les deux, déclenché un nouvel accaparement des terres à l'échelle mondiale. D'une part, des gouvernements en situation d'insécurité alimentaire qui se basent sur des importations pour nourrir leurs populations recherchent de vastes étendues de terres agricoles à l'étranger pour leur propre production alimentaire. D'autre part, les entreprises agro-alimentaires et les investisseurs privés, à la recherche de profits dans un contexte d'une crise financière qui s'aggrave, voient les investissements dans les terres agricoles étrangères comme d'importantes sources nouvelles de revenus. En conséquence, les terres agricoles fertiles se privatisent et se concentrent de plus en plus. Si ce mouvement restait incontrôlé, cet accaparement mondial pourrait signifier la fin de l'agriculture à petite échelle et des traditions rurales dans de nombreux endroits à travers le monde.”

L'étude de cas du projet CEECEC, [Let Them Eat Sugar](#) met l'accent sur les accaparements de terres dans le Delta du Tana (Kenya), où le gouvernement qatari espère louer une zone de 30.000 ha en échange d'un prêt pour financer la construction d'un port de 3,4 milliards de dollars à Lamu. Le gouvernement du Qatar apporterait le savoir-faire technique et la technologie pour le projet agricole ; toute la production, probablement des fruits et des légumes serait envoyée au Qatar. Un autre projet en développement dans cette zone implique la location de terres à 1\$/ha à une entreprise canadienne, Bedfords Fuels, qui planifie de planter des jatrophas pour produire du biodiesel dans un projet de 300 millions de dollars.

Références:

J.W. Moore (2000), "Sugar and the expansion of the early modern world-economy: Commodity frontiers, ecological transformation, and industrialization", *Review: Fernand Braudel Center*, Vol. 23 pp.409 - 433.

Websites

<http://farmlandgrab.org/>

39 Gouvernance

Définition large

La gouvernance est ce que font les autorités. Le terme fait référence à la gestion pratique du pouvoir et des politiques. La gouvernance peut donc être exercée par un gouvernement (état-nation), une entreprise (entité commerciale), par des [institutions coutumières](#) (tribu, famille, etc.), et ainsi de suite. Elle peut être appliquée pour différents buts, bons ou mauvais, pour le profit ou non.

Application

Trois des principaux organismes qui ont promu le concept de gouvernance depuis les années 80 sont la Banque mondiale (BM), le Fonds monétaire international (FMI) et le Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUD). La BM définit la gouvernance comme « l'exercice de l'autorité politique et l'utilisation des ressources institutionnelles pour gérer les problèmes de société et ses affaires » (1991). Selon le PNUD, la gouvernance correspond aux « règles du système politique pour résoudre les conflits entre les acteurs et pour adopter des décisions (légalité). Le terme a aussi été utilisé pour décrire le 'bon fonctionnement des institutions et leur acceptation par le public' (légitimité) ainsi que pour invoquer l'efficacité gouvernementale et la réalisation du consensus par des moyens démocratiques (participation) » (PNUD, 2004).

Dans ce contexte, la « bonne gouvernance » est devenue un mot passe-partout dominant dans la littérature sur le développement soutenable/international. Il implique que la « mauvaise gouvernance » soit l'une des causes majeures de tous les maux de nos sociétés. Les principaux bailleurs ainsi que les institutions financières internationales comme la BM et le FMI basent ordinairement leur aide et leurs prêts sur des conditions de réformes d'ajustement structurel censées assurer que des mesures de « bonne gouvernance » soient prises.

Selon les Nations Unies, la bonne gouvernance présente huit caractéristiques (UNESCAP, 2006) :

- *La participation* : la participation est la pierre angulaire de la bonne gouvernance. Elle peut être directe ou indirecte par des institutions intermédiaires ou des représentants légitimes. Elle requiert l'information préalable et l'organisation, ce qui signifie que la liberté d'association et d'expression et une société civile organisées sont centrales.
- *L'autorité de la loi* : la bonne gouvernance requiert un cadre légal juste mise en pratique de façon impartiale. Cette condition nécessite un système judiciaire indépendant et des forces de police impartiales et incorruptibles.
- *La transparence* : la transparence signifie que les décisions prises et leur mise en pratique sont faites d'une manière conforme aux lois et aux réglementations. Elle signifie aussi que l'information est disponible librement et directement.

- *La responsivité* : la bonne gouvernance requiert que les institutions et les processus tentent de servir toutes les parties prenantes à l'intérieur d'un laps de temps raisonnable.
- *L'orientation vers le consensus* : la bonne gouvernance requiert la médiation entre les différents intérêts dans la société dans le but d'atteindre un consensus large sur la meilleure définition de l'intérêt commun et de comment l'atteindre.
- *L'équité et l'inclusion* : le bien-être d'une société dépend du fait que tous ses membres s'y sentent pris en compte et que personne ne s'y sente exclu.
- *L'effectivité et l'efficience* : la bonne gouvernance signifie que les processus et les institutions produisent des résultats qui correspondent aux besoins de la société tout en utilisant au mieux les ressources à disposition.
- *La responsabilité* : le fait de devoir rendre des compte est un besoin clé de la bonne gouvernance. Il y a non seulement les institutions gouvernementales qui doivent pouvoir rendre des comptes au public et aux acteurs institutionnels mais également le secteur privé et les organisations de la société civile.

Critiques

La politique correspond aux processus par lesquels un groupe de personnes avec des opinions et des intérêts initiaux divergents prend des décisions, tandis que la gouvernance fait référence aux éléments administratifs et institutionnels de l'exercice du pouvoir. Cette définition présuppose donc qu'il est possible de séparer la « politique » de l'« administration », ce qui est questionnable, compte tenu du fait que les deux notions comprennent des éléments de pouvoir.

Parmi les écologistes politiques, le concept de gouvernance a été utilisé dans un sens différent que celui exprimé ci-dessus. Il fait référence à la décentralisation des formes de régulation sociale et économique des questions environnementales et à leur transfert de l'Etat vers différents acteurs non gouvernementaux à divers échelons (comme les consommateurs, les ONG, les entreprises, les mouvements sociaux) ainsi que vers des [institutions](#) (comme les accords environnementaux internationaux, les codes de conduite commerciaux, les traités d'investissement) (Liverman 2004 in Himley 2008). Cette reconfiguration de la distinction public/privé a largement résulté de la diminution de l'autorité de l'Etat sur les questions de ressources, ce rétrécissement de l'Etat faisant suite aux politiques néolibérales favorisant (souvent sous l'impulsion d'organisations internationales) un « partenariat » public/privé et des mécanismes marchands comme moyens d'atteindre une utilisation et une allocation « efficiente » des ressources (Liverman 2004; Mansfield 2007a; McCarthy and Prudham 2004; Robertson 2004, 2007, in Himley 2008).

En traitant de ces questions, appelées de *gouvernance environnementale*, les écologistes politiques, comme les [économistes écologiques](#), ont été particulièrement intéressés par les institutions qui structurent l'accès aux ressources, leur utilisation et leur conservation, ainsi que par les régimes de [droits de propriété](#). En particulier, ils ont étudié comment les systèmes traditionnels de droits complexes et superposés

ont été transformés par les phénomènes de l'impérialisme, du colonialisme interne, de la formation des Etats, et de développement capitaliste (Jacoby 2001; Neumann 1998, 2004 in Himley 2008), qui ont souvent dépossédé les utilisateurs traditionnels des ressources et nié leurs institutions coutumières de gestion de ces ressources. De ce point de vue, le concept d'[enclosure](#) en tant que reconfiguration des droits de propriété est perçu comme un élément central de la mise en pratique des réformes néolibérales (Himley 2008).

Conclusion

Ce n'est pas un hasard si la « bonne gouvernance » a émergé comme un modèle permettant d'évaluer l'efficacité des économies et la viabilité des corps politiques. En effet, les Etats qui ont défini les standards de comparaison ne sont autres que les Etats les plus puissants, « libéraux-démocratiques », d'Europe et d'Amérique du Nord. En 1996, le FMI déclarait que « la promotion de la bonne gouvernance dans tous ses aspects, notamment en assurant le respect de la loi, l'amélioration de l'efficacité et des responsabilités, et la lutte contre la corruption, sont des éléments essentiels du cadre dans lequel les économies peuvent prospérer » (IMF, 2005). Et selon cette affirmation, une économie prospère est avant tout une économie capable de rembourser ses dettes. En outre, bien que la bonne gouvernance soit considérée comme un outil essentiel au service du renforcement de la démocratie (la démocratie, la bonne gouvernance et le développement sont vus comme « intrinsèquement liés » ; Diamond 2005), les promoteurs de la bonne gouvernance ne semblent pas reconnaître que l'entreprise capitaliste, par définition, est tout sauf démocratique, puisque son/es propriétaire/s sont fondamentalement autonomes dans les prises de décision. Dans la pratique donc, la doctrine de la gouvernance est profondément idéologique et un outil politiquement puissant pour la promotion, dans un capitalisme global, de réformes libérales favorisant ultimement la minimisation du pouvoir étatique et la légitimité de celui du marché.

Références

Diamond, Prof. Larry, Democracy, Development and Good Governance: The Inseparable Links. Lecture of the Ghana Center for Democratic Development (CDD-Ghana) British Council Hall, Accra, Ghana March 1, 2005 (Accessed Sept 19 2010 from <http://www.cddghana.org/documents/Lecture%20by%20Larry%20Diamond.pdf>)

Himley, Matthew, 2008. Geographies of Environmental Governance: The Nexus of Nature and Neoliberalism. *Geography Compass* 2/2 (2008): 433–451

International Monetary Fund (IMF), 2005. The IMF's approach to promoting good governance and combating corruption — a guide. Washington DC: IMF.

United Nations Development Programme (UNDP), 2004. Regional project on local governance for Latin America. New York: UNDP.

United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific (UNESCAP), 2006. What is good governance? Bangkok: UNESCAP.

World Bank (WB), 1991. Managing development: the governance dimension. Washington DC: WB.

40 HANPP et colonisation

Contexte et définition

La colonisation de processus naturels a été définie comme « la transformation délibérée et continue d'un processus naturel via des moyens d'interventions sociales organisées afin d'améliorer leur utilité pour la société » (Weisz *et al.* 2001 :124). L'agriculture par exemple transforme les écosystèmes terrestres en agro-écosystèmes. L'utilité de la colonisation pour la soutenabilité ne repose pas dans la quantité de matière utilisée, mais dans l'efficacité avec laquelle cette matière changera la dynamique d'un processus naturel dans la direction sociale désirée. L'efficacité de la colonisation dépend de la connaissance que l'on a des processus en cours et d'à quel point il nous est possible de les contrôler et de les manipuler. La notion peut être appliquée à plusieurs processus biologiques (ex : la domestication d'animaux, la modification génétique, etc. y compris l'utilisation du sol – c'est-à-dire la colonisation d'écosystèmes terrestres). La colonisation n'implique pas que la société contrôle tous les aspects d'un système naturel. Normalement, seuls quelques variables clés sont contrôlées activement ou influencées ; la dynamique du système, elle, est toujours dans une large mesure déterminée par la nature. Par exemple, dans le cas de l'agriculture on contrôle la composition des espèces, la fertilité du sol ainsi que la disponibilité en nutriments (et parfois en eau), mais on ne change pas le climat ni le principe de la réaction photosynthétique des plantes (Haberl *et al.* 2004).

L'impact de l'Humanité sur les structures de la biosphère (ex : l'utilisation des sols) et son fonctionnement (ex : les cycles biogéochimiques) est considérable, excédant même parfois l'impact de la nature. (Crutzen *et Steffen* 2003). Plus de 83% de la biosphère terrestre globale a été classée comme étant directement sous l'influence humaine, basé sur des indicateurs géographiques tels que la densité de population, les villages, les routes, l'agriculture, etc. (Sanderson *et al.* 2002). Hannah *et al.* (1994) estiment que pas moins de 36% de la surface terrestre bioproductive est « entièrement dominée par l'être humain ». HANPP, « *l'appropriation humaine de production nette primaire* » (*Human Appropriation of Net Primary Production*), est un indicateur agrégé qui reflète à la fois la quantité de terres utilisées par les humains et l'intensité de leur utilisation. (Haberl *et al.* 2007b).

Pourquoi le HANPP?

L'être humain dépend, pour subsister, de la Terre et des ressources que celle-ci produit. La biomasse est l'une des ressources les plus importantes. Les humains dépendent d'elle directement pour la nourriture, ainsi qu'indirectement pour la nourriture utilisée pour le bétail, pour l'énergie (ex : feu de bois, agrocarburants), le papier et les matériaux de construction ainsi que pour les autres [services environnementaux](#) tels que la conservation de l'eau, le maintien des sols et le stockage du carbone. De plus, les humains ont également besoin de terre pour y construire des infrastructures comme pour y vivre, toutes ces activités altérant la couverture naturelle du terrain, réduisant de ce fait l'énergie disponible pour les autres espèces. Les économies de subsistance basées sur la biomasse sont celles dans lesquelles les communautés dépendent presque entièrement de la biomasse locale pour leur survie. Une étude de cas de la CEECEC se déroulant en Inde, dans le [Mendha Lekha](#), Maharashtra, étudie une société de ce type.

Les plantes convertissent et stockent l'énergie solaire via la photosynthèse tout en utilisant une partie de celle-ci pour leur propre fonctionnement et leur croissance. L'énergie restante, appelée production primaire nette (NPP – Primary net production) procure non seulement l'énergie nécessaire à l'existence humaine mais joue également un rôle important dans la survie des autres organismes et le fonctionnement des écosystèmes étant donné qu'il constitue la base de la plupart des chaînes alimentaires.

Le HANPP mesure à quel point la conversion des terres et la récolte de la biomasse altère la disponibilité en énergie trophique (biomasse) des écosystèmes. C'est une mesure importante de « l'échelle » des activités humaines comparée aux processus naturels (exemple de la « taille physique de l'économie par rapport aux écosystèmes la contenant », Daly 2006 :1). Étant donné que la récolte humaine de biomasse est un composant majeur du HANPP, il est également très fort lié au [métabolisme socio-économique](#) (Ayres et Simonis 1994, Fischer Kowalski et Haberl 1997) tel que mesuré dans les évaluations des [flux de matériaux](#) (MFA – Material flow accounts). La question de l'évaluation de la proportion du flux de biomasse produite annuellement par la biosphère et utilisée par l'humain fut posée pour la première fois dans les années 1970 par Whittaker et Likens (1973), cela prit plus d'une décennie pour que la première réponse compréhensive – et toujours d'actualité – à cette question soit donnée par Vitousek *et al.* (1986) (Haberl *et al.* 2007b).

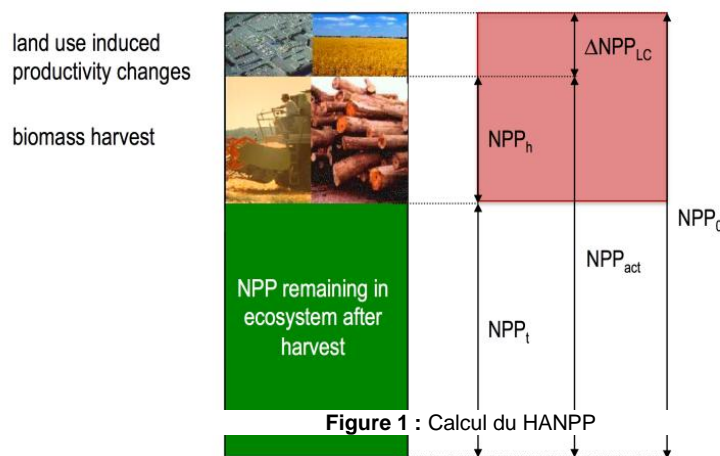
Approches du HANPP

Comme pour les autres concepts scientifiques, différentes approches peuvent mener à des résultats empiriques substantiellement différents. Plusieurs auteurs ont travaillé sur le HANPP à partir d'angles variés et ont par conséquent utilisé plusieurs sortes de définitions (voir Vitousek *et al.* (1986), Wright (1990), Rojstaczer *et al.* (2001) et Imhoff *et al.* (2004)).

Haberl (1997) proposa une définition du HANPP qui a prouvé son utilité dans des études spatialement explicites (Haberl et al. 2001) ainsi qu'à long terme (ex : Krausmann 2001) à une échelle nationale. Cette définition décrit le HANPP comme la différence entre la quantité de la production primaire nette en l'absence d'activités humaines (NPP_0) et la quantité de cette production qui reste effectivement dans l'écosystème, ou dans l'écosystème qui l'a remplacé, suite à l'activité humaine (NPP_t). Le NPP_t , lui, peut être calculé en quantifiant le NPP de la végétation actuelle (NPP_{act}) et en lui soustrayant le NPP récolté par l'activité humaine (NPP_h) (Haber et al. 2007b). Le NPP_h inclut la récolte des cultures primaires mais également les pertes liées à cette récolte comme par exemple les résidus ou la biomasse détruite durant la récolte, le pâturage et les feux d'origine humaine. Le HANPP est donc défini par la formule :

$$HANPP = NPP_0 - NPP_t \text{ with } NPP_t = NPP_{act} - NPP_h.$$

La différence entre le NPP_0 et le NPP_{act} représente la réduction de NPP_0 par la conversion d'une terre naturelle vers un autre type de couverture de terre, c'est-à-dire que l'utilisation du sol induit un changement de productivité que l'on notera ΔNPP_{LC} (Haberl et al. 2007a). Le HANPP est par conséquent égal à $NPP_h + \Delta NPP_{LC}$.



$$HANPP = NPP_0 - NPP_t$$

$$HANPP = \Delta NPP_{LC} + NPP_h$$

Calculer le HANPP selon la formule et l'illustration ci-dessus requiert des informations sur le développement de l'utilisation du sol, la productivité de la végétation, la récolte de biomasse et les facteurs de récolte qui lui sont liés. Ces données peuvent être fournies via des statistiques agricoles et d'utilisation du sol, des valeurs de productivité annuelle et la littérature agricole.

Implications du HANPP

Une implication évidente du HANPP est que l'utilisation croissante de la biomasse par les humains pour leur métabolisme socio-économique doit être envisagée avec précaution. La biomasse joue déjà un rôle significatif dans l'offre globale d'énergie

socio-économique, contribuant actuellement à 9-13% de l'offre totale d'énergie technique (bois de chauffe, biocarburants), ce qui représente 33 à 55 EJ/an (1 EJ = 10^{18} Joule). Ces chiffres, toutefois, sous-estiment très fort l'importance de la biomasse pour le « métabolisme énergétique » de l'Humanité : la récolte totale de biomasse par l'être humain, comprenant les cultures, les sous-produits, le pâturage du bétail, la consommation de fibres et les produits forestiers s'est élevée à près de 234 EJ/an en 1993. Par ailleurs, une augmentation notable de la demande en biomasse est attendue dans le futur. Les projections de croissance de la population mondiale (jusqu'à ce que le « pic de population » soit atteint en 2050) combinées avec les changements probables dans les habitudes alimentaires humaines, qui devrait tendre vers une augmentation de la consommation de viande, sont des facteurs importants qui risquent de mener à une augmentation de la quantité de biomasse nécessaire pour l'approvisionnement énergétique.

L'appropriation humaine nette de production primaire modifie les flux énergétiques à l'intérieur des réseaux alimentaires et, selon l'hypothèse espèce-énergie, a été donnée comme facteur explicatif de la perte de biodiversité (Wright, 1990). Le HANPP est approprié dans le contexte des flux globaux d'eau (Gerten *et al.* 2005), des flux de carbone (ex. DeFries *et al.* 1999) et – étant donné que la biomasse contient de l'azote (N), et que l'azote est un important facteur de productivité agricole – des flux d'azote.

Il est également lié à des problèmes de soutenabilité globale tels que la malnutrition endémique d'une large proportion de la population mondiale (FAO, 2005), la modification continue d'écosystèmes de valeur (ex : les forêts) au profit de la construction d'infrastructures, de cultures ou de pâturages (voir par exemple le Millenium Ecosystem Assessment, 2005) avec d'importantes conséquences sur la biodiversité (Heywood et Watson, 1995), et des altérations anthropiques globales dans les cycles biogéochimiques (ex : Steffen *et al.*, 2004) (Haberl *et al.* 2007b).

En plus de tenir compte du HANPP par rapport à un territoire donné, il est également utile d'évaluer notre impact par rapport à certains produits particuliers (voir Haberl *et al.* 2009). Les produits dérivés de l'utilisation du sol et de l'appropriation de la biomasse sont rarement consommés localement et sont souvent produits pour être exportés. Par conséquent certains pays ou communautés peuvent avoir un HANPP très élevé sur leur territoire, mais cela ne reflète en réalité pas toujours leur consommation réelle. En d'autres mots, l'impact environnemental d'un territoire ne provient pas toujours de sa consommation locale. Le calcul du HANPP d'un produit particulier montre cette absence de connexion entre la région de production (et donc la région où la biomasse a été appropriée), le NPP et la consommation de produits finis. Ainsi, en plus de montrer l'impact que certains produits ont sur les écosystèmes, il peut également être utilisé comme un indicateur socio-politique de distribution de ressources et [d'échanges inégaux](#). Dans ce contexte, les questions telles que : Qui s'approprie les flux de NPP, à quel coût, qui les contrôle et sous

quelle forme ainsi que qui contrôle l'utilisation de la terre en terme de production de biomasse (quantité), sont hautement importantes.

Références:

Ayres, R. U. and Simonis, U. E. (1994): *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*. Tokyo, New York, Paris, United Nations University Press.

Crutzen, P. J. and Steffen, W., (2003): How long have we been in the anthropocene era? *Climatic Change* 61(3), 251-257.

Daly, Hermann, E. (2006): The Concept of Scale in Ecological Economics: Its Relation to Allocation and Distribution. *Internet Encyclopedia of Ecological Economics* [online] URL: <http://www.ecoeco.org/publica/encyc.htm>, International Society for Ecological Economics (ISEE).

DeFries, R. S., Field, C. B., Fung, I., Collatz, G. J., Bounoua, L. (1999). Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects of human-induced land cover change on carbon emissions and primary productivity. *Global Biogeochemical Cycles* 13(3), 803-815.

Fischer-Kowalski, M. and Haberl, H. (1997): Tons, Joules and Money: Modes of Production and their Sustainability Problems. *Society and Natural Resources* 10(1), 61-85.

Gerten, D., Hoff, H., Bondeau, A., Lucht, W., Smith, P., Zaehle, S. (2005): Contemporary "green" water flows: Simulations with a dynamic global vegetation and water balance model. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30(6-7), 334-338.

Haberl, H., Erb, K-H., Krausmann F., Berecz, S., Ludwiczek, N., Martínez-Alier, J., Musel, A., Schaffartzik, A. (2009): Using embodied HANPP to analyze teleconnections in the global land system: Conceptual considerations. *Danish Journal of Geography* 109(1), pp.1-6, in press.

Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W. and Fischer-Kowalski, M. (2007a): Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104:12942-12947.

Haberl, H., Erb, K.H, Krausmann, F. (2007b): Human appropriation of net primary production (HANPP). *Internet Encyclopedia of Ecological Economics* [online] URL:<http://www.ecoeco.org/publica/encyc.htm>, International Society for Ecological Economics (ISEE)

Haberl, H., M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, H. Weisz, V. Winiwarter (2004): Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy* 21(3), 199-213.

Hall, C.A.S., Cleveland, C.J., Kaufmann, R.K. (Eds.) 1986. *Energy and Resource Quality, The Ecology of the Economic Process*. Wiley-Interscience, New York.

Hannah, L., Lohse, D., Hutchinson, C., Carr, J. L., Lanckerani, A. (1994): A Preliminary Inventory of Human Disturbance of World Ecosystems. *Ambio* 23(4-5), 246-250.

Heywood, V. H. and Watson, R. T. (1995). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge, Cambridge University Press, United Nations Environment Programme (UNEP).

Imhoff, M. L., Bounoua, L., Ricketts, T., Loucks, C., Harriss, R., Lawrence, W. T. (2004): Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429, pp. 870-873.

Krausmann, F. (2001): Land Use and Industrial Modernization: an empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830 - 1995. *Land Use Policy* 18(1), 17-26.

Millenium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-Being, Synthesis*. Washington, D.C., Island Press.

Müller-Herold, U., Sieferle, R.P. (1998). Surplus and survival: risk, ruin, and luxury in the evolution of early forms of subsistence. *Advances in Human Ecology* 6, pp. 201–220.

Rojstaczer, S., Sterling, S. M., Moore, N. (2001): Human Appropriation of Photosynthesis Products. *Science* 294(5551), pp. 2549-2552.

Sanderson, E., Jaiteh, M., Levy, M., Redford, K., Wannebo, A., Woolmer, G. (2002): The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52(10), pp. 891-904.

Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P. D., Jäger, J., Matson, P. A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H. J., Turner II, B. L., Wasson, R. J.(2004): *Global Change and the Earth System. A Planet Under Pressure*. Berlin, Springer.

Vitousek, P. M., Ehrlich, P. R., Ehrlich, A. H., Matson, P. A. (1986): Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *BioScience* 36(6), pp. 363-373.
Weisz, H., Fischer-Kowalski, M., Grünbühel, C.M., Haberl, H., Krausmann, F.,

Winiwarter, V. (2001): Global environmental change and historical transitions. *Innovation* 14 (2), 117–142, pp. 124.

Whittaker, R. H. and Likens, G. E., 1973. Primary Production: The Biosphere and Man. *Human Ecology* 1(4), pp. 357- 369.

Wright, D. H. (1990): Human impacts on the energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment. *Ambio* 19(4), pp. 189-194.

41 (In)justice environnementale

Origines et définitions

Le concept d'injustice environnementale émergea de la reconnaissance de l'exposition de manière disproportionnée de certaines communautés à des niveaux plus élevés de risque environnemental que d'autres franges de la société. Des inquiétudes grandissantes au sujet d'un risque environnemental inégal et de nouvelles preuves quant aux injustices raciales et économiques ont conduit à l'émergence d'une campagne de terrain pour la justice environnementale dans les années 1980 aux Etats-Unis. Le concept fut repris par des philosophes dans les années 1990, puis par des sociologues, des géographes, des économistes et des politologues. Aujourd'hui, un mouvement international de justice environnementale s'étend, ayant pris naissance dans divers événements, luttes, et mouvements sociaux partout dans le monde. Les idées de capacités, d'inégalités écologiques et de dette écologique sont liées à la justice environnementale.

Le Bureau de justice environnementale de l'Agence de protection de l'environnement des Etats-Unis définit la justice environnementale comme "le traitement juste et l'implication significative de toutes les personnes sans aucune considération de race, de couleur, d'origine nationale, ou de revenu quant au développement, à la mise en œuvre et à la mise en application des lois, réglementations et politiques environnementales. Elle sera atteinte lorsque tout le monde bénéficiera du même degré de protection contre les risques environnementaux et sanitaires, et d'un accès égal au processus de prise de décision pour avoir un environnement sain dans lequel vivre, apprendre et travailler." Le South African Environmental Justice Networking Forum soutient que "la justice environnementale concerne la transformation sociale vers la rencontre des besoins humains fondamentaux et l'amélioration de la qualité de vie – qualité économique, soins de santé, logement, droits humains, protection de l'environnement et démocratie.

En liant les questions environnementales et de justice sociale, l'approche de la justice environnementale cherche à contester l'abus de pouvoir conduisant des personnes pauvres à souffrir des effets des dommages environnementaux causés

par la cupidité d'autres."

Point d'attention

Les mouvements de justice environnementale se concentrent sur la distribution des risques environnementaux par race, classe et sexe, et visent à trouver des façons équitables de distribuer les avantages et les inconvénients de la croissance économique. Les fondements des injustices environnementales incluent la distribution des droits de propriété, le racisme institutionnalisé, la marchandisation des terres, de l'eau, de l'énergie et de l'air, des politiques et règlements gouvernementaux non-réactifs et irresponsables, et le manque de ressources et de pouvoir des communautés affectées. Certaines personnes ou certains groupes sont



Figure 1 : un rassemblement de résidents latino-américains avant de manifester contre la décharge Laidlaw (une entreprise canadienne) à Buttonwillow en Californie au milieu des années 1990

(Source : Zachary Singer, Greenpeace).

particulièrement soumis aux menaces environnementales. C'est particulièrement le cas des personnes à bas revenus, de la classe ouvrière, et des personnes de couleur dont la santé peut être mise en danger à cause du plomb dans les maisons, de pollution dans le voisinage, et de risques sur leurs lieux de travail. La perspective de la justice environnementale démasque les questions éthiques et politiques du "qui obtient quoi, pourquoi et en quelles quantités", appelant à des stratégies environnementales et de santé publique visant à assurer la protection égale de tous les citoyens, y compris des populations indigènes qui vivent souvent aux "[frontières extractives](#)".

Justice environnementale Nord-Sud

Depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale, les nations industrialisées ont produit des quantités de plus en plus importantes de déchets dangereux. La quantité de produits toxiques produits dans le monde a augmenté de façon exponentielle au cours des cinq dernières décennies. Aujourd'hui, on estime que presque 3 millions de tonnes de déchets dangereux en provenance des États-Unis et des autres nations industrialisées traversent chaque année les frontières internationales. Hors du volume total des déchets dangereux produits dans le monde, 90% proviennent des nations industrialisées. Une partie de ces déchets est envoyée en Amérique du Sud, en Asie du Sud-est et en Afrique. Il y a deux raisons principales à cela (Pellow *et al.*, 2001) : (1) des règlements environnementaux plus rigoureux émergent dans les nations du Nord, ce qui incite les pollueurs à rechercher des sites d'entreposage des déchets au-delà des frontières nationales ; (2) les pays du tiers-monde ont désespérément besoin d'argent (ce besoin trouve ses racines dans une longue histoire de colonisation mais aussi dans les dettes contemporaines). Cela conduit les gouvernements en Afrique, en Asie ou en Amérique du Sud à accepter des dédommagements financiers en échange de la permission de se débarrasser de déchets chimiques sur leur territoire malgré les dispositions du Traité de Bâle interdisant pareil commerce. Certains observateurs ont décrit ces transactions comme "efficaces" ([principe de Lawrence Summers](#)).

Remarques finales

Se concentrant sur l'activisme et les orientations politiques, Pellow *et al.* (2001) mettent en avant les points suivants qu'il est nécessaire de considérer si l'on souhaite comprendre les mouvements de justice environnementale. Ces auteurs font également remarquer que ces quatre facteurs peuvent aider les législateurs à établir des règlements. L'importance de l'*histoire* des inégalités environnementales et les processus par lesquels elles se déploient. Le fait que le futur, plutôt que l'histoire, semble influencer l'activisme environnemental et les orientations politiques constitue une grave erreur et sert souvent à saper l'intention profonde de progrès social des législations, sans prendre en compte les traditions, les tensions et les institutions. Le rôle de la stratification sociale en *race* et en *classe*, étant donné le fait que les pauvres et les personnes de couleur sont généralement plus vulnérables aux inégalités environnementales. Cependant, il faut garder en mémoire que les communautés et les groupes raciaux sont souvent divisés, créant des conflits interraciaux et intercommunautaires. Cet élément est traité dans le point suivant. Le rôle des *parties prenantes multiples* dans ces conflits. Le rôle des femmes est particulièrement visible dans de nombreux conflits de justice environnementale dans le monde. La capacité des franges les plus faibles de la société à former les contours des luttes de justice environnementale. La résistance aux injustices environnementales est actuellement 'en cours'.

Références:

Bullard, R.D., 1994. Unequal protection: environmental justice and communities of

color. Random House.

Pellow, D.N., A. Weinberg and A. Schnaiberg. 2001. The Environmental Justice Movement: Equitable Allocation of the Costs and Benefits of Environmental Management Outcomes. *Social Justice Research*, 14 (4): 423-439.

Websites

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

<http://www.ejnet.org/ej/>

<http://www.fhwa.dot.gov/environment/ej2.htm>

42 Incertitude et risque

Définitions et taxonomie

La notion « d'incertitude » est utilisée dans de nombreux domaines scientifiques, englobant souvent une multiplicité de concepts reliés. De manière générale, l'incertitude peut être définie comme toute déviation de l'idéal inatteignable de connaissance totale d'un système (Walker *et al.*, 2003).

L'incertitude caractérise la plupart des processus d'évaluation, de gestion et politiques ayant des conséquences imprévisibles. Lorsqu'il s'agit d'évaluer un risque, l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis définit l'incertitude comme « l'incapacité à savoir avec certitude – qui est souvent due à des données incomplètes » (<http://www.epa.gov/riskassessment/>). Dans l'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire, l'incertitude est définie comme « une expression du degré auquel une condition future (d'un écosystème par exemple) est inconnue. L'incertitude peut être issue d'un manque d'information ou d'un désaccord sur ce que nous savons ou ce qu'il est possible de connaître. » (MEA, 2003).

L'incertitude peut avoir différentes sources, allant d'erreurs quantifiables dans les données et de projections incertaines du comportement humain aux terminologies ambiguës. Les mesures de l'incertitude peuvent donc être représentées via des échelles quantitatives (ex : une fourchette de valeurs calculées par différents modèles) ou par des déclarations qualitatives (ex : l'avis d'une équipe d'experts) (MEA, 2003).

Plusieurs systèmes de nomenclature ont été développés pour décrire les différents types d'incertitudes. Funtowitz et Ravetz (1990) ont par exemple exploré les différences entre trois types d'incertitudes :

- **L'inexactitude**, c'est-à-dire un niveau d'incertitude technique impliquant des erreurs aléatoires et systématiques dans des quantités empiriques ;
- **La faillibilité**, qui est liée à des incertitudes méthodologiques, par exemple d'une compréhension incomplète ou d'approximations faites lors de la description des caractéristiques structurelles et fonctionnelles du système étudié ;
- **La frontière avec l'ignorance**, qui fait référence à un niveau épistémologique d'incertitude (c'est-à-dire des omissions de processus ou de paramètres par ignorance – « l'ignorance de l'ignorance »).

Dans le contexte des contingences environnementales et des crises, la checklist élaborée par De Marchi (1995) identifie et classe les différents types d'incertitude (**Tableau 1**).

Comme indiqué dans le **Tableau 1**, il existe une dimension éthique à la prise de décision et à la gestion de l'incertitude lorsque la vie d'autres personnes est en jeu (comme par exemple la décision d'approuver de nouveaux médicaments ou produits chimiques pouvant avoir des conséquences incertaines sur l'environnement et la santé humaine). Dans ce contexte, Tannert *et al.* (2007) ont développé un « Igloo de l'incertitude » (**Figure 1**), lequel fait la distinction entre les risques et les dangers dans le domaine de l'incertitude – un danger est présent quel que soit le choix, alors qu'un risque est soit accepté optionnellement soit imposé.

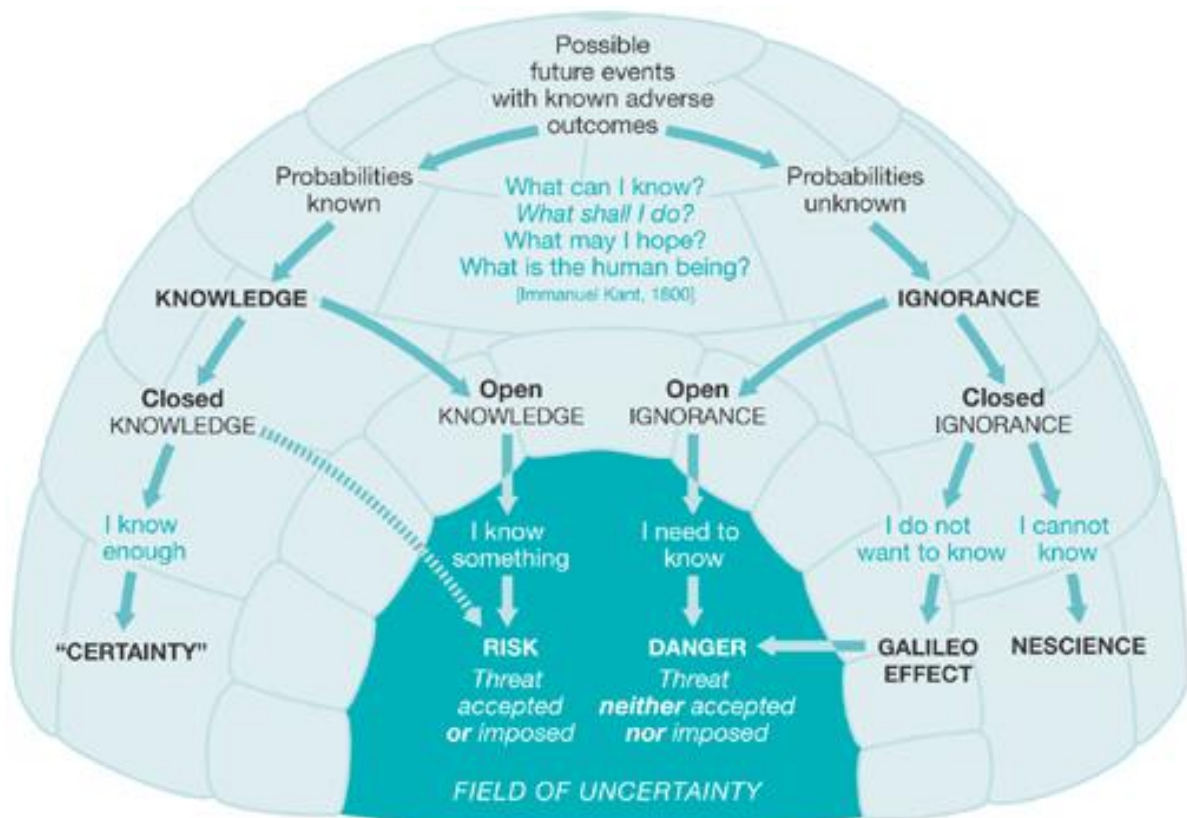


Figure 1: L'Igloo de l'incertitude

(Source: Tannert *et al.*, 2007)

Tableau 1 – Types d’incertitudes dans les urgences environnementales (Source: <http://www.nusap.net>)

Type d’incertitude	Définition
<i>Institutionnelle</i>	Fait référence au rôle et aux actions des institutions et de leurs membres. Elle découle de la diversité des cultures et des traditions, des missions et des valeurs divergentes, des structures et des styles de travail différents parmi le personnel des différentes organisations. Une haute incertitude institutionnelle peut entraver la collaboration ou la compréhension entre les agences et peut rendre difficile la prévision des actions institutionnelles.
<i>Légale</i>	On l’observe lorsque les agents doivent prendre en compte les implications futures de la responsabilité personnelle de leurs actions (ou inactions). Une incertitude légale forte peut entraîner des réponses défensives au moment de la prise de décision et du partage de l’information. L’incertitude légale peut également jouer un rôle lorsque la prédiction des actions des acteurs est conditionnée à la clarté ou à un cadre légal permettant de prédire les conséquences d’actions particulières.
<i>Morale</i>	L’incertitude morale apparaît lorsqu’il existe des problématiques morales sous-jacentes à certaines actions ou inactions. De Marchi note que « l’incertitude morale est liée aux traditions éthiques d’un pays donné, qu’elles soient ancrées ou non dans la législation (normes juridiques et sociales, les valeurs morales partagées, etc.), les caractéristiques psychologiques des décideurs politiques, leur statut social ou leur rôle professionnel ». L’incertitude morale est typiquement haute lorsque les dimensions morales et éthiques d’un problème sont centrales et que les participants ont une bonne compréhension des impératifs moraux en jeu.
<i>Propriété</i>	Apparaît d’asymétries entre les utilisateurs potentiels d’une information et la connaissance sur un problème. Certaines personnes ou certains groupes ont des informations que d’autres n’ont pas et peuvent en revendiquer le contrôle. L’incertitude de propriété est haute lorsque la connaissance joue un rôle-clé dans l’évaluation mais n’est pas partagée largement entre les participants.
<i>Scientifique</i>	L’incertitude scientifique est issue des dimensions techniques et scientifiques d’un problème et est intrinsèque au processus d’évaluation du risque et des prévisions.
<i>Situationnelle</i>	L’incertitude situationnelle fait référence « à la situation dans laquelle une personne est responsable de la gestion d’une crise, soit dans sa phase de préparation et de planification, soit dans le cas d’une crise réelle. Cela fait référence aux comportements individuels et aux interventions personnelles en temps de crise » (De Marchi, 1994) et représente ainsi une forme d’intégration des six autres types d’incertitude. Ce faisant, cela a tendance à combiner les incertitudes auxquelles il faut faire face dans une situation donnée ou lors d’un problème particulier. L’incertitude situationnelle élevée est caractérisée par des situations dans lesquelles les décisions individuelles jouent un rôle substantiel et qu’il existe une incertitude à propos de la nature de ces décisions.
<i>Sociétale</i>	Elle apparaît lorsque plusieurs communautés (avec différentes valeurs, caractéristiques sociétales et normes) ont des approches différentes de la prise de décision et de l’évaluation. L’incertitude sociale est haute lorsqu’une situation implique une collaboration substantielle entre des groupes caractérisés par un style de prise de décision différent.

Enfin, il est également important de clarifier la différence entre « incertitude », « risque » et « ignorance » en les mettant en relation avec les différents états de connaissance et de les illustrer avec des exemples d’actions publiques (**Tableau 2**) étant donné que ces différents termes sont souvent confondus.

Table 2 – Incertitude, risque, ignorance et leur relation avec les différent états de connaissance ainsi que des exemples de politiques publiques suggérées

(Source: EEA, 2001)

Concept	Etat de connaissance	Actions suggérées
<i>Incertitude</i>	Impacts connus	<i>Action précautionnelle</i>
	Probabilités inconnues	Action entreprise pour réduire les risques potentiels
<i>Risque</i>	Impacts connus	<i>Prévention</i>
	Probabilités connues	Action entreprise pour réduire les risques connus
<i>Ignorance</i>	Impacts inconnus	<i>Précaution</i>
	Probabilités inconnues	Action entreprise pour anticiper/identifier/réduire l'impact des "surprises"

Gérer l'incertitude

Selon le concept de [science post-normale](#), la gestion de l'incertitude devrait reposer sur une ligne de conduite explicite et un ensemble crédible de procédures comme celles que l'on retrouve dans le système de notation NUSAP. Ce système, signifiant « Numeral », « Unit », « Spread », « Assessment » et « Pedigree » (en français « Numéraire », « Unité », « Dispersion », « Evaluation », et « Pedigree »), permet à différents types d'incertitudes, exprimées quantitativement, d'être présentées de façon standardisée et transparente à tous les acteurs impliqués dans un processus politique. Pour plus d'informations au sujet des outils pour l'évaluation et la communication de l'incertitude, il est conseillé de se référer au site du NUSAP : <http://www.nusap.net/>.

Dans un contexte incertain, une approche de précaution est souvent recommandée en tant que stratégie d'action publique. Le principe de précaution est un cadre général régissant l'utilisation de la prévoyance dans les situations caractérisées par l'incertitude, l'ignorance et dont les coûts potentiels sont élevés, que ce soit pour une action régulatrice ou pour l'inaction (EEA, 2001). L'application correcte du principe de précaution aux problèmes de complexité, d'incertitude et de controverses requiert le support d'instruments clés de « bonne [gouvernance](#) » tels que l'impartialité, la transparence et la responsabilité (EEA, 2001).

Les [scénarios](#) et les études prospectives sont des outils pratiques qui peuvent aider à étudier les incertitudes clés ainsi que leurs implications sur un large groupe de futurs différents. Comme illustré dans la **Figure 2**, face aux incertitudes futures, les

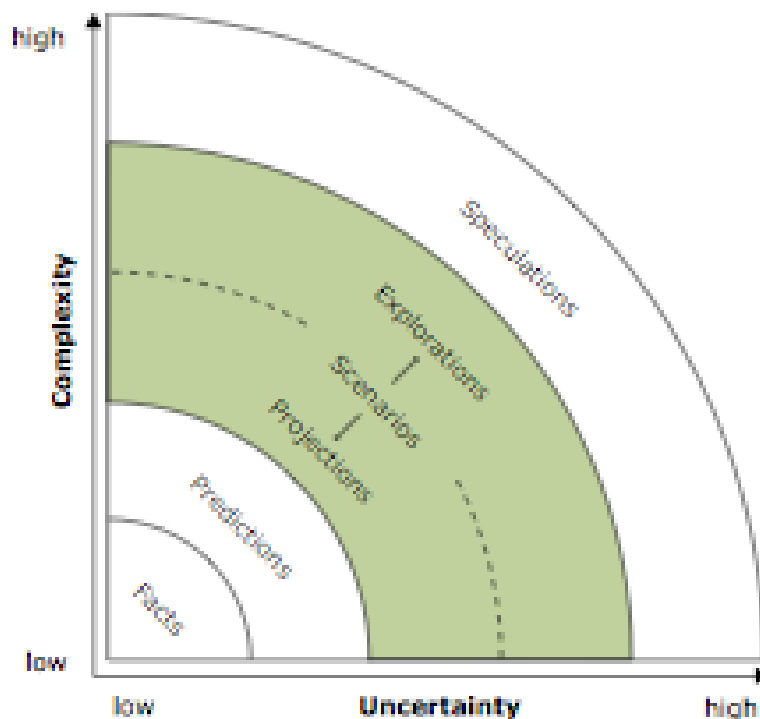


Figure 2: Le rôle des évaluations prospectives dans la compréhension des défis environnementaux et la gestion de la complexité et de l'incertitude
(Source: Zurek and Henrichs, 2007)

scénarios, les évaluations prospectives et les visions peuvent aider à structurer et à explorer les différents choix possibles en révélant leurs conséquences possibles à long terme, aidant ainsi le processus de planification stratégique et la prise de décision.

Références:

De Marchi, B., 1995, Uncertainty in Environmental Emergencies: A Diagnostic Tool, *Journal of Contingencies and Crisis Management*, 3 (2), pp. 103-112.

Funtowicz, S., Ravetz, J. 1990. *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2003, *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework For Assessment*, Millennium Ecosystem Assessment Series, Island Press.

Tannert, C., Elvers, H.D., Jandrig, B., 2007, The ethics of uncertainty, *EMBO – European Molecular Biology Organization reports*, 8 (10), pp. 892-896.

Walker, W., Harremoes, P., Rotmans, J., Van Der Sluijs, J., Van Asselt, M., Janssen, P., Kreyer Von Krauss, M., 2003. Defining Uncertainty. A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support, *Integrated*

Assessment, Vol. 4, No. 1, pp. 5–17.

Zurek, M., Henrichs, T., 2007. Linking scenarios across geographical scales in international environmental assessments. *Technological Forecasting and Social Change*.

Websites:

www.nusap.net

alba.jrc.it/main.html

leidraad.pbl.nl/

43 Institutions

Institutions et agents

Contrairement à la théorie économique standard – y compris la « nouvelle » variante, l'économie institutionnelle - qui met les individus à l'avant plan, les économistes écologiques, via des auteurs tels que Daniel Bromley (2006) ou Arild Vatn (2005), ont mis en évidence le rôle de première importance joué par les institutions dans le façonnement des comportements, des intérêts et des valeurs. Ce faisant, ils ont repris le flambeau d'une école classique (ou « vieille ») d'institutionnalistes, dans la lignée de Thorstein Veblen, ainsi que, selon certains, Karl Marx. Cette tradition économique hétérodoxe appréhende l'économie comme une construction existante, avec toute son histoire et sa variété (en opposition avec une structure déduite basée sur une série d'axiomes), déterminant comment les peuples et les sociétés s'organisent pour assurer leur subsistance. Elle met donc l'accent sur les phénomènes d'interdépendances et de coordination.

Les institutions sont parfois comprises comme des organisations (comme par exemple l'Eglise catholique, les Nations Unies, etc.). Cette compréhension se retrouve souvent en Sciences politiques et est assez similaire à l'usage familier du terme. Toutefois, les institutionnalistes classiques (et, dans notre cas, les économistes écologiques) tendent à faire une distinction entre les institutions et les organisations. Pour eux, les organisations sont des agents, et les institutions *constituent* à la fois les organisations et les individus.

Deux visions des institutions

Les institutions sont également comprises avec des « règles ». A nouveau, la « nouvelle » et la « vieille » école d'économistes institutionnels ont des visions différentes à ce sujet :

Pour Douglas North (1990), un des « nouveaux » institutionnalistes les plus influent, les institutions sont les règles du jeu dans une société ou, plus formellement, sont les contraintes humaines qui influencent les interactions humaines. La « nouvelle » école voit les institutions comme des contraintes externes alors que les individus sont vus comme autonomes. Le comportement visera, d'une manière ou d'une autre, à maximiser l'utilité ou la satisfaction atteinte à l'intérieur de ces contraintes et il sera, en relation avec les autres, instrumental ou stratégique (d'où l'utilisation par les « nouveaux » institutionnalistes de la compétitivité du marché et des modèles de la théorie des jeux).

Les institutionnalistes « classiques », au contraire, voient les institutions comme modelant le comportement individuel. Ils simplifient et offrent un sens aux situations. Pour Thorstein Veblen (1919), les institutions sont des « habitudes de pensées établies pour l'ensemble des êtres humains ». Dans la même veine, Scott (1995) explique que les « institutions sont des structures cognitives, normatives et régulatrices des activités qui procurent stabilité et sens au comportement social. Les institutions sont véhiculées par différents vecteurs – cultures, structures et routines – et elles opèrent à de multiples niveaux de juridiction. »

Ces deux définitions sont très différentes. Elles représentent la division entre les ontologies des individualistes méthodologiques et des constructivistes sociaux. En résumé, une définition d'un économiste écologiste (Vatn, 2005) qui combine les aspects les plus importants des institutionnalistes classiques est la suivante : « Les institutions sont les conventions, normes et lois formellement sanctionnées d'une société. Elles apportent les attentes, la stabilité et le sens essentiel à l'existence humaine et à la coordination. Les institutions régularisent la vie, supportent les valeurs, protègent et produisent les intérêts ».

Références:

Bromley, D.W., 2006. *Sufficient reason: volitional pragmatism and the meaning of economic institutions*. Princeton: Princeton University Press.

North, D.C., 1990. *Institutions, institutional change and economic performance*. Cambridge: Cambridge University Press.

Scott, R.W., 1995. *Institutions and organizations*. Thousand Oaks: Sage.

Vatn, A., 2005. *Institutions and the environment*. Cheltenham: Edward Elgar.

Veblen, T., 1919. *The place of science in modern civilization*. New Brunswick: Transactions Publishers.

44 Institutions et droits coutumiers

Droits coutumiers et pluralisme légale

Les “droits coutumiers” se rapportent aux modèles traditionnels et établis de normes qui peuvent être observés dans une configuration socioculturelle particulière. Un ensemble de droits et d’obligations coutumiers est appelé ‘loi coutumière’. Les droits coutumiers existent lorsqu’il existe un consensus entre les acteurs concernés pour les considérer comme faisant “loi”.

En pratique, aujourd’hui, les droits coutumiers coexistent souvent avec le droit formel. Une telle situation correspond à ce que l’on appelle le pluralisme légal. Les systèmes de pluralisme légal sont particulièrement présents dans les anciennes colonies, dans lesquelles la loi de l’ancienne autorité coloniale existe en parallèle avec les systèmes légaux coutumiers. Les transactions économiques (ventes, locations, salaires, crédit) sont typiquement régies par des lois de type occidental alors que les aspects non-économiques (famille, mariage, héritages) restent souvent réglés par la loi traditionnelle. Le pluralisme légal existe aussi lorsque différentes lois gouvernent différents groupes culturels dans un pays. Par exemple, en Inde, il existe des tribunaux islamiques spéciaux qui règlent les problèmes pour les communautés musulmanes en suivant les principes de la Loi islamique. Des tribunaux non-religieux règlent les problèmes des autres communautés. Dans une certaine mesure, le pluralisme légal existe aussi dans les sociétés où les systèmes légaux des populations indigènes ont été partiellement reconnus. Les conflits fonciers et environnementaux se produisent typiquement comme des expressions de conflits entre les systèmes légaux coutumiers et nationaux.

L’exemple du Cameroun

Les droits coutumiers des sociétés bantoues et baka/bagyeli dans le sud du Cameroun ont été menacés depuis le début de la période coloniale, lorsqu’en 1886, l’administration allemande introduit des normes écrites en utilisant le concept douteux de “terres vacantes et sans-propriétaire”. Les différentes administrations coloniales furent ainsi capables de s’approprier les terres et les ressources en transformant les forêts gérées par des droits coutumiers en propriété d’état. A partir de 1960, l’indépendance du Cameroun ne fut pas associée à une rupture dans cette philosophie légale. Cela peut être expliqué par le fait que les élites pro-occidentales prirent le contrôle de l’Etat nouvellement indépendant et que le mouvement pour l’indépendance fut en grande partie anéanti par l’armée française. Malgré les résistances locales à l’encontre des premières législations postcoloniales, ce processus d’appropriation des terres culmina avec la loi de 1974, qui est toujours la base du régime foncier actuel. La notion coloniale de “terres vacantes et sans-propriétaire” fut reprise au bénéfice de l’état qui reconnut tout de même – mais de manière ambiguë – certaines institutions coutumières. Ces dernières restent cependant, et de loin, la loi dominante dans les villages du sud du Cameroun. Dans cette transition depuis les systèmes coutumiers au capitalisme, au Cameroun

comme ailleurs dans le monde, une telle situation de pluralisme légal était – et est toujours – à l’origine d’un nombre incalculable de conflits acharnés entre l’Etat et les entreprises privées exploitant les concessions d’état, et les communautés locales toujours largement régies par la loi coutumière. Formulés autrement, les conflits à ces [frontières extractives](#) émergent des menaces aux modes de vie locaux, et sont exprimés comme des conflits entre des systèmes légaux.

Références:

Diaw, M.C., 2005. Modern economic theory and the challenge of embedded tenure institutions: African attempts to reform local forest policies. In: Sustainability institutions and natural resources: institutions for sustainable forest management (Eds. Kant, S. and Berry, A.), pp. 43–81. Amsterdam: Springer.

Thompson, E.P., 1991. Customs in common: studies in traditional popular culture. London: Merlin Press.

45 Instruments politiques pour un tourisme soutenable

Typologie

Les instruments politiques utilisés pour une gestion plus soutenable du tourisme ne sont pas par essence différents de ceux utilisés dans d’autres domaines de la gestion environnementale publique. On différencie généralement les instruments économiques (ou basés sur le marché), régulateurs (dont le but est de commander et contrôler) et les instruments institutionnels. Les instruments économiques englobent les taxes environnementales, les frais d’utilisation, les incitants économiques et les marchés de permis échangeables. Les instruments régulateurs sont par exemple les quotas et le zoning tandis que les instruments institutionnels font référence aux éco-labels et aux changements dans les [droits de propriété](#). Parfois une combinaison de ces différents instruments peut être plus efficace que la mise en œuvre d’un seul d’entre eux.

La taxe environnementale touristique

Cette taxe est prélevée sur les touristes pour des objectifs environnementaux. Les débats sur les conséquences de l’application d’une telle taxe tournent généralement sur les effets qu’elle aurait sur le nombre de touristes suite à l’augmentation des prix. Que ce prélèvement ait un effet négatif ou non dépend principalement du montant auquel il s’élève et de la capacité de la destination à compenser les prix plus élevés par une qualité de produits et services touristiques plus grande. Une variation du montant prélevé en fonction de la saison peut également permettre une distribution plus stable du nombre de touristes pendant l’année, et par conséquent une réduction de la pression pesant sur l’environnement et une stabilité plus grande des revenus. Bien qu’il existe différentes façons de collecter une taxe environnementale sur le

tourisme, les plus utilisées lorsqu'il s'agit de toucher la majorité des touristes sont prélevées soit à l'arrivée, soit au départ, soit en fonction du nombre de nuits passées à destination par les touristes.

Frais d'utilisation

Lorsque l'accès à une ressource environnementale spécifique peut être contrôlé, faire payer des frais d'utilisation aux touristes est un mécanisme simple qui capture une partie des bénéfices qu'ils retirent de l'utilisation de celle-ci. L'application la plus commune de cet instrument est le droit d'entrée aux zones protégées, comme en Croatie dans le [Parc Naturel des Iles Lastovo](#) ou au [Parc National du Djerdap](#), en Serbie, qui sont tous deux des cas d'étude de CEECEC.

Incitants financiers

Le principe d'un incitant financier est de changer les comportements en augmentant ou en diminuant le prix d'un bien ou service particulier. Il existe plusieurs façons d'appliquer un incitant financier afin de diminuer l'impact négatif du tourisme. Les gouvernements peuvent encourager l'utilisation d'équipements moins consommateurs en eau ou en énergie dans les hôtels en diminuant les taxes, en accordant des subsides ou en réduisant les droits de douane à l'importation. De même, les taxes ou les droits de douanes sur les biens et services non environnementaux peuvent être augmentés. Enfin, les incitants prenant la forme de taxes sur les activités de construction, sur les secondes résidences et sur les permis de construire de grands immeubles peuvent être utiles pour réduire les activités de construction qui coïncident souvent avec un développement touristique.

Eco labels

Ils peuvent être appliqués à quasiment tous les biens et services offerts aux touristes qui satisfont certains critères environnementaux (logements, tour opérateurs, plages, restaurants, marinas ou destinations touristiques). Suite à la forte progression du nombre d'écolabels ces quinze dernières années, beaucoup d'entre eux ne sont pas connus du grand public. Pour avoir un sens, un écolabel doit être reconnu internationalement et doit être accordé par une organisation reconnue. Le « Drapeau bleu » (« Blue flag ») est probablement l'écolabel touristique le plus connu, il a été accordé à des plages et à des marinas dans 36 pays de par le monde. Green Globe 21 est également une certification de produits touristiques et de voyage soutenables, il est utilisé principalement en Asie, dans les Caraïbes et en Australie.

Quotas

Fixer une limite au nombre de visiteurs admis en un endroit particulier durant une période de temps donnée peut aller jusqu'à la fermeture de certains endroits comme les régions fragiles durant certaines périodes de l'année, à l'établissement d'un nombre maximal d'infrastructures, au calcul d'un nombre maximum de personnes autorisées sur certaines attractions touristiques à certaines régions voir même

parfois au pays entier. Ces instruments empêchent la congestion et la dégradation des ressources naturelles qui lui sont liées. Le Bhoutan est le seul pays à avoir introduit un quota touristique au niveau national. Celui-ci autorise 6000 touristes étrangers et 3000 touristes de pays limitrophes à visiter le pays chaque année, sous réserve qu'ils dépensent un minimum quotidien défini. Ces contrôles sont exercés grâce à des procédures visa et des arrangements avec les tours opérateurs. Toutefois, dans les pays de l'Union européenne, le droit de libre circulation des personnes représente un obstacle à la mise en œuvre de telles mesures.

Zoning

La division en différentes zones peut être un instrument très efficace pour limiter les activités de construction, lequel représente l'un des facteurs les plus importants de dégradation environnementale touristique. Cet instrument permet le développement d'un tourisme planifié, est facile et bon marché à mettre en application. Le Plan de secteur est généralement le document de mise en œuvre de base. Il peut interdire la construction dans des régions environnementalement sensibles (ex : à 100m de la côte) ou limiter les terres disponibles pour la construction. Il fixe généralement aussi certaines règles de développement, comme par exemple la densité d'habitation et la hauteur maximale des constructions. Il contrôle donc une grande partie des aspects de la répartition et de la forme des infrastructures touristiques. Aux Maldives par exemple, la législation stipule que le bâti ne doit pas dépasser 20% des terres disponibles afin de préserver la beauté de l'environnement naturel de l'île. De plus, les constructions à deux étages ne sont autorisées que s'il existe suffisamment de végétation pour les dissimuler. Un autre exemple est le Parc National du Djerdap, dans lequel il existe trois zones de protection différentes. Le zoning dans le cadre de [l'économie écologique](#) a également été proposé dans un autre contexte (la politique de lutte contre le changement climatique) pour protéger la forêt humide du Brésil dans le cadre du REDD (Reduced Emissions from Deforestation and Forest Degradation – Réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts), que l'on retrouve dans un autre [cas d'étude du CEECEC](#).

Dans le contexte du tourisme, les marchés de permis échangeables pourraient être appliqués dans des schémas de zoning, par exemple pour empêcher la construction excessive liée au développement touristique. Les autorités peuvent mettre en place un quota maximum de constructions, mesurable en mètre cube d'espace bâti ou en nombre de pièces par an dans chaque région ou zone, en fonction de leurs objectifs de limitation de l'urbanisation. Les permis de bâtir pourraient être distribués selon des règles équitables avant d'être échangées sur le marché. Etablir une limite de construction limiterait également les infrastructures touristiques, diminuant de la sorte les pressions touristiques sur l'environnement. Ce n'est donc pas un principe très éloigné de l'échange de quotas de pêche ou des systèmes « cap-and-trade¹ »

¹ Mécanisme visant à instaurer des titres de pollution facilement échangeables et destinés à lutter contre la pollution dans le monde.

utilisés pour les émissions de dioxyde de soufre ou de dioxyde de carbone.

Changements dans les droits de propriété

La gestion par l'Etat des ressources naturelles, des terrains, des aires protégées et des parcs nationaux donne souvent lieu à un sous-investissement dans les infrastructures, à un appauvrissement excessif des ressources et à la dégradation de l'environnement. Une gestion privée ou communautaire peut parfois être plus efficace, à la fois en termes environnementaux et financiers. Dans le cas de la Croatie, de nombreux problèmes touristiques venaient des hôtels gérés par l'Etat et hérités du régime communiste. En effet, étant donné que l'Etat ne possédait pas les fonds nécessaires pour rénover ces infrastructures, celles-ci étaient en état de dégradation avancé. De ce fait, elles attiraient des hôtes ayant un pouvoir d'achat plus faible, ce qui affectait par la suite toutes les activités touristiques de la région. La privatisation des hôtels qui s'est effectuée ces quinze dernières années confirme l'effet positif de cet instrument étant donné que les hôtels privatisés furent rénovés et sont aujourd'hui en bon état. Une privatisation des plages pourrait améliorer leur qualité, comme le suggèrent les expériences avec les concessions. Cet instrument politique possède donc un potentiel particulier pour augmenter la qualité de certains produits touristiques spécifiques.

Références:

European Environmental Agency (2006). *Using the market for cost-effective environmental policy*. EEA report 1/2006. http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_1

Panayotou, T. (1994). *Economic instruments for environmental management and sustainable development*. UNEP/EEU: Environmental Economics Series Paper No 16. http://conservationfinance.org/Documents/CF_related_papers/panyouto_econ_instru.pdf

46 Intensité d'utilisation et productivité des ressources

Définition

L'intensité d'utilisation des ressources est une mesure de la quantité de ressources (ex : matériaux, énergie, eau) nécessaire à la production d'une unité de bien ou de service. Elle est souvent exprimée à l'aide d'un ratio entre la quantité de ressources utilisées et les unités de bien ou de service produits (exprimés en valeur, en masse, en volume ou en autres unités, en fonction de ce qui est nécessaire). La productivité des ressources est l'inverse de l'intensité d'utilisation des ressources et mesure la production (exprimée soit en unités produites soit via une mesure économique) par

unité de ressource utilisée.

La productivité des ressources et l'intensité d'utilisation des ressources sont des notions importantes du débat entourant le concept de la soutenabilité. En effet, ce sont des concepts essentiels à la mesure des progrès des stratégies de [dématérialisation](#), visant à découpler l'apport en ressources (et les fardeaux environnementaux qui lui sont liés) du développement économique. La dématérialisation fait référence à la réduction absolue ou relative de la quantité de matériaux utilisés et/ou de la quantité de déchets produits en une génération de production économique. L'objectif des stratégies visant à atteindre la soutenabilité grâce à l'efficacité est d'atteindre la dématérialisation en maximisant la productivité des ressources tout en diminuant l'intensité d'utilisation des ressources.

Comme expliqué ci-dessus, l'intensité d'utilisation des ressources est souvent définie dans la littérature d'[économie écologique](#) comme le ratio entre l'utilisation de matériaux et la valeur ajoutée, qui, dans le cas d'une économie est équivalent au Produit Intérieur Brut (PIB). L'équation suivante résume cette définition (modifiée depuis Cleveland et Ruth, 1999) :

$$IU_i = \frac{X_i}{PIB} = \left(\frac{X_i}{Y} \right) \times \left(\frac{Y}{PIB} \right)$$

Dans laquelle,

IU_i – intensité d'utilisation de la ressource i

X_i – consommation du matériau donné i

Y – production des industries qui consomment le matériau i

PIB – Produit intérieur brut, ce qui reflète la production totale de l'économie

Cette équation montre que l'intensité d'utilisation des ressources est déterminée par deux facteurs. Le premier terme, à la droite de l'équation, est la composition matérielle du produit. Il reflète les changements dans le mélange de matériaux utilisé pour produire les biens et services. Le second terme est la composition de l'output, il reflète les changements dans le mélange de biens produits par l'économie.

L'intensité d'utilisation d'une économie peut changer grâce à de nombreux facteurs, à savoir (Cleveland et Ruth, 1999) :

- Des améliorations techniques diminuant la quantité de matériaux utilisée pour produire un bien ou un service. On pense par exemple à l'utilisation de métal dans la production de canettes, à l'utilisation de matériaux divers dans la construction de voitures ou de moyens de communication.

- La substitution de vieux matériaux par de nouveaux ayant des propriétés plus intéressantes. Par exemple la substitution des câbles métalliques par des fibres optiques dans le domaine de la communication
- Des changements dans la structure de consommation finale – les biens et services produits consommés par une économie changent au fil du temps suite à certains changements dans les différents secteurs, comme par exemple la tertiarisation, ou à des changements au sein même de ceux-ci, comme par exemple la prise d'importance de la production d'ordinateurs ou de biens de haute technologie dans le secteur manufacturier.
- La saturation du marché des matières premières. Ce raisonnement part du principe que plus une économie évolue, moins la demande pour de nouvelles infrastructures telles que des ponts, des routes, des voies ferrées, des industries d'acier, etc. est importante, réduisant les besoins en acier, ciment et autres matériaux.
- Les régulations gouvernementales diminuant l'utilisation de matériaux. L'interdiction des additifs au plomb dans l'essence et dans bien d'autres produits a, par exemple, contribué à fortement diminuer l'utilisation que nous faisons du plomb.

Le concept d'intensité peut être appliqué à des ressources/pressions différentes tels que l'utilisation de matériaux, la consommation énergétique, les émissions de gaz à effet de serre ou l'utilisation d'eau. En fonction de la ressource que l'on souhaite évaluer, on utilisera un indicateur différent.

Indicateurs d'intensité d'utilisation des ressources

L'indicateur d'intensité d'utilisation des ressources le plus connu est le MIPS – Material Intensity Per Service unit - qui fut élaboré par Schmidt-Bleek de l'institut Wuppertal (Schmidt-Bleek, 1994). Le dénominateur du MIPS n'est pas la quantité ou la valeur du produit mais le nombre d'unités de services produites. Le [cycle de vie](#) du berceau au berceau (extraction, production, utilisation, déchet/recyclage) est considéré dans son entièreté. Le MIPS peut être appliqué à tous les cas où les implications environnementales d'un produit, d'un procédé ou d'un service doivent être évaluées et comparées. Une application pratique du concept du MIPS est appelée l'analyse d'intensité matérielle. Celle-ci est réalisée autant niveau micro (se focalisant sur des produits et services spécifiques) qu'au niveau macro (s'intéressant aux économies nationales). Pour plus d'information, il est conseillé de se référer au site http://wupperinst.org/en/projets/topics_online/mips/index.html/, on y retrouve les calculs et les feuilles de données utilisées pour réaliser le MIPS ainsi qu'un certain nombre de publications à ce sujet.

L'intensité énergétique est un indicateur fréquemment utilisé dans les politiques climatiques et dans les débats sur les changements climatiques. L'intensité énergétique d'une économie est une mesure de l'efficacité énergétique de ce pays. Il est calculé sous forme de la quantité d'énergie consommée par unité de PIB produite. Cet indicateur est également utilisé pour mesurer l'efficacité énergétique de biens et services comme les appareils électriques, les voitures, les systèmes de transport ou les bâtiments.

L'indicateur de productivité en eau est un autre concept très répandu, principalement dans le contexte de l'utilisation de l'eau en agriculture. La FAO – l'Organisation pour l'Agriculture et la Nourriture des Nations Unies - définit par exemple la productivité en eau d'une culture comme la « quantité d'eau requise par unité de récolte » (<http://www.fao.org/landandwater/aglw/cropwater/cwp.stm/>).

Discussion

Un certain nombre de critiques ont été adressées à l'encontre de l'utilisation faite de concepts tels que l'intensité d'utilisation des ressources et la dématérialisation. Ceux-ci sont utilisés en tant que principes-guides et étalons de mesure lors de la formulation de stratégies de soutenabilité.

Tout d'abord, des indicateurs tels que le MIPS ou l'intensité en eau ne nous disent rien à propos des aspects qualitatifs et des impacts environnementaux associés au poids des ressources matérielles ou des volumes en eau utilisés. Or des matériaux différents ont des impacts environnementaux différents et une réduction de la quantité utilisée peut en fait mener à un impact environnemental plus élevé dans le cas où l'on remplacerait une utilisation forte d'un matériau peu dangereux pour l'environnement par une faible utilisation d'un produit très dangereux (par exemple plus difficile à extraire ou plus toxiques). De plus, lorsque le dénominateur est exprimé en valeur économique, une diminution observée de l'indicateur peut être due à une réduction de la quantité de matériel utilisé ou simplement à une perte de valeur de celui-ci sur le marché.

Un autre problème important est le débat autour de « [l'effet rebond](#) », qui peut être expliqué comme le risque qu'une productivité supérieure des ressources mène à une croissance économique accrue. La croissance économique associée à cette productivité pourrait mener à un fardeau environnemental qui pourrait dépasser les améliorations acquises via l'augmentation de la productivité.

Références:

Cleveland, C., M. Ruth, 1999. Indicators of Dematerialization and the Materials Intensity of Use, *Journal of Industrial Ecology*, 2, 3, 15-50.

Huber, J., 2000. Towards Industrial Ecology: Sustainable Development as a Concept of Ecological Modernization, *J. Environ. Policy Plann.*, 2: 269–285.

Schmidt-Bleek, F. 1994. Revolution in resource productivity for a sustainable economy—a new research agenda. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2: 245–490.

47 Langages d' évaluation

Désaccords environnementaux : conflits dans les langages d'évaluation

Les conflits environnementaux se déroulent dans différents « langages », c'est-à-dire dans plusieurs cadres de référence. Des conflits peuvent donc naître d'affrontements entre différents intérêts ou à cause de l'existence de différents systèmes d'évaluation (voir par exemple les valeurs des paysages ci-dessous). Dans le cas des mangroves par exemple, certaines personnes veulent les protéger contre l'industrie de la crevette, car elles apprécient leur valeur écologique et esthétique. D'autres personnes veulent les protéger, car elles contribuent à leur mode de vie et qu'ils survivent grâce à elles et/ou parce qu'ils comprennent le rôle que celles-ci jouent dans les défenses côtières et comme lieu de reproduction des poissons. D'autres personnes (ou les mêmes personnes mais dans d'autres contextes) peuvent faire appel au sens culturel que ces mangroves procurent à leurs habitants traditionnels. Ils peuvent même parfois soutenir qu'il existe des mangroves sacrées. Dans tous ces cas, les conflits environnementaux sont exprimés comme des conflits d'évaluation, que ce soit au sein des paramètres d'un seul standard d'évaluation, soit à travers plusieurs systèmes. Ainsi, dans les conflits d'extraction d'or, la compagnie argumentera probablement en termes monétaires (ainsi qu'en termes d'emplois créés, de taxes payées et de royalties), tandis que l'opposition pourrait argumenter par exemple en termes d'impact incertain sur la santé suite à la cyanure utilisée dans les exploitations à ciel ouvert et/ou en termes d'infraction au droit des indigènes de posséder un territoire (selon la Convention 169 de l'ILO).

Voir la valeur d'un écosystème uniquement en termes de biomasse, d'énergie, de culture et de moyen de subsistance, ou maintenir un a priori négatif vis-à-vis des techniques [d'évaluation économique](#) dans les marchés actuels ou fictifs, indique une incapacité à saisir le pluralisme des valeurs et des différents langages d'évaluation. Il est possible de penser que « les exportations de crevettes et d'or sont des points importants dans le commerce international » tout en reconnaissant également que « des écosystèmes et des cultures locales sont détruites par l'élevage de crevettes et l'extraction d'or ». Quelle est donc la véritable valeur d'un kilo de crevettes élevées ou la véritable valeur d'un gramme d'or ? Réduire tous les biens et services à une seule marchandise, réelle ou fictive, comme dans [les analyses coût-bénéfice](#), peut être reconnu comme une perspective parmi d'autres, valable comme un point de vue et comme une réflexion des réelles structures de pouvoir. Mais qui, alors, a le pouvoir de simplifier la [complexité](#), écartant certains points de vue comme non

relevants lors d'une tentative de construire une évaluation d'une ressource environnementale ?

47.1 Valeur du paysage

La valeur d'un paysage correspond à l'attachement ou à un lien émotionnel que les gens développent vis-à-vis de certains endroits. Il existe des liens culturels forts – et partagés par un groupe social - liés à certains paysages par rapport à la beauté visuelle des montagnes, lacs, côtes, forêts, etc. Les arguments liés à la valeur paysagère sont souvent utilisés en Europe par les opposants à la construction d'éoliennes par exemple. La valeur d'un paysage peut également être importante pour l'industrie touristique et les paysages peuvent donc être gérés comme un élément-clé de l'infrastructure touristique.

La valeur d'un paysage est souvent liée à la valeur environnementale et naturelle d'une ressource. L'élément que les gens apprécient dans un paysage peut parfois être important écologiquement. La valeur d'un paysage se divise en [valeur d'usage](#), c'est-à-dire le profit tangible que l'on tire d'un endroit (comme par exemple la valeur économique retirée du tourisme ou de la récréation) et de [non-usage](#), comme par exemple les endroits qui ont une valeur spirituelle, identitaire ou écologique.

Application

Les agents des conflits environnementaux ne sont pas facilement identifiables tels des agents de conflits économiques dans un entendement marxiste ou ricardien – capitalistes et prolétaires dans un cas, propriétaires terriens et fermiers capitalistes dans l'autre. Un combat contre les effluents peut être menée par un groupe de défenseurs de la nature, par un groupe de femmes locales préoccupées par la santé de leurs enfants, ou par un groupe d'habitants indigènes demandant des compensations, par exemple exigeant dans le langage des économistes « l'internalisation des [externalités](#) », ou appelant à des valeurs non chrématistiques (comme par exemple le caractère sacré de la région).

La gestion et la résolution d'un conflit local ou global de distribution écologique requiert la coopération entre de nombreux acteurs différents tels que les entreprises, les organisations internationales, les réseaux d'ONG, les groupes locaux et les gouvernements. Dans cette optique, la possibilité que la coopération puisse être basée sur des valeurs communes et via un langage commun est douteuse. Par ailleurs, lorsqu'il existe des conflits écologiques non résolus, il y a de fortes probabilités de ne pas être uniquement en présence de divergences de vue mais aussi d'une [incommensurabilité](#) dans l'évaluation (Faucheux et O'Connor 1998 ; Funtowicz et Ravetz 1994 ; Martinez-Alier, Munda et O'Neill 1998 ; Martinez-Alier et O'Connor 1996).

Les revendications en ressources et services naturels des autres, qui sont différemment investis et dotés de pouvoir, peut être contestée à travers un seul standard de valeur ou grâce à différentes valeurs. Comme le montrent O'Connor et Spash (1999), les conflits à propos de l'accès aux ressources naturelles ou à propos de l'exposition à des risques naturels peuvent être exprimés :

- *En un seul standard d'évaluation* (généralement monétaire). Comment doivent être évaluées en termes monétaires les externalités (ex : le [transfert des coûts](#)) causées par une firme lors de demandes de compensations ? Un appel aux économistes compétents en matière d'analyse coûts-bénéfices et [d'évaluation contingente](#) est dans ce cas approprié.
- *Via une contestation du standard d'évaluation*. C'est-à-dire en contestant les standards d'évaluation appliqués, comme lorsqu'une perte de biodiversité, de patrimoine culturel, de dommage aux moyens d'existences humains, d'entorse aux droits humains, de perte esthétique et de valeurs sacrées sont comparés en termes non commensurables à des gains économiques d'un nouveau barrage, d'un élevage de crevettes, d'une exploitation minière ou d'une exploitation pétrolière. Il y a une contestation des standards d'évaluation lorsque les langages de la [justice environnementale](#), des droits territoriaux indigènes, de la sécurité environnementale ou du sacré sont déployés contre une évaluation monétaire d'un impact environnemental. Les méthodes non compensatoires [d'aide à la décision multicritère](#) ou la [méthode participative d'analyse](#) de conflit peuvent être appropriés pour ce type de situation.

Tout groupe social peut utiliser différents standards d'évaluation simultanément afin de soutenir sa sécurité économique et environnementale. Ceci est particulièrement vrai des groupes sociaux faibles. De plus, dans les situations complexes caractérisées par des incertitudes et des synergies, l'approche disciplinaire des experts n'est pas appropriée. En effet, l'incommensurabilité ne survient pas uniquement suite à des divergences d'intérêts, mais également à cause de la complexité des situations à analyser, qui entraînent une légitime pluralité de perspectives et de valeurs. Ce point apparaît très clairement dans la question, « Quel est le prix du pétrole ? » posée par Human Rights Watch en 1999 dans un rapport sur le Delta du Niger.

Références:

Faucheux, S. and O'Connor, M. (eds.), 1998. *Valuation for sustainable development: methods and policy indicators*. Cheltenham: Edward Elgar.

Funtowicz, S. and Ravetz, J., 1994. The worth of a songbird: ecological economics as a postnomal science. *Ecological Economics*, 10.

Martinez-Alier, J., 2002. *The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation*. Cheltenham: Edward Elgar. 127

Martinez-Alier, J. and O'Connor, M., 1999. Distributional issues: an overview. In: J. van der bergh (ed.), *Handbook of environmental and resource economics*. Cheltenham: Edward Elgar.

Martinez-Alier, J., Munda, G. and O'Neill, J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*, 26.

O'Connor, M. and Spash, C. (eds.), 1999. *Valuation and the environment: theory, methods and practice*. Cheltenham: Edward Elgar.

47.2 Incommensurabilité des systèmes de valeurs

Economistes conventionnels contre économistes écologiques

Les valeurs sont souvent incommensurables. Cela veut dire qu'elles ne peuvent être mesurées dans les mêmes unités. L'environnement est souvent le sujet de conflits entre des valeurs et des intérêts concurrents représentés par différentes classes et différents groupes. Comment doivent être compris de tels conflits ? L'approche de l'économie standard est d'utiliser une unité commune – souvent l'unité monétaire – pour traduire toutes ces valeurs et ensuite chercher un compromis à l'intérieur du contexte du marché. Par « valeurs » nous entendons ce qui est considéré comme important, mais que voulons-nous réellement dire : conservation de la nature ? du sacré ? du gagne-pain ? de l'esthétique ? de l'argent ? de la souveraineté nationale ? Typiquement, les économistes conventionnels ont recours à la compensation financière afin de résoudre les demandes conflictuelles des parties en présence. Dans certains cas, comme lorsqu'on demande une compensation au tribunal dans une affaire civile, c'est tout ce qui peut être fait : demander de l'argent comme compensation pour les préjudices subis. Cette approche suppose toutefois qu'il existe une *commensurabilité des valeurs*, c'est-à-dire que toutes les valeurs peuvent être traduites en argent.

Les économistes écologiques, au contraire, acceptent *l'incommensurabilité des valeurs* (Martinez-Alier *et.al*, 1998). Si un territoire est sacré, quelle est sa valeur monétaire ? Si le gagne-pain de la population pauvre est détruit, l'argent peut-il vraiment le compenser ? Si nous laissons les générations futures avec un climat modifié, peut-on réellement résoudre le problème avec de l'argent ? Personne ne sait comment estimer de manière précise le prix monétaire des pertes culturelles, sociales, écologiques de la déforestation et de la perte de biodiversité par exemple. Au lieu de faire appel à une seule valeur numérique, il existe d'autres méthodes de résoudre le problème qui reposent sur l'acceptation d'une pluralité de valeurs.

L'exemple du Sud du Cameroun

Au Cameroun du Sud par exemple, les [langages d'évaluation](#) utilisés par les populations locales sont très divers. La plupart du temps, ce n'est pas le langage de la conservation occidentale (ex : « protection de la biodiversité ») ni l'utilisation de ses standards économiques (ex : la compensation monétaire) : les populations locales utilisent le langage de la défense des droits humains, de la nécessité de moyens de subsistance, de défense de l'identité culturelle et de droits territoriaux ainsi que du respect pour le sacré. Les pygmées Baka – par exemple - fournissent une illustration de ces langages. A cause de l'exploitation forestière, les Baka ont perdu la viande qu'ils chassaient dans le Bush, leur territoire, leurs arbres ainsi que leurs endroits de récoltes de produits forestiers. Une autre plainte vient du fait qu'ils souffrent souvent de la pollution acoustique des tronçonneuses et des camions. Dans la cosmologie Baka, quand Dieu créa le monde (les humains comme la Nature), son activité favorite était d'écouter les abeilles. Donc, les humains devaient rester silencieux pour ne pas déranger Dieu. Un jour toutefois, certains Bakas commencèrent à faire du bruit dans la forêt et Dieu les punis en les transformant en animaux sauvages. Le bruit est donc considéré par les Baka comme un impact très important de l'abattage des arbres puisqu'il est directement relié à leur religion, créant un « préjudice spirituel ». A cet égard, il est trompeur de vouloir réduire une telle diversité de langages à la seule unité monétaire et de mettre un prix sur la dégradation forestière.

Résolution du conflit

La résolution conventionnelle des conflits via une [analyse coût-bénéfice](#) et une compensation monétaire est donc inappropriée, car elle peut dénier la légitimité ou l'existence des autres langages. De plus, si la seule valeur pertinente devient l'argent, alors les pauvres sont désavantagés puisque leur gagne-pain a une très faible valeur sur le marché, les compensations seront donc minimales. Dans ce sens, les prix du marché et l'évaluation monétaire sont donc des outils de pouvoir grâce auxquels certains secteurs imposent aux autres leur propre symbolique de l'évaluation environnementale, définissant par là la valeur d'échange et permettant à la balance des bénéfices économiques et des coûts socio-environnementaux de pencher en leur faveur. En fait, on réalise que les pauvres sont bien conseillés de défendre leurs intérêts dans des langages différents de celui de l'évaluation monétaire, car dans la sphère capitaliste le [principe de Lawrence Summers](#) (« Le pauvre vend bon marché ») est en vigueur.

Il semblerait que seul un débat véritablement démocratique puisse résoudre les conflits d'évaluation. Ainsi, parmi d'autres, [l'évaluation multicritère sociale](#) est un outil d'[économie écologique](#) qui permet de comparer plusieurs valeurs et aide parfois à faire éclore des solutions de compromis. Ce type de processus d'évaluation montrent également quelles coalitions d'acteurs sont susceptibles d'être formées autour des différentes alternatives (Munda, 1995). En réalité, toutefois, c'est généralement l'acteur le plus puissant qui impose son point de vue, y compris au

niveau du choix du langage d'évaluation. Dans ce contexte, les conflits sont parfois la seule solution de changer la relation de pouvoir qui joue en faveur des acteurs dominants afin d'avancer vers plus d'équité et de soutenabilité (Martinez-Alier, 2002).

Références:

Martínez-Alier, J., Munda, G. and O'Neill, J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*, 26: 277–286.

Martínez-Alier, J., 2002. *The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation*. Cheltenham: Edward Elgar.

Munda, G., 1995. *Multi-criteria evaluation in a fuzzy environment. Theory and applications in ecological economics*. Heidelberg: Physica-Verlag.

48 Métabolisme social et approches comptables

Métabolisme social : une approche biophysique de l'économie

Ces dernières années, un consensus semble avoir été atteint. Il considère la soutenabilité comme un problème d'interaction entre la société et la nature (Haberl *et al.*, 2004). La nature précise de cette interaction est biophysique : il s'agit flux continu de matériaux et d'énergie sur lequel repose chaque système socio-économique qui constitue sa relation avec l'environnement naturel. Cette compréhension de la société comme un système socialement organisé et thermodynamiquement ouvert peut être appelé le *métabolisme social* (Fischer-Kowalski et Haberl, 1993) ou *industriel*.

L'application du concept biologique de métabolisme (« Stoffwechsel ») aux systèmes sociaux peut être attribué à Marx qui, influencé par Liebig et Moleschott, parle du « métabolisme entre l'être humain et la nature arbitré par le travail ». Cette approche biophysique de l'économie n'était pas inhabituelle en cette fin du 19^e siècle mais n'a formé une véritable école de pensée que récemment (voir Martinez-Alier, 1987 ; Fischer Kowalski, 2002). Cette analogie biologique provient du constat que les systèmes biologiques (les organismes mais également les systèmes plus développés tels que les écosystèmes) et socio-économiques (les sociétés humaines, les entreprises, les ménages, etc.) dépendent ultimement d'un flux continu d'énergie et de matériaux pour conserver leur structure interne (Fischer-Kowalski et Haberl, 1993).

Méthodes de comptabilité du métabolisme social

Le concept social lie flux énergétiques et matériels à l'organisation sociale, reconnaissant que la quantité de ressources économiques utilisée, sa composition,

sa source et le puits dans lequel les produits finissent par se perdre sont historiquement variables et sont fonction du système de consommation et de production socio-économique que la société adopte. Lorsqu'on parle de métabolisme, il est important d'avoir une connaissance adéquate du système qui doit être reproduit. Ce n'est en effet qu'à cette condition qu'il est possible d'évaluer les flux de matériaux et d'énergie qui sont requis pour son maintien. La plupart du temps le système étudié est un niveau spécifique d'une société et il peut être décrit comme un ensemble organisé comprenant un système culturel (symbolique) ainsi que les éléments matériels auxquels la société accorde un traitement préférentiel (Fischer-Kowalski et Weisz, 1999). Les flux sont comptabilisés aux endroits où la société s'approprie et relâche les matériaux de ou dans la nature.

Aujourd'hui, le *métabolisme social ou industriel*, tout comme les méthodes standardisées d'évaluation de ses flux énergétiques et de matériaux ainsi que des aspects de l'utilisation du sol, procure une base utile à l'analyse empirique des structures biophysiques des économies et au développement de stratégies de production et de consommation soutenable. Un certain nombre d'outils opérationnels a été développé pour analyser les aspects biophysiques du métabolisme social, les forces directrices qui lui sont liées ainsi que ses pressions environnementales (Haas *et al.* 2005). Les exemples esquissés ci-dessous incluent les analyses de flux de matière et d'énergie (MEFA ou MFA), les analyses entrée-sortie (IOA – Input-output analysis) et les analyses de cycle de vie (LCA – life cycle assessment), mais d'autres instruments existent aussi comme par exemple le [HANPP](#), l'[EROI](#) et l'[eau virtuelle](#).

48.1 Analyse des flux de matériaux (MFA – Materials Flow Analysis)

L'évaluation des flux de matériaux (MFA) est une approche d'évaluation environnementale spécifique visant à quantifier le métabolisme social. La MFA est applicable à des échelles géographiques et institutionnelles variées. Toutefois, l'évaluation effectuée au niveau national (qu'on appelle les « economy-wide MFA ») est probablement la plus avancée au niveau de la standardisation méthodologique et du développement des indicateurs. Les « economy-wide MFA » sont des compilations constantes des flux de matériaux transitant via une économie nationale tout le long de l'année, le total étant exprimé en tonnes par an. Suite à l'important travail de Robert Ayres et d'Allen Kneese, l'évaluation des flux de matériaux fut « réinventée » dans les années 1990 pour tenir compte de l'importance croissante de la notion de développement durable. Ces dernières années, les méthodes pour les « economy-wide MFA » ont été harmonisées et un grand nombre de pays, industriels comme en développement, furent étudiés.

Etant donné que la MFA évalue les matériaux entrant et quittant un système, le principe de conservation de la masse s'applique. Il spécifie que la masse ne peut être ni créée, ni détruite et il peut être exprimé comme suit : l'entrée totale de matière dans un système au cours d'une période de temps donnée est égale à

toutes les sorties au cours de cette même période plus l'augmentation du stock moins la diminution de stock. En principe, les changements nets de stock peuvent être positifs, indiquant une accumulation nette de stock, ou négatifs, indiquant un appauvrissement de celui-ci. Dans une MFA, le principe de conservation de la masse est utilisé pour vérifier la cohérence de la comptabilité. Il permet également d'estimer les ajouts nets aux stocks (NAS – net addition to stock).

Un flux est une variable mesurant une quantité tout au long d'une durée précise alors qu'un stock évalue une quantité à un moment donné. La MFA est un concept s'appliquant typiquement aux flux, elle mesure les flux d'entrées et de sortie de matière tout comme les changements des stocks d'une économie nationale. Cela signifie que, dans une évaluation de flux matière, les changements de stocks sont comptabilisés mais sans évaluer leur quantité réelle. Bien que la MFA soit une évaluation des flux, il reste important de définir très précisément ce qu'on considère comme un stock de matériel au sein d'une économie nationale car l'augmentation et la diminution de ces stocks sont une part essentielle du cadre de travail de la MFA. La définition de stock matériel est également cruciale pour identifier quels sont les flux qui devraient ou ne devraient pas être considérés comme des inputs ou des outputs.

On distingue dans une MFA trois types de matériaux socio-économiques : les biens, le bétail et les humains. Les biens sont principalement des objets produits par l'être humain tels que des infrastructures, des bâtiments, des véhicules et des machines ainsi que des inventaires de produits finis.

Des indicateurs hautement agrégés sont dérivés de la MFA. On retrouve ainsi l'extraction domestique (DE – domestic extraction), l'input matériel direct (DMI – direct material input), la consommation matérielle domestique (DMC – domestic material consumption), la balance du commerce physique (PTB – physical trade balance), le matériel total requis (TMR – total material requirement), la consommation matérielle totale (TMC – total material consumption) et les additions nettes au stock (NAS - net additions to stock). Globalement, l'objectif de ces indicateurs est d'illustrer les pressions environnementales agrégées comparables à l'utilisation agrégée d'énergie ou l'utilisation agrégée de terre. En mettant ces indicateurs en relation avec les différents paramètres socio-économiques (principalement le PIB), des indicateurs d'efficacité des ressources peuvent être dérivés, mesurant soit l'utilisation de matériaux par unité de PIB (l'intensité en ressources), ou vice versa (le nombre d'unité de PIB produites par unité de matériaux, la productivité des ressources). Ces indicateurs sont fréquemment utilisés lors de la comparaison d'économies nationales (Haas *et al.* 2005).

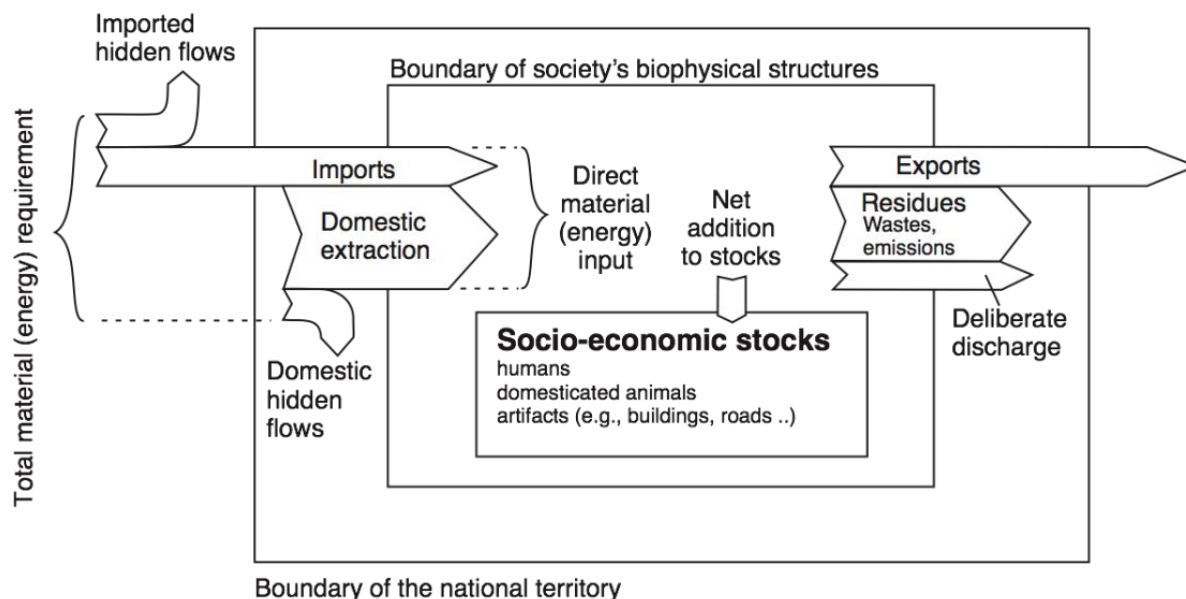


Figure 1: Flux matériels (et énergétiques) d'une société à l'intérieur d'un cadre M(E)FA.
(Source: Haberl et al 2004)

48.2 Analyse entrée-sortie (IO – Input-output)

L'analyse entrée-sortie (IO) est un ensemble de théories créé par le prix Nobel Wassily Leontief dans les années 1930 permettant d'analyser les interdépendances entre les industries et l'économie. Leur champ d'action fut élargi en 1960 afin de permettre l'étude des interactions entre l'économie et l'environnement, en se focalisant principalement sur l'utilisation énergétique et la pollution. Ces dernières années, au sein de l'écologie industrielle, l'analyse IO fut fréquemment utilisée lors des analyses de cycle de vie (voir ci-dessous). Peu d'études ont toutefois été réalisées concernant l'application des analyses entrées-sorties sur les MFA à l'échelle d'une économie.

Afin d'obtenir des calculs fiables lors de l'évaluation des entrées et des sorties, un niveau de précision approprié pour chaque secteur et chaque commodité est nécessaire. Dans l'approche IO la plus commune, la mesure exprimant la quantité d'output des différents secteurs est monétaire (exprimée en monnaie nationale ou en prix du marché). Ce calcul est appelé un tableau monétaire entrées-sorties (MIOT – monetary input-output table). Une autre approche est un modèle purement physique dans lequel les quantités sont exprimées en une seule unité de masse, ce tableau est appelé un tableau physique d'entrées-sorties (PIOT – physical input-output table). Dans ce tableau, les entrées d'un secteur doivent être égales à leurs sorties, toujours suite au principe de conservation de la masse (Weisz, 2006). Cette approche implique une surveillance exhaustive des mouvements physiques (origines et utilisation) des matériaux les plus importants environnementalement (parfois décomposés à l'échelle de simples éléments ou de composants chimiques) au sein

d'une région économique. La méthode PIOT retrace le chemin d'une ressource naturelle qui entre dans un système économique et y est transformée avant d'être transportée en son sein, utilisée et finalement retournée au milieu naturel sous forme de résidus. Elle entreprend une investigation détaillée des flux physiques intersectoriels de ressources environnementales et, étant donné cette spécificité intersectorielle, est habilitée à évaluer les poids environnementaux cumulatifs (effet total direct et indirect, conditions matérielles et pressions diverses) de la consommation privée et de la demande finale, issue des industries, pour certains produits. La troisième approche est un modèle mixte basé sur des tableaux d'entrées-sorties dans lequel l'output des secteurs de production est mesuré en unité de masse et l'output des secteurs des services est évalué en unité monétaire. Dans un système mixte comme celui-là, seul l'output total peut être calculé, et non l'input total car cela impliquerait d'additionner des unités différentes. De ce fait, aucune équation input-output ne peut être appliquée à un tableau mixte (Weiz, 2006).

48.3 Analyse de cycle de vie (LCA – Life-cycle assessment)

Une analyse de cycle de vie (LCA – life cycle assessment) est un outil de gestion environnementale visant à identifier et à comparer les impacts environnementaux de la création, du marketing, du transport, de la distribution, de l'utilisation ainsi que du traitement en fin de vie de biens manufacturés au cours de leurs cycle de vie entiers (soit du berceau à la tombe). Cette approche considère tant les processus directs et idéalement reliés au produit que les flux cachés d'inputs intermédiaires, de déchets, d'énergie et de matières premières associés à la chaîne de production du bien considéré. La procédure de calcul comprend souvent une comparaison entre un petit nombre de produits substituables, procurant théoriquement un service identique, afin de déterminer les avantages de chaque produit.

Une analyse de cycle de vie est réalisée pour répondre à des questions telles que :

- Comment comparer deux procédés de fabrication d'un même produit en termes d'utilisation de ressources et d'émissions ?
- Quel est le bénéfice que l'on retirerait d'un changement technologique (dans le cas des produits chimiques) ?
- Quelle est la contribution relative de chaque étape du cycle de vie d'un produit aux émissions totales ?
- Quelle est l'empreinte écologique de mon produit, service et entreprise ?
- Comment la diminuer ? Qu'est-ce qui importe le plus ?
- Quelle est ma contribution à l'effet de serre ?

La LCA évalue le bilan de masse des inputs et outputs des systèmes, les organise et les convertit en thèmes environnementaux ou en catégories relatives à l'utilisation des ressources, à la santé publique ou à des domaines écologiques particuliers

[\(http://www.science-environment-consulting.com/en/life-cycle-assessment.htm/\)](http://www.science-environment-consulting.com/en/life-cycle-assessment.htm/).

48.4 Inventaire de cycle de vie (LCI – Life cycle inventory)

La quantification des inputs et des outputs d'un système, c'est-à-dire les flux d'énergie et de matière (Ekvall et Finnveden, 2001) est appelée un inventaire de cycle de vie (LCI – life cycle inventory) (<http://www.science-environment-consulting.com/en/life-cycle-assessment.html/>).

Il existe, dans le cas des processus multifonctions étudiés via une LCI, un problème d'allocation. Celui-ci concerne les procédés de production impliquant plus d'un produit et peut être formulé sous la forme : « Quelle partie des impacts environnementaux de cette activité doit être imputée au produit en question si celui-ci est inclus dans une LCI ? ». La solution choisie peut avoir un impact décisif sur le résultat de l'analyse et un certain nombre de solutions différentes ont été proposées, y compris une procédure standard imaginée par « l'Organisation Internationale pour la Standardisation » (ISO 14014, 1998) (Ekvall et Finnveden, 2001).

48.5 Evaluation des impacts du cycle de vie (LCIA – Life Cycle Impact Assessment)

L'évaluation d'impact du cycle de vie (LCIA) convertit des flux « inventoriés » en des indicateurs plus simples. Dans une LCIA, deux méthodes principales sont généralement utilisées : celles orientées vers les problèmes (mid points) et celles orientées vers les dégâts (end points). Dans la méthode étudiant les problèmes, les flux sont replacés dans différents thèmes environnementaux en fonction de ceux auxquels ils participent. Les thèmes couverts dans la plupart des évaluations de cycle de vie (LCA) sont : l'effet de serre (ou les changements climatiques), l'appauvrissement des ressources naturelles, le trou dans l'ozone stratosphérique, l'acidification, la création d'ozone photochimique, l'eutrophisation et la toxicité pour les êtres humains ou pour l'eau. Ces méthodes visent à simplifier la complexité des centaines de flux en un plus petit nombre de thèmes environnementaux. Les méthodes EDIP et CML 2000 sont des exemples de méthodes de ce type. La méthode étudiant les dégâts commence elle aussi par classer les flux d'un système en thèmes environnementaux variés mais elle fait ensuite en sorte de faire tourner ces thèmes autour de la santé des écosystèmes, des humains ou des dégâts aux ressources. Par exemple l'acidification - souvent mise en relation avec les pluies acides - peut causer des dégâts aux écosystèmes (ex : la Forêt Noire en Allemagne), mais également à des bâtiments ou à des monuments. En fait, cette méthode vise à répondre à la question : « Pourquoi devrions-nous être inquiets des changements climatiques ou de la destruction de la couche d'ozone ? ». Un exemple de ce type de méthode est l'Ecoindicator99.

Les méthodes d'évaluation d'impact ont été développées comme des outils pour élargir les informations et le contexte des données d'un inventaire de cycle de vie (LCI) qui se concentrent principalement à la masse et à l'énergie. Bien que la LCI

associe les différentes émissions avec des thèmes environnementaux ou des impacts particuliers, cela n'implique pas que le produit ou le système étudié ait de véritable effet. Cela veut toutefois dire que des émissions sont générées au cours du cycle de vie et contribuent aux impacts et émissions globales du polluant concerné. Utilisée dans ce sens, l'évaluation de cycle de vie est un outil approprié pour déterminer dans quelle mesure les émissions d'un produit, d'un procédé ou d'un ingrédient peuvent être associées avec une catégorie particulière d'impact (<http://science-environment-consulting.com/en/life-cycle-assessment.html/>).

Références:

Ayres, Robert U. and Kneese, Allen V. (1969): Production, Consumption and Externalities. In: American Economic Review 59(3), pp. 282-297

Ekvall, T. & Finnveden, G. (2001): Allocation in ISO 14041 – a critical review. Journal of Cleaner Production 9(3), pp. 197-208.

Fischer-Kowalski, Marina and Haberl, Helmut (1993): Metabolism and Colonization. Modes of Production and the Physical Exchange between Societies and Nature. In: Innovation - The European Journal of Social Sciences 6(4), pp. 415-442

Fischer-Kowalski, Marina and Weisz, Helga (1999): Society as a hybrid between material and symbolic realms – towards a theoretical framework of society-nature interaction. In: Advances in Human Ecology 8, pp. 215-251

Haas, W, Hertwich, E, Hubacek, K, Korytarova, K, Ornetzeder, M, Weisz, H (2005): The Environmental Impacts of Consumption: Research Methods and Driving Forces. IIASA Interim Report IR-05-027 [April 2005, 96 pp]

Haberl, H., M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, H. Weisz, V. Winiwarter (2004): Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. Land Use Policy 21(3), 199-213.

Weisz, Helga (2006): Accounting for raw material equivalents of traded goods. A comparison of input-output approaches in physical, monetary, and mixed units. Social Ecology Working Paper 87. Vienna.

Websites:

Social Metabolism and MFA :
www.circa.europa.eu/Public/irc/dsis/pip/library?l=/material_accounts/compilation_reportingpdf/_EN_1.0_&a=d

<http://www.uni-klu.ac.at/socec/inhalt/1860.htm> 193

<http://publikationen.lebensministerium.at/publication/publication/view/2625/28603>
Local Studies Manual - social ecology working paper in progress – visit under
<http://www.uni-klu.ac.at/socec/inhalt/1818.htm>

49 NIMBY

Définition et origines

NIMBY est un acronyme de « not in my back yard » (« pas dans mon arrière-cour »). Selon le dictionnaire Collins, les gens atteints du syndrome NIMBY sont ceux qui sont sujets à l'occurrence d'un événement qui les affectera ou prendra place dans leur voisinage. Pendant longtemps, les gouvernements et les entreprises ont construit des projets non désirés et/ou risqués (souvent dans des quartiers pauvres) sans prendre véritablement en compte l'avis de la population. Afin de défendre leur voisinage, leur santé, leur sécurité et leur mode de vie, les communautés locales ont dû se regrouper afin contester certaines de ces décisions. Les résidents opposants eux-mêmes sont souvent appelés les « Nimbies ».

Le mouvement NIMBY est caractérisé par une opposition locale intense, parfois émotionnelle et souvent catégorique à une proposition qui entraînera, selon les résidents, des effets négatifs. Les coûts et les risques du projet tels que les impacts sur la santé humaine, sur la qualité de l'environnement ou la valeur des propriétés sont concentrés géographiquement tandis que les bénéfices reviennent à une population plus large et plus dispersée. La récurrence du Nimbyisme ces dernières années peut être reliée à l'adoption par le grand public de nouvelles valeurs environnementales et sa peur de risques technologiques – comme des déchets toxiques ou nucléaires, ainsi qu'à une augmentation des informations accessibles au public concernant les risques sanitaires et environnementaux des installations. Il existe également des facteurs additionnels tels qu'une perte de confiance dans la capacité du gouvernement et des industries à prendre des décisions informées, prudentes et équitables sur les technologies risquées, ou la création statutaire de nouvelles opportunités pour la participation publique dans les processus administratifs et judiciaires.

Presque toute la littérature scientifique traitant explicitement du syndrome NIMBY (publiée depuis les années 1980) est originaire des USA. Le terme est largement utilisé par les personnes impliquées ou commentant les conflits de développement local, mais il est également utilisé pour dénigrer des opposants à un projet en les discréditant péjorativement et en sapant la légitimité des objections d'une communauté à des propositions comme, par exemple, la construction de buildings, d'éoliennes, d'incinérateurs, de centrales électriques, d'antennes téléphoniques, de nouvelles routes ou de nouveaux chemins de fer. Les gens utilisant le terme NIMBY considèrent les opposants aux nouveaux projets comme ayant une vision étroite et égoïste de la situation.

Dans les pays du Sud toutefois, il a une signification très différente qui est fortement liée au pouvoir communautaire et à la démocratie populaire. Depuis le NIMBY, de nombreuses expressions ont vu le jour autour des mouvements locaux : NOOS (Not On Our Street – Pas dans notre rue) ; NIABY (Not In Anyone’s Backyard – Dans l’arrière-cour de personne) ; NOPE (Not On Planet Earth – Pas sur la planète Terre) ; NIMTOO (Not In My Term Of Office – Pas pendant mon mandat) ; CAVE (Citizens Against Virtually Everything – Citoyens contre virtuellement tout) ; GOOMBY (Get Out Of My Backyard – Sors de mon arrière-cour) ; NOTE (Not Over There Either – Pas là bas non plus) ; BANANA (Build Absolutely Nothing Anywhere Near Anyone – Ne construisez rien nulle part près de qui que ce soit).

Approches du mouvement NIMBY

La littérature scientifique tout comme les politiques récentes révèlent deux types de réactions à la montée du mouvement NIMBY : le premier est le plus influent et est hautement critique tandis que le second est plutôt positif. Les détracteurs du mouvement NIMBY expliquent que, suite au développement de ces mouvements sociaux et politiques, des projets essentiels sont devenus impossible à situer, retardant ou empêchant le développement économique et des solutions techniquement supérieures aux problèmes tels que l’élimination des déchets dangereux. Les Nimbies sont vus comme de petits groupes utilisant le système en leur faveur ; utilisant les opportunités politiques pour obtenir un résultat qui leur convient au détriment d’autres personnes et de leurs droits. Dans cette vision ils érodent égoïstement les droits de la communauté. L’illustration ci-dessous offre un modèle de vision conventionnelle du phénomène NIMBY :

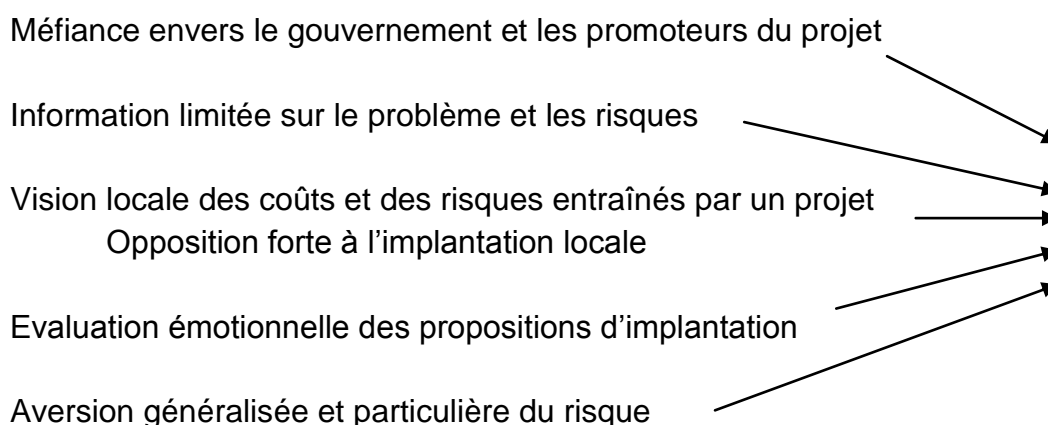


Figure 1 Participation citoyenne et le syndrome NIMBY : réponse du public au stockage de déchets radioactifs

(Source: Kraft & Clary, 1991)

Une lecture plus positive des opinions NIMBY suggère que la position du public sur les problèmes d’implantation pourrait être rationnelle et politiquement légitime. Les

citoyens pourraient avoir une bonne compréhension des problématiques et des inquiétudes légitimes pour certains risques réels planant sur la santé et le bien-être de la communauté qui pourraient avoir été ignorés par les élites administratives et scientifiques. Selon cette perspective, l'opposition locale pourrait servir de ce fait l'intérêt général, par exemple en identifiant des faiblesses dans les analyses d'experts concernant les propositions de sites d'implantation (voir [science post-normale](#)) et forcer la considération d'une gamme plus large de sites, certains pouvant s'avérer être techniquement adéquats. Les protestations NIMBY sont principalement des désaccords sur des valeurs incommensurables ou des problèmes concernant les valeurs que l'on utilisera pour les quantifier. De tels conflits sont souvent la seule façon via laquelle les citoyens peuvent exprimer leurs inquiétudes et influencer les décisions prises par les gouvernements.

En 1971, en Australie, un petit groupe de femmes locales de Hunters Hill vit le jour afin de préserver ce qu'il restait de la zone de brousse le long de la rivière Parramatta, connu comme le Kelly's Bush (Mundley). Ce groupe, coopérant avec la Builders Labourers Federation (BLF – Fédération des ouvriers et travailleurs), s'opposa au développement de la zone. Le BLF mit une interdiction de construction sur Kelly's Bush, empêchant un développement à haute densité sur le site. Cette interdiction devint finalement connue comme le Green Ban (« Interdiction verte »). Depuis ce jour, des interdictions vertes fleurissent grâce au BLF et un certain nombre de sites importants furent préservés, comme par exemple la région Rocks et le Parc Centennial à Sidney. L'émergence des interdictions vertes reflète bien à quel point un groupe local peut parfois faire la différence, non seulement dans leur communauté locale mais aussi dans la société en général. Ils furent le catalyseur nécessaire à la formation d'un mouvement social plus large qui eut un impact à long terme plus important.

Des cas comme celui illustré ci-dessus sont des exemples de l'implication de plus en plus approfondie du public dans le processus de prise de décision, plus particulièrement via des mécanismes d'éducation et de [participation](#) qui offrent une influence politique significative aux citoyens et qui promeut la coopération dans la recherche des solutions. Nous soutenons que les décisions ayant trait aux risques technologiques devraient être basées sur des principes démocratiques visant un certain nombre d'objectifs importants : encourager un examen technique par différents groupes d'acteurs, améliorer la prise en compte des peurs du public et ses inquiétudes ainsi qu'augmenter le support du public pour les décisions politiques prises. Malgré son occurrence aujourd'hui fréquente, il y a eu peu d'efforts rigoureux pour conceptualiser la réponse NIMBY ou pour évaluer ses implications politiques et seulement un très faible nombre d'études empiriques qui aident à clarifier sa dynamique comportementaliste et politique.

Bannir le terme NIMBY?

Bien que beaucoup de gens puissent avoir des motivations cyniques et que certains des Nimbies sont motivés par la peur de l'étranger et la protection de leurs possessions, beaucoup de mouvements NIMBY essayent réellement d'être à la base d'un changement au niveau local et cherchent à créer des meilleures

communautés. Le fait que ces groupes peuvent être retrouvés partout dans le monde indique qu'il existe un élément plus large à leurs objectifs et qu'ils peuvent être considérés d'une certaine manière comme l'expression immature d'un mouvement social, qui, dans les bonnes conditions et sous le bon commandement, pourrait s'étendre en un mouvement social à part entière. Les NIMBYs sont le résultat d'une réaction à un contexte politique local et social. Leur sens, forme, taille et définition sont fonction de ces contextes, de même que les individus impliqués. Ils partagent un sens de la communauté et, par conséquent, forment les identités des personnes concernées. Contrairement à la vision négative du NIMBYisme, la résistance locale peut être vue comme un point de départ essentiel et un composant continu de la



Figure 1: Marche organisée par des résidents et des fermiers contre un projet de décharge dans l'Essonne, France
(Source: www.adse-saintescobille.com)

dynamique des mouvements environnementaux. Toutefois, étant donné que le terme de NIMBYisme est devenu synonyme de réponse limitée, égoïste et irrationnelle, continuer à appeler les manifestants locaux comme des Nimbies a peu de sens étant donné la reconnaissance croissante de la diversité des contestations, des facteurs appelant à une réponse locale, et du fait que les essais de protection de son arrière-cour sont inévitables et peut-être même environnementalement positifs.

Références:

Brion (1991) *Essential industry and the NIMBY phenomenon*. Quorum Books, New York.

Burningham K (2000) *Using the language of NIMBY : a topic for research, not an activity for researchers*. *Local Environment*, vol 5, n°1, 55-67. 141

Dear M (1992) Understanding and overcoming the NIMBY syndrome. *Journal of the American Planning Association*, Vol. 58.

Kraft ME & Clary BB (1991) *Citizen Participation and the Nimby Syndrome: Public Response to Radioactive Waste Disposal. The Western Political Quarterly*, Vol. 44, No. 2, 299-328, University of Utah, Western Political Science Association.

Wolsink M (2000) *Wind power and the NIMBY-myth : institutional capacity and the limited significance of public support. Renewable energy*, vol. 21, n°1, 49-64.

Websites:

<http://www.nimbyexperts.com>

50 Paiements pour services environnementaux

Définition

Les écosystèmes rendent certains services à l'humanité comme la purification de l'eau, la stabilisation du climat et la protection contre les tempêtes et l'érosion (IUCN, 2008). Le terme de [services environnementaux](#) se réfère aux nombreux processus par lesquels les écosystèmes, et les espèces qui les composent, rendent possible la vie humaine, générant des profits pour les gens en produisant des marchandises ou via les différents services culturels de régulation et de support qu'ils fournissent. Le type, la nature et la quantité de services que génère un écosystème peuvent être affectés par la manière dont l'individu et la communauté utilisent les différentes ressources le composant. Quand les avantages tirés d'un service environnemental sont bénéfiques à une personne différente que celle prenant les décisions de gestion, les intérêts publics et les intérêts du gestionnaire de la ressource peuvent entrer en conflit. Les « paiements pour services environnementaux » (PES – Payments for ecosystem services) ont vu le jour en tant qu'outil politique visant à réconcilier les intérêts privés et publics lors de décisions liées à l'environnement. Le but de cet instrument est de pousser les propriétaires terriens et les gestionnaires de ressources à internaliser les bénéfices qu'ils génèrent pour la société. Pensons au cas d'un propriétaire terrien laissant pâturer son bétail près de sources d'eau – les PES le dédommagerait du coût d'opportunité lié à l'abandon de cette pratique.

Mise en œuvre

Le PES est un mécanisme incitatif dont l'approche est basée sur une proposition théorique claire : payer les individus ou les communautés pour entreprendre des actions améliorant l'efficacité de services environnementaux précis. Ce terme fut défini de manière plus formelle par Wunder (2007) : « un système de PES est un accord volontaire conditionnel entre au moins un « vendeur » et un « acheteur », basé sur un service environnemental – ou une utilisation du sol sensée produire ce service – bien défini. » Une illustration simplifiée des schémas de PES peut être retrouvée sur <http://www.fao.org/ES/ESA/pesal/aboutPES5.html> Le point commun

des différentes définitions fait référence à la transaction volontaire au cours de laquelle :

- Le fournisseur d'un service est payé par les bénéficiaires de ce service ou en leur nom, pour les terres agricoles, la foresterie, ou les pratiques de gestion côtière et marine
- On attend qu'il découle de ce contrat une provision continue ou améliorée de ce qui aurait été produit sans ce paiement.

Les schémas de PES englobent une large palette de mécanismes, allant des schémas de compensation volontaire de maintenance des forêts et de pratiques agro-silvopastorales en Amérique centrale à la compensation non volontaire de reforestation en Chine et au Vietnam en passant par les subsides agro-environnementaux et les schémas de certifications en Union européenne et aux Etats-Unis. L'Amérique latine (Costa Rica, l'Equateur, le Mexique et la Colombie) a été particulièrement réceptive à cette approche (Pagiola et al, 2005). En Europe, une initiative de PES a été développée et mise en œuvre par Vittel (Nestlé Waters) dans le Nord-Est de la France. Les [REDD](#) et autres formes de marchés de carbones peuvent être considérés comme des PES.

Les différents types de schémas

Selon la FAO (<http://www.fao.org/ES/ESA/pesal/aboutPES5.html/>) il existe différents types de schémas de Paiements pour Services Environnementaux, à savoir :

Les schémas de paiement directs : le gouvernement rémunère le propriétaire du terrain au nom de la société civile (parfois avec la contribution du secteur privé) afin que celui-ci adopte des pratiques améliorées de gestion des sols dans le but de résoudre un problème environnemental particulier.

Les schémas de PES basés sur la production : le consommateur paye une « taxe verte » en plus du prix du marché d'un produit ou d'un service afin de s'assurer que celui-ci ait été produit selon un procédé respectueux de l'environnement ainsi que la protection des services environnementaux lui étant liés. Le respect de ces consignes est vérifié par un organe de vérification indépendant.

Au cours des décennies passées, les schémas de paiements pour services environnementaux (PES) ont pris une importance croissante en tant qu'instruments politiques de préservation environnementale, se développant rapidement partout dans le monde, que ce soit dans les pays en développement ou dans les pays développés (Wunder *et al*, 2008). On observe généralement l'apparition de schémas PES lors de la conservation de trois types de services environnementaux :

- La qualité de l'eau, sa quantité et, souvent, les mesures incluant la conservation des sols afin de contrôler l'érosion et les flux de sédiments dans les rivières et les réservoirs, et de réduire les risques de glissements de terrain et d'inondations.
- La fixation du carbone (et dans certains cas la protection des puits de carbone) afin de répondre à la demande en marchés d'émissions carbonés volontaires et régulateurs.
- La conservation de la biodiversité, en finançant des zones de conservation à biodiversité importante (dans les zones-tampon de régions protégées, les corridors biologiques ou même dans les parcelles de végétation natives dans les fermes productives) et en protégeant la biodiversité agricole.

On fait parfois référence aux PES comme à des « instruments basés sur le marché » ou à des « marchés pour services environnementaux » étant donné qu'il s'agit d'un nouveau type de subside, mais contrairement aux subsides traditionnels qui sont financés par l'entière des contribuables, ce nouveau type de paiement peut être financé directement et volontairement par le bénéficiaire (l'utilisateur) du service environnemental que le PES aide à maintenir.

Ces paiements sont appliqués à différentes échelles, allant de petites sources à des cours d'eau entiers traversant une frontière étatique, provinciale ou nationale. Le WWF étudie la possibilité d'établir un schéma transfrontalier sur le Danube. Au Costa Rica, un programme national est mis en œuvre depuis 1997. Une agence gouvernementale est responsable de ce programme en tant que représentant des bénéficiaires. Tous les propriétaires terriens qui produisent un des services environnementaux repris dans la loi sont des participants potentiels du programme. Ailleurs, des programmes à plus faible échelle ont été développés pour résoudre des problèmes spécifiques tels que l'approvisionnement en eau (Echaverría *et al*, 2004) : les consommateurs d'eau d'une localité peuvent, par exemple, payer un propriétaire terrien en amont pour protéger un cours d'eau.

Difficultés

Les paiements pour services environnementaux ne devraient pas être vus comme une fin en soi, mais comme un instrument politique ayant différents avantages (pour plus d'information voir, par exemple, le site de l'UNEP) :

- Le potentiel de sensibiliser à la valeur de la biodiversité et des écosystèmes.
- La capacité de mobiliser des acteurs initialement non impliqués (particulièrement au sein du secteur privé) dans des activités de conservation.

- L'opportunité aux communautés d'améliorer leurs modes de vie grâce à l'accès à de nouveaux marchés.
- La plateforme potentielle d'intégration de la conservation et de la protection du climat au sein d'un cadre politique commun.
- L'amélioration de la collaboration entre les Accords Environnementaux Multilatéraux sur le plan international.
- La facilitation de la transition d'une économie de production à une économie de direction.

Bien que les principes soient clairs, imaginer et mettre en œuvre un système de paiements pour services environnementaux reste toutefois souvent difficile en pratique. Les différents PES rencontrés varient fortement, ce qui reflète l'adaptation d'un même concept de base à des conditions écologiques, socioéconomiques ou institutionnelles très différentes. Le même phénomène peut être observé en ce qui concerne les modalités d'application, parfois suite à des erreurs ou au besoin de modifications pour satisfaire des pressions politiques. Les PES peuvent être vus depuis des perspectives « urbain-rural », « amont-aval », « Nord-Sud » et [« centre-périphérie »](#).

Echavarria *et al* (2004) décrivent le processus de développement d'un PES en dix étapes, qui ne doivent pas forcément se suivre : 1. Identifier une situation dans laquelle il existe un « vendeur » et un « acheteur » d'un service environnemental/écologique, 2. Créer la capacité institutionnelle de mettre en œuvre un mécanisme de marché, 3. Développer des liens inter-institutionnels, 4. Savoir ce qui va être vendu, 5. Développer et mettre en œuvre une stratégie de négociation avec les responsables politiques, 6. Développer des projets d'éducation environnementale pour les communautés, 7. Développer une structure de prise de décision organisationnelle, formelle et transparente, 8. Etablir un système de paiement approprié, 9. Surveiller et évaluer le processus, 10. Faire les corrections et renforcer les mesures efficaces.

Gomez-Baggethun *et al* (2010) soulignent que donner la priorité à l'évaluation monétaire et aux schémas de paiement a contribué à attirer le support politique pour la conservation, mais également à mercantiliser un certain nombre de services environnementaux et à imposer la logique du marché pour régler les problèmes environnementaux. Dans ce contexte, la littérature aborde certains problèmes à la fois du côté de l'offre et de la demande (Wunder, 2007 ; Kosoy *et al*, 2007). Il y est expliqué que le PES pourrait devenir contreproductif. Partons du principe qu'un service (par exemple l'approvisionnement d'eau depuis les montagnes) est fourni, naturellement et comme obligation sociale, gratuitement. Quand un système de

paiement est introduit pour garantir la quantité et la qualité de l'eau, la logique a changé. Si les paiements sont vus comme insuffisants, faire appel à l'obligation sociale sera sans effet.

Une dimension critique du système de PES concerne leur impact sur les pauvres. Selon Pagiola *et al* (2006), les PES pourraient réduire la pauvreté en payant les pauvres en tant que gestionnaires de ressources naturelles. Bien que les programmes de PES ne soient pas conçus pour réduire la pauvreté, il peut exister d'importantes synergies lorsque le programme est habilement pensé et que les conditions locales sont favorables. Toutefois, les mécanismes de paiements sont limités pour résoudre des difficultés d'équité (Echavarria *et al*, 2004). Ils peuvent en fin de compte mener à des changements dans les [droits de propriété](#) en défaveur des pauvres ou des groupes indigènes.

Certaines expériences passées concernant les approches incitatives suggèrent qu'il est improbable que l'approche par PES sera toujours capable d'améliorer à la fois les modes de vie, les services environnementaux et réduire les coûts. L'apparition d'incompatibilités entre ces différents objectifs peut apparaître et doit être évaluée (Kosoy *et al*, 2007 ; Jack *et al*, 2008).

Références:

Echavarria, M., Vogel, J., Albán, M., Meneses, F. 2004. The impacts of payments for watershed services in Ecuador - emerging lessons from Pimampiro and Cuenca. International Institute for Environment and Development (IIED), Environmental Economics Programme, London, UK.

Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P., Montes, C. 2009 The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes, *Ecological Economics* (2009), doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007.

IUCN. 2008. Designing Payments for Ecosystem Services. Report from the East 153 Asian Regional Workshop (Hanoi, April 2008).

Kosoy, N., Martínez-Tuna, M., Muradian, R., Martínez-Alier, J. 2007. Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America, *Ecological Economics*, Vol. 61, 446-455.

Pagiola, S., Arcenas, A., Platais, G. 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development* 33 (2) 237-253.

Wunder, S. (2007) Efficiency of Payments for Environmental Services. *Conservation Biology*, Volume 21, No.1, February 2007.

Wunder, S., Engelb, S., Pagiola, S. 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries, *Ecological Economics*, vol. 65, 834-852.

Websites

<http://www.fao.org/ES/esa/pesal/index.html>

<http://www.cbd.int/financial/payment.shtml>

<http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/TOPICS/ENVIRONMENT/EXTEEI/0,,contentMDK:20487926~menuPK:1187844~pagePK:210058~piPK:210062~theSitePK:408050,00.html>

51 Périphérie extractive

Commerce et croissance

Selon la théorie économique, la base du commerce international est l'existence de différences interrégionales dans les dotations en ressources naturelles (et donc en matières premières), en technologies et en conditions climatiques. Ainsi, le commerce élargit le potentiel de croissance des nations en rendant disponibles les ressources qui ne sont pas présentes localement. Selon la compréhension classique (voir Smith, 1776 ; Ricardo, 1817 ; Innis, 1930 ; Heckscher 1919, Ohlin 1933), le commerce mènerait à une situation dans laquelle toutes les économies obtiendraient finalement des avantages (Eisenmenger et al., 2007).

Perspectives centre-périphérie

Durant les années 1950 et 1960 cependant, les économistes discernaient déjà des trajectoires différentes vers l'industrialisation, même lorsque les pays démarraient de points de départ similaires ; ces constatations ont conduit à l'émergence de nouvelles théories expliquant ces diverses trajectoires (Eisenmenger et al., 2007). Ces économistes ont trouvé de nouvelles applications aux concepts théoriques d'impérialisme' (voir, par exemple, Baran, 1975 et Mandel, 1968), à la 'théorie de la dépendance' (Prebisch 1950 ; 1959), et à la 'perspective des systèmes-mondes' (voir Amin 1976, Wallerstein 1979). Selon ces approches, dans le système-monde existant, les *pays périphériques* se spécialisent dans la production de biens primaires tels que les matières premières et les produits agricoles qui sont moins sophistiqués technologiquement, sont plus 'intensifs en travail' et sont exposés à une concurrence sévère sur les marchés internationaux, ce qui conduit à des prix et des surplus bas. Les biens primaires de ces *périphéries extractives* sont ensuite exportés vers les *centres* industrialisés caractérisés par un niveau élevé d'accumulation du capital et des activités complexes de production (Eisenmenger et al., 2007). Ici, la production est basée sur des technologies avancées, sur des

structures de production fortement mécanisées et sur des salaires plus élevés. Les *centres* industriels vendent ensuite leurs produits de haute technologie et ‘intensifs en capital’ aux pays de la *périphérie* (Eisenmenger et al., 2007).

Cet échange sur les marchés mondiaux conduit à une sortie des surplus de la *périphérie* vers le *centre*, du au fait que “les pays périphériques se spécialisent dans les exportations de produits agricoles et de matières premières, pour lesquels ils sont confrontés à une concurrence accrue des autres pays en développement, ce qui les forcent à réduire les prix pour maintenir les revenus des exportations. Cela conduit à une détérioration des termes de l’échange, et ils doivent alors exporter encore plus de biens pour obtenir les mêmes revenus dans le but de payer leurs importations (Eisenmenger et al., 2007). Deuxièmement, de bas salaires sont présents dans la *périphérie* étant donné l’‘armée de réserve’ de travailleurs libérés par les progrès technologiques dans l’agriculture (Eisenmenger et al., 2007). Les revenus obtenus de l’efficacité renforcée résultent donc en des prix plus bas pour les exportations au lieu d’augmenter les revenus des travailleurs (Emmanuel 1972). Le développement économique en périphérie est donc complémentaire au développement économique dans le centre. La spécialisation dans les exportations de matières premières, dans le moyen et long terme, entraîne le sous-développement en périphérie et le développement dans le centre. Pire encore, la spécialisation dans les exportations de matières premières conduit à l’épuisement des ressources naturelles domestiques en vendant à l’étranger la base de ressource nationale (Eisenmenger et al., 2007).

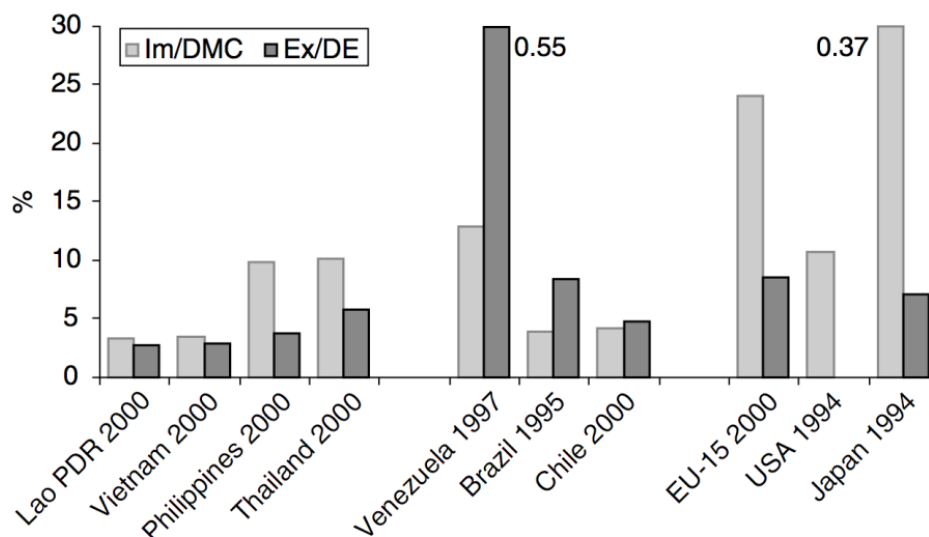


Figure 1 : intensités commerciales : importations/consommation domestique et exportations/extraction domestique (Source : Eisenmenger et al., 2007)

La **Figure 1** montre la relation entre les importations et la consommation domestique

(en tonnes) (DMC), d'une part, et la relation entre les exportations et l'extraction domestique (en tonnes) (DE), d'autre part, pour les pays du *centre* et les pays de la *périphérie* ou de la *semi-périphérie*. Alors qu'au Venezuela une grande proportion de l'extraction domestique est exportée, le Japon repose dans une large mesure sur les importations pour sa consommation domestique. Il faut également noter que les exportations du Chili ne prennent pas en compte les "[sacs à dos écologique](#)" des activités minières.

51.1 Analyse du système-monde

D'où vient cet 'ordre économique mondial' ? Selon l'"analyse des systèmes-mondes" de Wallerstein, la combinaison d'une crise féodale conduisant à des conflits de classe renforcés, un déclin économique cyclique prononcé, et de sérieuses difficultés climatiques ont conduit les classes dirigeantes de l'Europe de l'Ouest du Bas Moyen Age à rechercher une solution à leurs divers problèmes dans l'expansion territoriale et commerciale. Mais, en plus de permettre aux élites de perpétuer leur contrôle chez eux, ces politiques établirent de manière presque intentionnelle un nouvel ordre économique fondé sur une division mondiale du travail et d'unités politiques de force disparate. En l'espace d'un siècle, un système tripartite du centre, de la semi-périphérie et de la périphérie émergea et devint fermement intégré, se perpétuant grâce à l'échange inéquitable sur le marché (DuPlessis, 1988).

DuPlessis (1988) ajoute que le centre nord-ouest européen des Pays-Bas, de l'Angleterre et du Nord de la France étaient les Etats les plus forts, avec les activités économiques les plus profitables et les formes de contrôle du travail les plus efficaces, permettant à cette zone de continuellement prélever le gros des surplus économiques générés ailleurs et de renforcer ainsi leur supériorité. En opposition totale, la *périphérie* (Amérique latine, Europe de l'Est et la plus grosse partie du bassin méditerranéen) était faible sous tous les aspects, mais ses céréales, ses matières premières et ses métaux précieux produits à bas coûts fournissaient les ressources permettant au centre de se spécialiser dans des activités plus lucratives et d'exploiter la périphérie de façon impitoyable et minutieuse. La semi-périphérie, comprenant le reste de l'Europe de l'Est et du Sud, ainsi que des portions de l'Europe centrale et de l'Amérique du Nord, occupait une position intermédiaire en termes de structure et de pouvoir politiques, d'activités économiques, de modes de domination du travail et de destin. Au cours du 17^{ème} siècle, certains pays réussirent à rejoindre le centre, d'autres redescendirent vers la périphérie mais malgré ces changements, ni la structure générale ni les dynamiques du système-monde ne changèrent après le 16^{ème} siècle.

Pour DuPlessis, le point central du travail de Wallerstein est l'étude de l'émergence et de l'élaboration du capitalisme, un projet qui cherche à élucider les moyens par lesquels un système de production de biens échangeables sur le marché devint dominant sur la plus grosse partie du globe. Selon DuPlessis, même si Wallerstein

situe le centre du capitalisme en Europe occidentale, “il ne le conçoit pas comme ayant été initialement articulé là-bas puis diffusé sur le reste de la Terre mais comme mondial dès le départ”. Wallerstein refuse l'idée existant parmi de nombreux Marxistes selon laquelle une grande partie du “tiers-monde” resta féodale jusqu'à très récemment et est seulement en train de subir la transition vers le capitalisme. Selon son interprétation, même les territoires les plus reculés ont depuis longtemps fait partie de l'économie mondiale, qui a été entièrement capitaliste et par nature inégale depuis son origine au 16^{ème} siècle (DuPlessis, 1998).

Références:

DuPlessis, R., S. (1988): Wallerstein, World Systems Analysis, and Early Modern European History. *The History Teacher* 2 (2), pp. 222-232

Eisenmenger, N., Ramos Martin, J. and Schandl, H.(2007): Transition in a contemporary context: patterns of development in a globalizing world . In : M. Fischer-Kowalski and H. Haberl (Editors), *Socioecological Transitions and Global Change. Trajectories of Social Metabolism and Land Use*. Edward Elgar, Cheltenham, UK and Northampton, USA, pp. 179 -222.

52 PIB des pauvres

Introduction: le PIB et l'environnement dans les pays pauvres

Les statistiques du PIB standard (Produit Intérieur Brut) ne prennent aujourd'hui en compte ni la qualité de vie réelle d'une grande partie de la population pauvre du monde, ni les responsabilités environnementales et ses dégradations. Plusieurs propositions pour corriger cela ont été proposées (pour voir un résumé, lire Common et Stagl, 2005 : chapitre 5). En fait, le problème principal réside dans le fait que l'importance économique de la biodiversité et des [services environnementaux](#) ne figure pas dans le calcul du PIB. Les coûts réels de la dégradation et de la perte du capital naturel (ex : disponibilité en eau, qualité de l'eau, biomasse forestière, fertilité du sol, disponibilité en terres arables, micro-climat peu clément, etc.) ne sont pas non plus comptabilisés dans les statistiques du PIB, bien qu'elles soient cruciales pour bon nombre de personnes. Sukhdev (2009) (avec H. Gundiemda et P. Kumar) soutient que la contribution des ressources naturelles et des services environnementaux à la qualité de vie et au [bien-être](#) devrait être estimée et reconnue à travers ce qu'ils appellent le « PIB du pauvre ». Le PIB du pauvre englobe tous les secteurs (forêt, eau, sol, etc.) desquels beaucoup des populations pauvres du monde en développement tirent leur bien-être et leurs emplois. Les gens riches dépendent plus de l'environnement que les pauvres – ils utilisent plus de ressources et ils utilisent les puits (par exemple, au niveau de la capacité d'assimilation de déchets des milieux naturels) à un niveau plus élevé. Mais les habitants ruraux pauvres l'utilisent (et le connaissent) d'une façon plus directe. Il

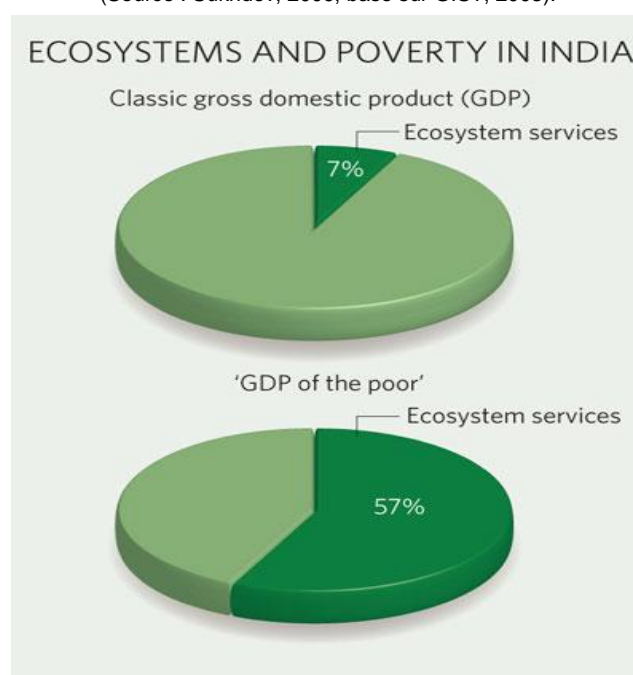
n'est pas surprenant qu'ils se plaignent si souvent lorsqu'ils perdent accès à une terre ou à l'eau à cause d'une compagnie minière ou d'une plantation arboricole.

Impacts sur les pauvres

Les impacts de la dégradation des écosystèmes et de la perte de biodiversité affectent principalement la portion du PIB qui peut être nommée le « PIB du pauvre ». En effet, les pauvres sont généralement plus durement touchés par la mauvaise utilisation des ressources environnementales étant donné qu'ils dépendent plus directement de celles-ci. Un essai récent de développer un « PIB du pauvre » en Inde par l'ONG « Green Indian States Trust » (GIST) nous en fournit une bonne illustration. L'ONG a montré que, bien que la valeur des services fournis par la forêt tels que la purification de l'eau, la nutrition du sol et les produits non ligneux ne représentait que 7% du PIB national (quand on lui donnait une valeur monétaire), celle-ci représentait pas moins de 57% du revenu de la population rurale pauvre d'Inde (voir **Fig. 1**).

Il existe beaucoup d'appels au changement des paradigmes économiques visant à résoudre ce problème de déclin des biens publics cruciaux pour les pauvres. L'un d'entre eux est le TEEB (the Economics of Ecosystems and Biodiversity – L'économie des écosystèmes et de la biodiversité), une étude globale qui essaye d'attirer l'attention sur les bénéfices tangibles de la biodiversité et à mettre en valeur les coûts croissants de sa perte ainsi que de la dégradation des écosystèmes. Malgré des efforts considérables pour inclure les besoins des pauvres dans les comptabilités nationales, l'évaluation des services environnementaux et des ressources naturelles en général reste très problématique.

Figure 1: Comparaison entre le calcul standard du PIB et le "PIB des pauvres", y compris la part que les services environnementaux représentent dans le calcul de chacun d'eux
(Source : Sukhdev, 2009, base sur GIST, 2003).



Références:

Common, M., and S. Stagl. 2005. Ecological economics: and introduction. Cambridge: Cambridge University Press. 108

Sukhdev, P., 2009. Costing the Earth. *Nature*, 462: 277.

53 Pic du pétrole

Contexte

Les économies industrialisées modernes sont hautement dépendantes d'un ensemble de ressources non renouvelables. La rareté et l'appauvrissement de certaines d'entre elles a d'ailleurs déjà été un sujet d'inquiétude important pour les économistes et les théoriciens, comme la disponibilité en terres l'a été pour Malthus ou le charbon l'a été pour [Jevons](#) (1865). Ces considérations ont été occultées par les générations suivantes d'économistes lorsque le potentiel des fertilisants et du pétrole devint évident, facilitant l'émergence de l'agriculture moderne. Il fallut attendre les années 1970, au cours desquelles deux chocs pétroliers successifs eurent lieu, et la publication de *The entropy law* (Georgescu-Roegen 1971), *Les limites de la croissance* (Meadows, Meadows et al. 1972) et d'autres livres de H.T.Odum, Barry Commoner ou F. Schumacher, pour que le débat reprenne à nouveau vigueur.

Définition

Aujourd'hui, étant donné que l'appauvrissement des « ressources prouvées » de pétrole n'est plus éloigné que de 40 années, le débat autour des limites des ressources non renouvelables est devenu sensiblement moins marginal et abstrait. Toutefois, son point de départ, à savoir l'*appauvrissement*, est mal conçu. Le moment critique pour la société humaine n'est pas de savoir quand la dernière goutte de pétrole sera extraite ; puisque cela n'aura en fait jamais lieu. Récupérer cent pour cent des gisements d'une ressource est physiquement et économiquement impossible. Les sources conventionnelles de pétrole par exemple, ne peuvent être exploitées qu'à la hauteur de 35% de leur capacité totale. Le point critique est plutôt celui du pic maximum d'extraction, étant donné que c'est le point à partir duquel la ressource cesse d'être « bon marché ». Les prix n'augmenteront plus seulement parce que la demande dépassera constamment l'offre, mais également parce que la seconde moitié des ressources restantes est généralement de mauvaise qualité, plus difficile à extraire ou située dans des régions politiquement instables (ex : Nigeria).

Dans le cas du pétrole, ce phénomène est aujourd'hui appelé le pic du pétrole et fut initialement décrit par le géologue M. King Hubbert (1949). Celui-ci expliqua que les pics de production en forme de cloche qui pouvaient être observés pour certains

champs pétrolières arriveraient petit à petit pour des régions, des pays et, finalement, au monde entier. Ces pics de production et la forme de la courbe pourraient être prédits grâce au pic de la courbe de découverte de nouveaux gisements. Pour que cette théorie se vérifie, certaines conditions doivent être respectées. Premièrement, la ressource doit être

The General Depletion Picture

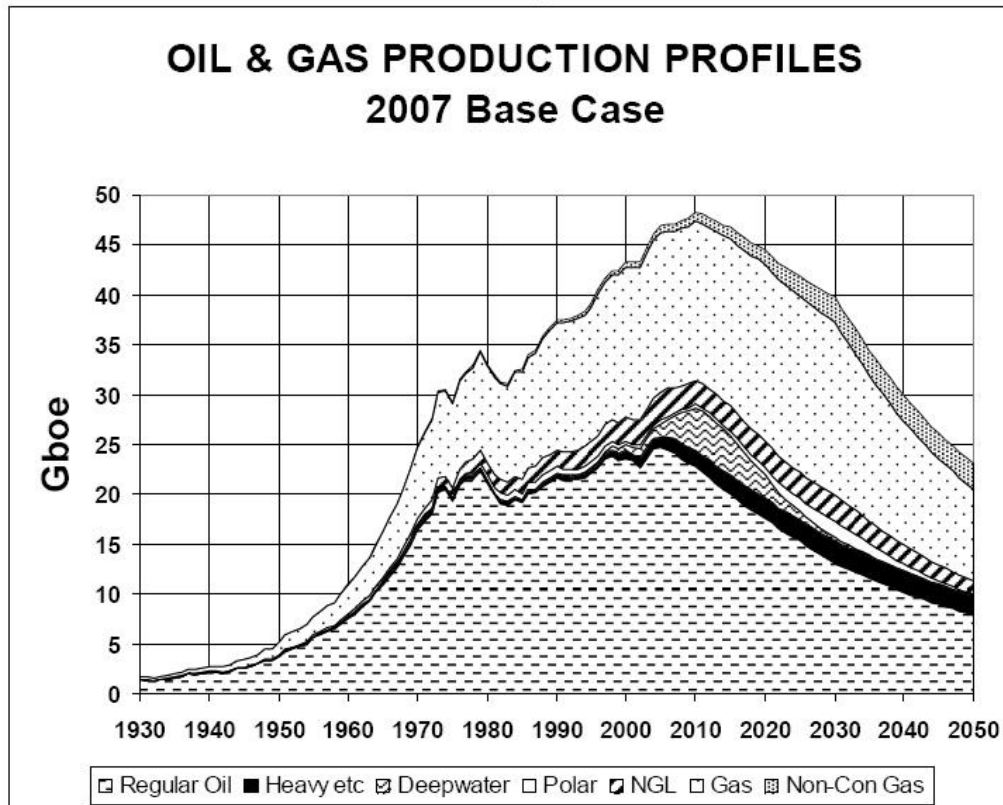


Figure 1 : Source : ASPO)

importante, afin que sa demande augmente régulièrement au fil du temps. En fait, on pourrait émettre l'hypothèse que l'abondance de certaines ressources et par conséquent leur faible coût en lui-même stimuleraient dans un premier temps l'augmentation de leur demande. Par la suite, ce serait l'augmentation des utilisations que l'on ferait de ces ressources qui ferait en grande partie augmenter cette demande. Deuxièmement, la substitution doit être coûteuse, difficile ou impossible. Troisièmement, l'accès au marché de cette ressource doit être garanti, par exemple l'extraction doit en être autorisée par son possesseur (généralement les Etats-Nations). Plus la ressource est importante, plus la pression internationale pesant sur son détenteur sera grande pour autoriser cet accès. Enfin, des profits importants doivent pouvoir être obtenus par l'entité (Etat ou compagnie privée) impliquée dans le processus d'extraction de la ressource. Plus les profits dégagés seront importants, plus l'incitant à autoriser l'accès à la ressource sera important. Les USA nous procurent un modèle appréciable afin d'illustrer ces différentes conditions. La découverte de pétrole y a culminé en 1930, ce qui a permis à Hubbert

(1956) de prédire le pic américain en 1971, soit à quelques mois seulement du réel pic, qui eut lieu en octobre 1970. Dans le cas où les conditions nécessaires ne sont pas remplies (ex : le détenteur n'autorise pas totalement l'accès à la ressource pour des raisons politiques), la courbe d'appauvrissement peut différer de celle décrite par Hubbert, du moins à court terme.

Aujourd'hui, le débat sur le pic du pétrole est devenu très animé (Hirsch, 2005). Des désaccords profonds existent à propos de *quand* arriverait ce pic *et à quel point* il serait important pour l'économie mondiale. D'un côté on retrouve les « géologues », qui sont aussi appelés les « pessimistes » car ils soutiennent que le pic du pétrole est plus ou moins imminent et aura des conséquences dévastatrices sur la société humaine (ex : Campbell et Laherrere, 1998). Cette position est proche des économistes écologiques, qui croient généralement en la rareté absolue des ressources de faible entropie (ex : Georgescu-Roegen, 1971).

De l'autre côté on retrouve les « optimistes » qui soutiennent que le marché, en augmentant le prix du pétrole quand la rareté se fera ressentir, mènera à une augmentation des explorations et stimulera l'inventivité humaine à développer des substituts et des alternatives au pétrole. On fait également référence à ce groupe via le terme « d'économistes », car ils pensent que les forces du marché et des changements technologiques transformeront le pic du pétrole en simple anecdote sans aucun potentiel de bouleversement pour l'économie. En droite ligne avec ce raisonnement, le Ministre saoudien du Pétrole, Sheikh Ahmed Zaki Yamani dit un jour : « L'âge de la Pierre se termina un jour, mais pas pour un manque de pierre. De même, l'âge du pétrole prendra fin, mais pas par manque de pétrole ».

Un argument important avancé par les « pessimistes » est que, puisque chaque système possède sa source d'énergie particulière, le système change en même temps que celle-ci. Ils l'utilisent pour contrer les personnes expliquant qu'il est très facile de remplacer le pétrole ou le gaz via, par exemple, le sable bitumineux, le nucléaire ou l'énergie renouvelable (agroc carburants, solaire, éolien, géothermique). En effet, selon eux, si les propriétés de la nouvelle source d'énergie sont différentes en termes d'énergie nette (Odum, 1971) ou de [retour sur investissement énergétique \(EROI\)](#), ce qui est le cas pour les alternatives au pétrole et au gaz dont nous avons connaissance, alors le système économique humain serait condamné à changer radicalement.

D'autres concepts importants de [l'économie écologique](#) sont ceux de [science post-normale](#) et de [complexité](#), en rapport avec le pic du pétrole tant que l'on parle de l'optimisme technologique des « économistes » mentionné ci-dessus. La croyance positiviste selon laquelle tous les problèmes humains ont une solution technologique qui peut être inventée par l'intelligence humaine semble être l'un des éléments ayant poussé à ne pas considérer le pic du pétrole comme un problème urgent dans les arènes appropriées. Le pic du pétrole n'apparaît pas véritablement dans les livres de

référence d'économie comme il aurait dû l'être depuis les années 1950. En fait, la plupart des avancées technologiques de nos sociétés résultent de et sont dépendantes de l'énorme afflux d'énergie que nous tirons des énergies fossiles.

Enfin, le pic du pétrole a une implication importante pour les conflits qui ont lieu aux frontières extractives. Bien sûr, ceci est d'actualité pour l'exploration et les forages pétroliers, qui avancent de plus en plus loin dans les lieux intouchés (comme dans certaines parties des forêts amazoniennes ou de l'Alaska) mais aussi pour la plupart des autres matières premières.

Références:

BP. (2008). "Oil reserves." <http://www.bp.com/sectiongenericarticle.do?categoryId=9017934&contentId=7033489> Retrieved 1st April, 2008.

Campbell, C. and J. Laherrere (1998). "The end of cheap oil." *Scientific American* (March): 78-84.

Georgescu-Roegen, N. (1971). *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, Mass., Harvard University Press.

Hirsch, H. L., Bezdek, R., Wendling, R., (2005). *Peaking of World Oil Production: Impacts, Mitigation, & Risk Management*, Report to US DOE, February 2005.

Hubbert, M. K. (1949). "Energy from fossil fuels." *Science* 109(2823): 103-109.

Hubbert, M. K. (1956). *Nuclear Energy and the Fossil Fuels*. Meeting of the Southern District Division of Production, American Petroleum Institute San Antonio, Texas, Publication No. 95. Houston: Shell Development Company, Exploration and Production Research Division.

Jevons, W. S. (1865). *The Coal Question; An Inquiry concerning the Progress of the Nation, and the Probable Exhaustion of our Coalmines*. London, Macmillan and Co.

Meadows, D. H., D. I. Meadows, et al. (1972). *The limits to growth : a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. New York, Universe Books.

54 Principe de Lawrence Summers

Origine du Principe

Lawrence Summers est un économiste américain, ancien président de l'Université de Harvard et économiste en chef à la Banque Mondiale, travaillant actuellement

dans l'administration Obama. Le « principe de Lawrence Summers » - un terme attribué à Martinez-Alier (1994) – peut être résumé dans la formule « le pauvre vend bon marché ». Ce « principe » est originaire d'un mémo écrit par Summers en 1991 lorsqu'il était économiste en chef de la Banque Mondiale. Dans ce mémo, il préconise le rejet des déchets toxiques dans le Tiers Monde pour des raisons économiques :

« Juste entre vous et moi, la Banque Mondiale ne devrait-elle pas encourager davantage la délocalisation des industries polluantes dans les LCD (Least Developed Countries – Pays les moins développés)? [...] Une certaine quantité de pollution affectant la santé devrait se situer dans le pays où cela coûte le moins cher, c'est-à-dire celui dont les salaires sont les plus bas. Je pense que la logique économique derrière le rejet de polluants dans les pays à faible coût salarial est impaccable et que nous devrions l'envisager. »

The Economist (8 février 1992), auquel le mémo a été envoyé, estime le langage utilisé « grossier, même pour un mémo interne », mais « économiquement parlant, ses observations sont difficiles à contester ». Comme le dit Stephen Marglin, un économiste à Harvard, « les gens qui n'ont pas suivi un cours de niveau universitaire en économie [standard] sont fort capables d'être outragés par ce mémo [...] Après un cours de première année d'économie, les étudiants commencent à penser comme des économistes – c'est le principe du cours après tout – et expliqueront pourquoi et comment ce dumping de produits toxiques dans les pays pauvres profitera à tout le monde ». En effet, du point de vue de Summers, une telle délocalisation est une solution gagnant-gagnant permettant une croissance économique dans les deux pays et régions.

Dans son point de vue, Summers tient toutefois pour acquis que (1) toute forme de croissance économique est bénéfique aux pauvres ; (2) que les pays en développement devront suivre le même chemin de développement que les pays riches, à savoir en suivant une période d'industrialisation capitaliste polluante ; (3) que les prix reflètent fidèlement les coûts environnementaux et sociaux dans chaque pays/région et pour chaque groupe social ; (4) que chaque pays/région est libre de décider d'entrer dans un tel échange (et, dans le même point, que les gouvernements représentent leur population !) et (5) que les [incertitudes](#) sont négligeables, par exemple concernant la santé à long terme ou les coûts environnementaux.

Le Principe en action

La Philippine Associated Smelting and Refining Corporation (PASAR) procure un exemple d'un tel principe en action (Korten, 1992). PASAR est une fonderie financée et construite par un groupe japonais située près de la ville de Isabel (province de Leyte). Elle produit des cathodes de cuivre et les envoie au Japon pour transformation. On a promis aux 15,000 résidents de Isabel, une communauté

pauvre de pêcheurs et de fermiers, un développement économique incluant des offres d'emploi dans la fonderie et de l'électricité bon marché issue d'un projet géothermique. Toutefois, les offres d'emploi se sont révélées être principalement des emplois à temps partiel ou de nature dangereuse et ingrate. La centrale géothermique procura de l'électricité bon marché pour la fonderie, mais le prix local de l'électricité augmenta. Les émissions de gaz et de polluants aquatiques issues des nouvelles installations et contenant de fortes concentrations de bore, d'arsenic, de métaux lourds et de composés soufrés contaminèrent les rivières et la baie locale, réduisant les récoltes de riz, endommageant les forêts, menaçant les nappes phréatiques locales, affectant la pêche et augmentant l'occurrence des maladies respiratoires. Bien que l'économie locale ait prospéré, les pauvres de la localité d'Isabel – les bénéficiaires initiaux du projet – furent fragilisés et commencèrent à protester contre la compagnie.

Beaucoup de populations marginalisées font des cibles attirantes pour les partisans de la relocalisation des industries produisant des déchets toxiques ou les industries polluantes, sous prétexte d'opportunités d'emploi et de croissance économique. Un exemple visible est l'exportation de l'industrie de démantèlement de bateaux à Alang, sur la côte du Gujarat en Inde. Les risques sanitaires liés à l'amiante et aux métaux lourds sont supportés par des travailleurs sous-payés, travaillant sur les plages. Dans ces cas là, il n'y a pas de véritable défense contre les dangers de la pollution via des mécanismes de marché qui pourraient permettre d'entamer une forme de négociation quant aux dommages potentiels aux [droits de propriété](#). L'évaluation au prix du marché - ou du pseudo-marché - des dommages indique qu'il est moins cher de localiser de telles industries dans ces régions plutôt que là où les riches vivent. Le Mouvement pour la [Justice Environnementale](#) aux USA qui se bat contre ce qu'il appelle le « racisme environnemental », aime également rappeler les propos tenus dans le mémo de Lawrence Summers en 1991.

Références:

Korten, D.C. 1992. To improve human welfare, poison the poor: The logic of a free market economist. *People-Centered Development Forum*, Column No. 29.

Martinez-Alier, J. 1994. Distributional conflicts and international environmental policy on carbon dioxide emissions and agricultural biodiversity. In: J.C. van den Bergh and J. van der Straaten (eds.), *Toward sustainable development: concepts, methods, and policy*. Covelo, CA: Island Press.

Martinez-Alier, J. 2007. Marxism, social metabolism, and ecologically unequal exchange. In: A. Hornborg, J.R. McNeill and J. Martínez-Alier (eds.), *Rethinking environmental history: world-system history and global environmental change*. Lanham: AltaMira Press.

Marglin, S.A. 2008. *The dismal science: how thinking like an economist undermines community*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

55 Principe du pollueur-payeur

Définition et origines

Le principe du pollueur-payeur est un principe de politique environnementale selon lequel le coût de la pollution est assumé par ceux l'ayant causée. Il est généralement mis en œuvre selon deux approches différentes : celle que l'on nomme « command-and-control » (régulatrice) ainsi que celle basée sur les mécanismes du marché. L'approche régulatrice est principalement constituée de standards de performance et de régulations environnementales dans la production d'une technologie polluante donnée. Les instruments basés sur les mécanismes du marché, eux, consistent par exemple en éco-taxes, en labels ou en marchés de permis échangeables.

L'idée d'utiliser la taxation pour corriger ou internaliser les [externalités](#) fut initialement exprimée par A.C. Pigou en 1920 et a rapidement été considérée par les économistes comme un moyen efficace pour corriger certaines défaillances dans la distribution des ressources. Mais bien souvent d'autres considérations sociales telles que l'équité, les droits humains, les stratégies politiques, etc. peuvent faire pencher la balance en faveur d'autres instruments bien que ceux-ci soient plus coûteux. Pigou suggère que la diminution soit effectuée jusqu'à ce que le coût marginal de toute diminution de plus (se reflétant dans les droits de pollution) soit égale au bénéfice marginal de réduire la pollution. Cette « taxe de la pollution optimale » est généralement appelée « pigouvienne ».

Application

La plupart du temps, le principe du pollueur-payeur prend la forme d'une taxe collectée par un gouvernement et levée en fonction des unités de pollution émises dans l'air ou dans l'eau. Utilisée en tant qu'instrument politique de contrôle de la pollution, la taxe sur les émissions doit en théorie réduire la pollution car les firmes et les individus auront tendance à réduire leurs émissions afin d'éviter de payer la taxe. Dans le cadre des conditions du marché, les économistes standards estiment qu'une taxe sur la pollution est plus efficace à réduire la pollution que des régulations : le coût total à payer pour atteindre un niveau spécifié de réduction de la pollution sera généralement moins élevé lorsque l'on utilise une taxe sur la pollution que lorsqu'on utilise une approche régulatrice.

Le principe du pollueur-payeur a été approuvé par la plupart des pays de l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) et de la Communauté européenne (CE). En droit international de l'environnement, il est mentionné dans le 16ème principe de la Déclaration sur l'Environnement et le Développement de Rio. Au niveau international, le Protocole de Kyoto est un autre

exemple de tentative d'application du pollueur-payeur : les participants qui se sont engagés à réduire leurs émissions de gaz à effet de serre doivent théoriquement supporter les coûts de réduction (prévention et contrôle) de ces émissions polluantes. Toutefois, nous savons qu'une quantité excessive de dioxyde de carbone a été émise suite à l'utilisation de combustibles fossiles pendant des décennies, et les pollueurs n'ont pas encore payé quoi que ce soit à ce sujet, d'où la [dette écologique](#) (ou Dette Carbone, ou Dette Climatique) due par les pays industrialisés. Le reste du monde est (comme l'a exprimé le Ministre des Affaires étrangères Equatorien, Fander Falconi) un « fumeur passif », et souffre donc des conséquences sans aucune compensation. De même, il n'existe actuellement pas la moindre intention internationale de faire payer les autres externalités que nous faisons subir à la planète, comme par exemple l'extinction de la biodiversité.

Bien que le principe du pollueur-payeur ait été médiatisé par les conservateurs de la première heure comme un moyen de réduire la pollution écologique ou les dommages écologiques en général, beaucoup d'observateurs le considèrent comme « vague ». Le cas de l'Exxon Valdez est un bon exemple de son application. En 1989, le pétrolier s'échoua et plus de 300,000 barils de pétrole brut se déversèrent dans les eaux de l'Alaska. Exxon fut sommé de payer 125 millions de dollars d'amendes au gouvernement fédéral et à l'Etat d'Alaska ainsi que 900 millions de dollars pour un fond devant être distribué par des agents gouvernementaux à différents projets environnementaux, entre autres. De plus, Exxon fut sujet à une pression politique intense afin qu'il restaure la côte. Il dut donc entamer des opérations de nettoyage longues et coûteuses, avec des résultats controversés.

Inquiétudes

La plupart des théories traitant du principe du pollueur-payeur qui ont été développées dans la littérature économique néoclassique démarrent d'une série d'hypothèses indiscutables sur l'économie comme les marchés compétitifs, les firmes visant la maximisation du profit, la rationalité du consommateur et, en termes mathématiques, les préférences « bien établies ». Il ne faut donc pas oublier qu'interpréter plus librement l'une de ces hypothèses peut altérer la conclusion atteinte, les résultats obtenus doivent donc être évalués et interprétés avec beaucoup de précaution. De plus, un « niveau optimal » de pollution n'a souvent aucun sens d'un point de vue écologique. Il est évidemment difficile pour les écologistes d'établir un seuil de pollution clair à ne pas dépasser. La plupart du temps, de tels objectifs finissent par devenir le royaume de l'incertitude, où un autre principe politique pourrait entrer en jeu : le [principe de précaution](#) !

Par ailleurs, beaucoup de petites et moyennes entreprises n'ont pas les moyens d'internaliser les coûts environnementaux de leurs produits ou de financer des technologies plus propres et les gouvernements manquent souvent de pouvoir pour forcer (ex : les industries extractives) les industries à internaliser les coûts environnementaux. En résumé, les écotaxes se fondent généralement bien dans le

cadre général de [l'économie écologique](#). Elles sont des outils pour atteindre deux buts gouvernementaux différents : l'apport en biens et services publics et la protection de la qualité de l'environnement. La poursuite conjointe de ces deux objectifs en utilisant la taxation pourrait donc permettre aux gouvernements d'améliorer les résultats obtenus dans ces deux domaines.

Références:

Jaeger, W.K., 2003. Environmental taxation and the double dividend. International Society for Ecological Economics Internet Encyclopaedia of Ecological Economics.

Pigou, A.C., 1920. The Economics of Welfare. London. (4th edition 1932).

56 Principe de précaution

Concept

La vie humaine est jalonnée de risques avec lesquels nous devons vivre. La science et la technologie peuvent contribuer à réduire une partie des risques naturels, comme on le voit par exemple très bien dans le cas de l'augmentation de l'espérance de vie. D'autre part, la science et la technologie ont également contribué à faire planer de nouveaux risques sur l'existence humaine et sa qualité de vie. L'émergence de risques difficiles à prédire, incertains et incommensurables mais potentiellement catastrophiques, a confronté la société avec la nécessité de développer un modèle d'anticipation afin de protéger les êtres humains et l'environnement : le principe de précaution.

Origines

Le principe de précaution est apparu au début des années 1970, issu du mot allemand *Vorsorge*, soit prédire, et basé sur la croyance que la société doit essayer d'éviter les dommages environnementaux en planifiant précautionneusement ses actions. Le *Vorsorgeprinzip* est rapidement devenu un principe fondamental de la loi environnementale allemande et fut utilisé pour justifier la mise en œuvre de politiques robustes de lutte contre les pluies acides, le réchauffement climatique et la pollution en Mer du Nord. Le principe de précaution fut ensuite largement utilisé dans les déclarations de politique internationale. Il fut par exemple introduit en 1984 à la Première Conférence Internationale sur la Protection de la Mer du Nord. A la suite de cette conférence, il fut intégré à de nombreux accords et conventions internationales (la déclaration de Bergen sur le développement durable, le Traité de Maastricht, etc.). Au niveau national, plusieurs pays ont fait du principe de précaution un des moteurs de leur politique environnementale et sanitaire. Aux Etats Unis, le principe de précaution n'est pas expressément mentionné dans les lois ou les politiques. Toutefois, il sous-tend à certaines d'entre elles, principalement à la plupart des législations environnementales de ce pays (le National Environmental Policy Act, le Clean Water Act, l'Endangered Species Act, etc.).

Définitions

Le principe de précaution est basé sur l'adage « il est préférable d'être protégé que désolé ». Toutefois, il n'existe pas de définition universelle de ce principe. Bien que le principe de précaution ait été formulé de différentes façons, la définition que l'on retrouve dans la Déclaration de Rio est celle à laquelle on fait le plus souvent référence :

Afin de protéger l'environnement, l'approche de précaution devrait être largement utilisée par les Etats dans la mesure de leurs capacités. Lorsqu'il existe des menaces de dommages sérieux ou irréversibles, un manque de certitude scientifique absolue ne doit pas être utilisée comme une raison pour postposer des mesures coûteuses empêchant la dégradation environnementale (Déclaration de Rio, 1992, Principe 15).

Cette définition est assez laxiste, elle demande de considérer l'intervention de précaution plutôt que de l'imposer. Une définition plus forte peut être retrouvée dans une communication de l'Union européenne qui préconise l'intervention pour maintenir le haut niveau de protection requis. Elle explique que :

Le principe de précaution s'applique partout où les preuves scientifiques sont insuffisantes, qu'il existe une incertitude, ou qu'une étude scientifique préliminaire indique qu'il existe des raisons de penser que les effets potentiellement dangereux sur la santé humaine, environnementale, animale ou végétale pourraient être en porte-à-faux avec le haut niveau de protection adopté par l'UE (EU, 2000).

Malgré l'absence de consensus sur une définition claire, toutes les formulations du principe de précaution partagent la prescription commune selon laquelle la certitude scientifique n'est pas requise pour prendre des actions préventives. De plus, la plupart des versions incluent un certain degré de transfert du poids de la preuve sur le promoteur de l'activité concernée. Enfin, aucune des définitions ne répond à la question du degré de précaution à appliquer dans une circonstance donnée.

Pertinence

Le principe de précaution est utile en de nombreuses circonstances, particulièrement en ce qui concerne les matières environnementales et de santé publique ; de réchauffement climatique, d'altération rapide de l'environnement, de disparition d'espèces, d'introduction de nouveaux produits potentiellement nuisibles à la biodiversité (ex : les OGM), de menace à la santé publique due à des nouvelles maladies ou techniques (ex : la transmission du SIDA via les transfusions sanguines), de pollution persistante ou aiguë (ex : asbeste, perturbateurs endocriniens, etc.), de sécurité alimentaire (ex : maladie de Creutzfeldt-Jakob) et d'autres problèmes de bio-sécurité (ex : vie artificielle, nouvelles molécules).

Controverse et critiques

En plus de son apparente simplicité, ce principe a été sujet à de nombreuses

critiques et à une controverse intense. Le principe de précaution ne serait pas basé sur de la science pure, ses opposants clament que les responsables politiques sont parfois sélectifs dans leur utilisation du principe, l'utilisant pour des raisons politiques plutôt que scientifiques.

Lors de l'application du principe, la société devrait établir un seuil de plausibilité ou de certitude scientifique avant d'entreprendre ces précautions. En effet, on ne retrouve un seuil minimal dans aucune des définitions, de sorte que n'importe quel effet potentiellement dangereux peut être suffisant pour invoquer ce principe. La plupart du temps, une interdiction du produit ou de l'activité est la seule précaution prise. Une autre critique souvent émise pointe les conséquences potentiellement négatives de son application ; par exemple, une technologie qui amènerait certains avantages pourrait être interdite, laissant les bénéfices positifs non réalisés. Enfin, certains disent que le principe de précaution est irréalisable étant donné que toutes les nouvelles technologies comprennent des risques de conséquences négatives. Le débat sur le principe de précaution est un bon indicateur de l'importance croissante qu'il occupe dans les politiques de protection de la santé humaine et de l'environnement.

Références:

EU (2000), *Communication from the commission on the precautionary principle* COM1, Brussels: Commission of the European Communities.

M. Hanson, The precautionary principle, in E.A. Page & J. Proops, *Environmental Thought*, Cheltenham (UK), Edward Elgar, 2003, pp. 125-143.

J. Paterson (2007), Sustainable development, sustainable decision and the precautionary principle, *Nat Hazards*, 42:515-528.

Rio Declaration (1992), Report of the United Nations Conferences on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3-14 June 1992, Annex I, Rio Declaration on Environment and Development. (<http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>).

57 Résilience

Définition

La résilience peut être définie comme la capacité d'un système à absorber les troubles et à se réorganiser tout en étant sujet au changement, afin de conserver en grande partie sa fonction, sa structure, son identité et ses réactions propres. Dans les systèmes écologiques, la résilience est une mesure permettant de calculer la quantité de perturbations supportable par un écosystème sans qu'il ne change de nature. C'est sa capacité à résister à la fois aux chocs et aux surprises, mais aussi à

se reconstruire lorsqu'il est endommagé. Certains systèmes écologiques ont subi des changements importants dans leur structure et leurs fonctions pour s'adapter aux stress extérieurs. C'est le cas de la variation d'état d'un système d'eau douce (caractérisé par son eau claire, sa végétation benthique, ses macrophytes oligotrophes et par la présence abondante de poissons) à un état eutrophique (caractérisé par une eau turbide et peu poissonneuse ainsi que par la présence d'algues bleu-vert). Un autre exemple fort étudié est le cas des écosystèmes marins changeant d'un état dominé par les récifs coralliens, les forêts d'algues géantes et une biodiversité riche à un état dominé par les algues et les oursins dans lequel les bancs de poissons sont rares. Aujourd'hui, peu d'écologistes se préoccupent encore de la « [capacité de charge](#) » d'un territoire (calculée à l'aide de courbes de Verhulst indiquant la population maximale qu'il peut accueillir). Ils préfèrent en étudier la résilience de ses écosystèmes.

La résilience sociale, elle, est la capacité qu'ont les communautés humaines à résister et à récupérer des différents stress auxquels elles sont soumises, comme par exemple les changements environnementaux et sociaux ou les bouleversements économiques et politiques. La résilience des sociétés et le maintien des écosystèmes nécessaires à leur survie sont d'une importance capitale au maintien des options de développement humain. La résilience, pour les systèmes socio-écologiques, est caractérisée par trois éléments : (1) l'ampleur du choc que le système peut absorber tout en restant dans un état donné ; (2) sa capacité d'auto-organisation et (3) sa capacité d'apprentissage et d'adaptation. Des systèmes socio-écologiques plus résilients sont capables d'absorber des chocs plus forts sans changer de manière fondamentale et possèdent les composants nécessaires au renouvellement et à la réorganisation lorsqu'une transformation massive est inévitable. (Folke *et al.*, 2002). En résumé, la résilience est le potentiel d'un système à rester dans une certaine configuration et à maintenir ses relations et ses fonctions. Elle consiste également en sa capacité à se réorganiser après des changements.

Evaluation et gestion de la résilience

La gestion rend possible la construction et la destruction de la résilience. La gestion de la résilience augmente la probabilité de développement continu dans un monde changeant où les surprises sont probables. L'attention est actuellement portée sur le maintien de la capacité des systèmes à endurer ce que le futur leur apporte sans changer dans une direction indésirable. Les deux objectifs de la gestion de la résilience sont : (1) d'empêcher le système de prendre une configuration non désirée face aux stress extérieurs et aux perturbations (cet objectif peut être atteint soit en augmentant la résistance soit en permettant une plus grande diversité d'options d'utilisation « non problématique » des ressources) et (2) de permettre au système de se renouveler et de se réorganiser après un changement massif. Cette capacité d'adaptation réside dans des aspects de mémoire, de créativité, d'innovation, de flexibilité et de diversité des composants écologiques et des capacités humaines.

La diversité est l'élément-clé de la résilience dans les systèmes socio-écologiques. Lorsque la gestion d'une ressource est partagée par différents acteurs (ex : utilisateurs locaux, scientifiques, membres de la communauté possédant un savoir traditionnel, représentants du gouvernement) le processus de prise de décision est mieux informé et un plus grand nombre d'options existent pour les décisions difficiles. La gestion adaptative active consiste à faire en sorte que les actions de gestion soient conçues comme des expériences encourageant l'apprentissage et la nouveauté, améliorant ainsi la résilience dans les systèmes socio-écologiques.

La gestion et l'évaluation de la résilience impliquent les étapes principales suivantes :

Résilience de quoi ? La première étape d'une évaluation de la résilience consiste à définir le système d'intérêt et d'en spécifier les points d'intérêts. On y parvient en décrivant les attributs-clés du système et en se basant fortement sur les apports des différents acteurs impliqués ;

Résilience à quoi ? Le principe est d'identifier la perturbation principale et les processus qui peuvent influencer le système, c'est-à-dire d'étudier les perturbations externes et les processus de développement (les actions des acteurs et les origines d'une politique) auxquels la configuration désirable doit être résiliente. [Les prédictions et les scénarios](#) peuvent être des outils pratiques au cours de cette étape ;

Analyse de la résilience. Cette étape consiste à explorer les interactions entre les deux premiers composants afin d'identifier les variables et les processus qui régulent la dynamique du système, en cherchant principalement les effets seuils et les autres processus non linéaires. Au cours de cette étape, il est fréquent d'utiliser des modèles pour développer une compréhension plus profonde de la dynamique du système.

Gestion de la résilience. L'objectif de cette étape finale est d'évaluer les acteurs de l'entière du processus et d'utiliser les connaissances acquises pour élaborer de nouvelles politiques. Cela ne veut pas dire que l'objectif est de trouver la politique « correcte » qui conserve le système dans une voie optimale prédéfinie, mais plutôt de définir un ensemble de règles qui améliorent la capacité du système à se réorganiser et à prendre un certain nombre d'états acceptables, sans savoir ou se préoccuper de quelle voie en particulier pourrait prendre le système.

L'Alliance pour la Résilience a élaboré quelques livres d'exercice visant à aider l'évaluation de la résilience, ceux-ci sont dédiés aux scientifiques et aux praticiens et peuvent être téléchargés sur www.resalliance.org/.

Références:

Folke, C., S. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, CS Holling and B. Walker, 2002. Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations, *Ambio*, Vol. 31 No. 5, August 2002, 437-440.

Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Rev Ecol Systems* 4:1-23.

Resilience Alliance, 2007. Assessing and managing resilience in social-ecological systems: A practitioners workbook. Version 1.0, June 2007.

Resilience Alliance, 2007. Assessing and managing resilience in social-ecological systems: A workbook for scientists. Version 1.0, June 2007.

Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter, and A. Kinzig. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society* 9(2): 5. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5> .

Websites:

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

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

58 Responsabilité sociale d'entreprise

Contexte

L'idée selon laquelle les entreprises ont une responsabilité sociale n'est pas nouvelle. Dans les premières décennies du 20^{ème} siècle, quelques grands industriels, parmi lesquels Ford et Carnegie, se sont engagés dans des œuvres de bienfaisance et ont pris des mesures (dans les domaines de l'éducation, des soins de santé et des logements) dans le but d'améliorer les conditions de vie des travailleurs et des communautés dans lesquelles leurs usines étaient installées (Utting, 2000). La réponse sociale des entreprises s'élargit légèrement dans les années 1950 lors du développement de l'état providence. Dans les années 1960 et 1970, la responsabilité sociale d'entreprise apparut brièvement comme une question managériale cruciale aux Etats-Unis et en Europe, en réponse à de grands boycotts internationaux, comme celui contre Nestlé et son marketing agressif visant à promouvoir son lait maternel dans le Sud comme étant une alternative moins risquée à l'allaitement maternel (Klein, 2000).

Depuis lors, la responsabilité sociale d'entreprise (RSE) a émergé comme une forme d'autorégulation volontaire pour les firmes dans le but de gérer leur engagement

avec la société dans le contexte d'une pression accrue de la société civile et du public visant à faire face aux impacts environnementaux et sociaux négatifs des entreprises, en particulier transnationales. Dans une perspective d'économie politique, la montée en puissance de la RSE est à rapprocher à l'intensification de la mondialisation économique sous le néolibéralisme et à l'émergence de son équivalent politique, "l'agenda de la bonne [gouvernance](#)" (Hoogvelt, 2001).

Mise en œuvre

La RSE reconnaît que les entreprises sont plus que de simples producteurs et vendeurs, avec des obligations morales et légales envers les personnes qu'elles emploient, leurs clients, leurs voisins, les générations futures et la société dans son entièreté. Les initiatives de RSE se concentrent principalement sur la conception, la mise en œuvre et le suivi de chartes internes guidant les décisions de l'entreprise. Opérationnellement, la RSE s'intéresse à des problèmes allant de la réduction des impacts environnementaux des différents sites de production et des différents produits, au respect des droits des travailleurs, en passant par la mise en œuvre de politiques antidiscriminatoires, et la transparence financière et managériale. Les processus de suivi sont la pierre angulaire du mécanisme de la RSE.

L'énorme succès des initiatives de RSE aujourd'hui tient beaucoup à leur internationalisation et leur standardisation grâce à des institutions et des réseaux internationaux, comme le [Global Compact](#) des Nations Unies. Le *Global Compact* requiert des signataires qu'ils se conforment aux principes de transparence, de mise en œuvre d'un suivi externe et qu'ils mettent en place des partenariats – ou au moins une forme d'engagement – avec la société civile.

La [Global Reporting Initiative](#) (GRI) est une série de processus et d'indicateurs de contrôle et de transparence. Les initiatives de RSE sont cependant principalement motivées par le besoin de gestion du risque d'entreprise, et souvent orientées vers l'achat d'une "licence sociale pour mener ses opérations".

Ainsi, la plus grosse partie de la RSE est toujours orientée vers les départements de corporate governance et de risk-management. Cela est reflété par le rôle grandissant de la RSE dans les mécanismes internes d'entreprise ; c'est, par exemple, le cas avec les entreprises transnationales exigeant que leurs fabricants adoptent des politiques de RSE de façon à se protéger des responsabilités auxquelles elles pourraient s'exposer dans leurs lignes de production et/ou leurs chaînes d'approvisionnement. L'adoption d'une politique de RSE est aussi devenue un pré-requis dans certains pays ou secteurs pour pouvoir participer à des soumissions publiques.

Problèmes et inquiétudes

Une industrie particulièrement développée et lucrative de consultance privée a évolué autour des processus de RSE. Structurellement, l'existence même de

l'industrie de la RSE encourage *de facto* l'externalisation de la plus grosse partie des activités de RSE, ce qui paradoxalement menace l'internalisation de l'éthos de la TSE à tous les niveaux et départements des entreprises, y compris la comptabilité. Les responsabilités environnementales des firmes ne sont pas incluses dans leurs bilans, sauf si elles y sont soumises par des décisions de justice ou l'agitation sociale (voir le cas d'UMICORE à Hoboken, Flandre).

Une inquiétude majeure avec la RSE est que les entreprises peuvent assez facilement mettre en place des politiques robustes en apparence sans avoir à modifier les comportements réels ou à réduire les impacts sur l'environnement et les personnes (Clapp, 2008). La RSE est mise en place comme un dispositif supplémentaire au "business as usual" et les initiatives se résument souvent à une série de communiqués, de politiques englobantes, de chartes, et de programmes de contrôle conclus *via* une série de partenariats sociaux et de programmes de sponsoring, avec peu d'effet. Si certains partisans de la RSE croient sincèrement que cette approche implique de changer fondamentalement les pratiques des entreprises, d'autres pensent que la RSE mène, dans le meilleur des cas, à [l'éco-blanchiment \(greenwashing\)](#).

Par conséquent, les politiques de RSE ont attiré l'attention d'ONG apparues pour examiner attentivement les rapports de RSE et les comparer avec le comportement réel des entreprises. Les ONG utilisent les politiques et les rapports de RSE comme leviers pour exposer au public les agissements des entreprises et les influencer lorsqu'elles violent leurs propres codes de conduite. Ce travail peut cependant être difficile parce qu'il n'est pas dans l'intérêt des entreprises de rendre leurs fonctionnements entièrement transparents, et parce que le suivi et le contrôle des prétentions des entreprises demandent beaucoup de temps et de ressources. Pour ces raisons, quelques ONG acceptent d'être indirectement financées, par exemple par des regroupements d'entreprises, perdant alors leur indépendance et devenant, en fin de compte, 'cooptées'.

Il y a aussi le défi scientifique que constitue l'évaluation des interactions et des causalités entre la performance de RSE d'une entreprise et ses performances financières. Il n'est pas prouvé qu'une politique de RSE robuste améliore les performances d'une entreprise. S'il existe quelques preuves préliminaires de l'existence de relations entre les deux types de performance, leur sens est loin d'avoir été établi (Scholtens 2008). Le manque de preuves de cet effet implique que lorsque les temps sont financièrement difficiles, les programmes de RSE sont les premiers à être sacrifiés lorsque l'entreprise doit se serrer la ceinture.

Références:

Bazin D. (2009). What exactly is corporate responsibility towards nature? Ecological responsibility or management of nature? A pluri-disciplinary standpoint. *Ecological*

Economics, Volume 68, Issue 3, 15 January 2009, Pages 634-642.

Clapp J. (2008). Illegal GMO releases and corporate responsibility: Questioning the effectiveness of voluntary measures. *Ecological Economics*, Volume 66, Issues 2-3, 15 June 2008, Pages 348-358.

Scholtens B. (2008). A note on the interaction between corporate social responsibility and financial performance. *Ecological Economics*, Volume 68, Issues 1-2, 1 December 2008, Pages 46-55.

Utting, Peter, (2000) Business Responsibility for Sustainable Development, Occasional Paper No.2. Geneva: UNRISD.

59 Ressources communes ('Common Pool Resources')

Définitions

Selon Ostrom (2008), la communauté académique est toujours dans le processus de développement d'un langage commun pour désigner les nombreuses choses désignées par le terme "les communs". Il y a souvent une confusion au sujet des similarités et des différences autour de concepts tels que les "ressources communes", les "ressources en accès libre" et les "communs" en général.

Ostrom (2008) considère que les "communs" renvoient à des systèmes, tels que la connaissance et le monde digital, pour lesquels il est difficile de limiter l'accès, mais où l'utilisation d'une certaine quantité par une personne ne prive pas une autre personne de cette quantité. Cette définition est proche de la définition du "bien public" en économie. Les biens publics sont caractérisés par la non-exclusivité (les ressources peuvent être exploitées par n'importe qui puisque personne n'a de droit exclusif sur celles-ci) et la non-rivalité (l'utilisation d'une partie d'une ressource par un individu ou un groupe ne soustrait pas cette partie du total disponible pour les autres individus ou groupes).

Les ressources communes sont caractérisées par la rivalité, ce qui les différencie des biens publics, et incluent les ressources en accès libre. Elles s'opposent aux ressources privées qui sont détenues par des individus ou des firmes, créant ainsi la base du fonctionnement des marchés. Ostrom (2008) voit les ressources communes comme "(...) suffisamment larges pour qu'il soit difficile mais pas impossible de définir les utilisateurs reconnus et exclure complètement les autres utilisateurs. De plus, l'utilisation par chaque personne de ces ressources prive d'autres personnes des bénéfices qu'elles pourraient en tirer". Par exemple, quelqu'un qui respire ne prive personne d'autre d'utiliser l'air, alors qu'utiliser l'atmosphère pour y émettre de grandes quantités de dioxyde de soufre empêche d'autres personnes de l'utiliser (sans dommage).

Common et Stagl (2005) considèrent que les ressources communes incluent des cas où les droits sont détenus par des communautés d'individus, incluant le gouvernement et des organisations non gouvernementales, et leur usage peut être régulé de différentes façons par diverses institutions. Parfois, des [droits de propriété](#) existent pour les ressources communes, mais il est tellement coûteux de les faire respecter qu'ils ne sont pas exercés. Dans ce cas, la ressource commune a une taille ou des caractéristiques qui rendent coûteux, voire même impossible, d'empêcher les bénéficiaires potentiels d'obtenir des bénéfices de l'utilisation qu'ils en font.

En plus des contraintes d'application des droits de propriété, il faut reconnaître que tout n'est pas sujet à des droits de propriété. Pour cette raison, nous devons aussi examiner les régimes en accès libre dans lesquels personne ne détient ou n'exerce le contrôle sur les ressources. Les ressources en accès libre peuvent être considérées comme un type de ressources communes que tout le monde peut exploiter.

Conséquences

Les ressources en accès libre peuvent être exploitées sur base du 'premier arrivé, premier servi' parce qu'aucun individu ou groupe n'a la capacité ou le pouvoir légal d'en restreindre l'accès, ce qui encourage une situation de "use it or lose it" (ce qui n'est pas utilisé est perdu) (Tietenberg and Lewis, 2009). Les individus prenant des décisions sur base des coûts et bénéfices pour eux-mêmes vont ignorer les [externalités](#) qu'ils vont infliger aux autres individus. Chaque individu n'est pas incité à réduire son taux d'utilisation et à économiser la ressource. La théorie économique considère cette situation comme une "défaillance de marché" et évoquent plusieurs conséquences directes, concluant que ces ressources sont souvent surexploitées.

Le problème de l'accès libre est populairement mais incorrectement connu sous le nom de la "[tragédie des communaux](#)", le titre d'un article célèbre de Garrett Hardin, publié dans *Science* en 1968. Hardin a confondu les ressources en accès libre avec les ressources qui sont possédées en commun, comme l'a indiqué Ostrom (2008) : "Si Hardin a correctement fait remarquer que les ressources communes en accès libres seraient surexploitées, sa conclusion d'une tragédie inévitable était trop rapide".

Les ressources en accès libre sont surexploitées et violent généralement à la fois le critère d'efficacité et de soutenabilité, même si en l'absence de rareté, les deux critères ne sont pas menacés. Les ressources communes ne sont pas forcément surexploitées et leur allocation peut être régulée d'une manière qui permet d'éviter la 'tragédie'.

En résumé, les éléments partagés dans la définition d'une ressource commune

incluent la non-exclusivité partielle ou totale – ce qui implique que la ressource peut être exploitée par une communauté puisque personne n’a individuellement de droit exclusif, et la divisibilité – ce qui implique que l’utilisation d’une partie de la ressource par un individu ou un groupe la soustrait du total disponible pour les autres.

Gestion des Communs

Les pêcheries et les forêts sont deux exemples de ressources communes pour lesquelles on se préoccupe actuellement beaucoup. Certains auteurs font aussi très justement référence aux pâturages, aux lacs, aux océans et à l’atmosphère de la Terre. Selon Ostrom (2008), dans les décennies qui ont suivi le rapport de la Commission mondiale de l’environnement et du développement (WCED, en anglais) – *Notre avenir à tous (Rapport Brundtland)* (1987), “...les humains ont échoué à stopper la tragédie de la surpêche des océans, la déforestation, et l’émission démesurée de dioxyde de carbone dans l’atmosphère. Cependant, dans quelques endroits spécifiques, tels que la pêcherie de homard du Maine, les communs sont en meilleure condition aujourd’hui qu’il y a une ou deux dizaines d’années”. Pour cet auteur, une partie de la raison pouvant expliquer ces résultats mitigés est que les ressources communes diffèrent fortement les unes des autres. Des différences peuvent être trouvées, par exemple, dans les caractéristiques de la ressource, les contextes socio-économiques et culturels, et les échelles. Cependant, il est important d’ajouter que les forces principales causant l’épuisement des ressources sont la population et la croissance économique.

La gestion adéquate d’une ressource commune requiert une compréhension profonde des causes du conflit (existant/potentiel) dans l’utilisation de la ressource. Adams et al. (2003) ont insisté sur le fait que les conflits au sujet de la gestion de ressources communes ne sont pas seulement matériels puisqu’ils dépendent aussi des perceptions des protagonistes. Puisque la définition du problème est une phase critique dans le processus d’élaboration des politiques, il est essentiel de promouvoir une compréhension transparente et prudente des différentes parties prenantes, de leurs connaissances du contexte, de leur connaissance des lois et coutumes, des mythes et des perceptions.

Selon Ostrom (2008), le soutien apporté à une seule solution idéalisée pour toutes les ressources communes a été une partie clé du problème plutôt que de la solution. Elle considère également que de nombreux problèmes parmi les problèmes les plus urgents auxquels les générations futures vont être confrontées s’établiront à une échelle globale et qu’établir une [gouvernance](#) efficace à cette échelle est plus difficile qu’à l’échelle locale. Ostrom soutient également que les ressources communes peuvent être gouvernées et gérées par une grande variété de configurations institutionnelles qui peuvent être grossièrement regroupées en propriété gouvernementale, privée ou commune, ou des approches mixtes telles que la [cogestion](#) entre les communautés et les gouvernements. Le succès ou l’échec de chaque alternative pour assurer la soutenabilité des ressources et fournir de bons

rendements économiques dépend de la configuration spécifique. Le recours à des approches monétarisées pour réguler l'utilisation des ressources communes, c'est-à-dire celles détenues par le gouvernement, se répand également.

Références:

Adams, W., Brockington, D., Dyson, J., Vira, B., 2003. Managing Tragedies: Understanding Conflict over Common Pool Resources. *Science*, vol. 302, n° 5652, pp. 1915-1916.

Common, M., Stagl, S., 2005. *Ecological Economics – an introduction*. Cambridge University Press, Cambridge.

Ostrom, E., 2008. The Challenge of Common-Pool Resources. *Environment*, July/august 2008 (available at <http://www.environmentmagazine.org/Archives/Back%20Issues/July-August%202008/ostrom-full.html>).

Tietenberg, T., Lewis, L., 2009. *Environmental and Natural Resource Economics*. 8th edition, Pearson International Edition, Addison Wesley, Boston

60 Sacs à dos écologiques et flux cachés

Définition

Le sac à dos écologique est défini comme la quantité totale (en kg) de matières naturelles (M) extraites de l'environnement naturel, et considère donc l'input total nécessaire à la fabrication d'un produit – du berceau jusqu'au point où le produit est prêt à être utilisé – duquel on soustrait le poids (en kg) du produit lui-même (Schmidt-Bleek, 1993). Le *rucksack factor* (MI) est la somme des matières naturelles utilisées (en kg) pour produire un kg de matières premières utilisables (e.g., bois, fer, etc.) (Schmidt-Bleek, 1998).

Cinq sacs à dos différents ont été décrits par l'Institut Wuppertal (voir <http://www.wupperinst.org/en/home/index.html>) pour décrire l'intensité en ressources naturelles totale des produits. Ils correspondent aux cinq sphères environnementales : l'eau, l'air, le sol, la biomasse renouvelable, et les matériaux non-renouvelables (abiotiques) (Schmidt – Bleek 1999).

En moyenne, les produits industriels 'portent' des sacs écologiques d'environ 30 fois leur propre poids. Seuls 5% des matériaux naturels non-renouvelables extraits de l'écosphère finissent sous une forme techniquement utilisable. Dans le cas d'un ordinateur, le sac à dos écologique (abiotique) pèse au minimum 200 kg par kg de produit. Les valeurs du *rucksack factor* (MI) permettent de comparer différents

matériaux de base (tels que le fer, le plastique ou le cuivre) en fonction de leur intensité en ressources et permettent donc de calculer les sacs à dos écologiques des produits finis, pour autant que leur composition matérielle soit connue (Schmidt-Bleek, 1998). Ces valeurs du *rucksack factor* (MI) pour les ressources non-renouvelables des matériaux de base sont par exemple : bois = 1.2, verre = 2, plastique = 2 – 7, acier = 7, papier = 15, aluminium = 85 , cuivre = 500, platine = 500 000 (Schmidt – Bleek, 1999).

Au-delà du sac à dos écologique

Dans son guide méthodologique, Eurostat (2001) introduit une terminologie nouvelle et détaillée pour distinguer différents types de flux de matières, auparavant désignés comme des ‘flux cachés’ ou des ‘sacs à dos écologiques’. Eurostat suggère d’établir une distinction entre l’extraction ‘utilisée’ et ‘inutilisée’, d’une part, et entre les [flux](#) ‘directs’ et ‘indirects’, d’autre part. La distinction entre l’extraction ‘utilisée’ et ‘inutilisée’ se rapporte à la frontière entre un système économique et son environnement naturel, et spécifie ce qui doit être considéré comme un ‘input’ de l’environnement au système économique, c’est-à-dire ce qui doit être considéré comme une matière première. Les boues de dragage, les terres de découverte des mines ou des carrières, qui sont retirées lors de l’extraction des matières premières exploitées, et les sous-produits inutilisés des récoltes agricoles sont les composants principaux de l’extraction ‘inutilisée’.

La distinction entre les flux ‘directs’ et ‘indirects’ renvoie à la frontière entre l’économie nationale et les autres économies, c’est-à-dire aux biens échangés. Toutes les matières nécessaires à la production de marchandises importées ou exportées sont désignées par le terme ‘flux indirect’. Les biens étant échangés aux différentes étapes du processus de fabrication, depuis les matières premières jusqu’aux produits finis, les flux indirects consistent en deux fractions : les ‘équivalents en matière première’ représentent l’extraction utilisée, nécessaire pour produire les biens échangés. Les matières premières inutilisées représentent la partie ‘inutilisée’ des flux indirects. Comme les équivalents en matière première représente l’extraction utilisée nécessaire pour produire les marchandises échangées, la quantification des équivalents en matière première permettra la standardisation des flux physiques venant de l’étranger dans les mêmes frontières du système économie-environnement que celles qui s’appliquent à l’extraction domestique utilisée (DE) (Weisz, 2006).

Selon Weisz, “avec de telles informations, il est possible de calculer une balance commerciale nette en termes de matières premières et les besoins en matières premières de la consommation domestique finale d’une économie nationale”. De plus, “une balance commerciale nette en termes de matières premières est nécessaire pour investiguer si, et dans quelle mesure, la consommation domestique finale d’un pays est indirectement dépendante des matières premières étrangères” (Weisz, 2006). Weisz (2006) indique que l’approche du “sac à dos écologique” ou

des “flux cachés”, développée par l’Institut Wuppertal, peut être appropriée pour comptabiliser l’extraction inutilisée d’un certain nombre de marchandises de base si les coefficients régionaux spécifiques (facteurs MI) sont disponibles, mais ne peut pas être appliquée à l’estimation beaucoup plus complexe des équivalents en matière première de tous les biens importés et exportés. Les raisons pour cela sont que (1) les coefficients nécessaires seraient, en pratique, trop nombreux pour être compilés ; (2) les approches du type ‘analyses du cycle de vie’ (**ACV**) comme celle-ci manquent de normes appropriées garantissant la cohérence et la comparabilité des chiffres obtenus, en particulier lorsqu’ils sont agrégés à grande échelle ; (3) les facteurs de l’ACV ne permettent pas de représenter les seconds et troisièmes effets de l’utilisation intermédiaire dans les systèmes de production industrielle. Ces flux intermédiaires sont devenus très importants dans les économies fortement industrialisées (voir Ayres et al. 2004).

Références:

Ayres, R. U., Ayres, L. W., and Warr, B. (2004): Is the US economy dematerializing? Main indicators and drivers. In: van den Bergh, J. C. J. M. and Janssen, M. A. (eds.): Economics of Industrial Ecology. Materials, Structural Change, and Spatial Scales. Cambridge, MA: MIT Press, pp. 57-93 63

Bringezu, S., Schutz, H., Steger, S., and Baudisch, J. (2004): International comparison of resource use and its relation to economic growth: The development of total material requirement, direct material inputs and hidden flows and the structure of TMR. In: *Ecological Economics* 51(1-2), pp. 97-124

Eurostat (2001): Economy-wide Material Flow Accounts and Derived Indicators. A methodological guide. Luxembourg: Eurostat, European Commission, Office for Official Publications of the European Communities

Schmidt-Bleek, F. (1999): The Factor 10/MIPS-Concept: Bridging Ecological, Economic, and Social Dimensions with Sustainability Indicators. ZEF Publication Series, Tokyo/Berlin.

Weisz, Helga (2006): Accounting for raw material equivalents of traded goods. A comparison of input-output approaches in physical, monetary, and mixed units. Social Ecology Working Paper 87. Vienna.

Websites:

<http://www.factor10-institute.org/index.html>

<http://www.wupperinst.org/Projekte/mipsonline>

61 Savoir activiste

Définition

Le savoir activiste renvoie à toutes les formes de connaissance basée sur l'expérience développée par les activistes au sens large, qu'il s'agisse de communautés, d'ONG, de groupes de femmes, de syndicats, d'associations populaires, etc. Il est en général opposé aux sources "officielles" du savoir provenant du milieu académique, du secteur privé ou d'organisations de recherche gouvernementales. Ce type de savoir est basée sur le fait que les activistes tendent à développer leurs connaissances propres et indépendantes au sujet de situations qui les concernent ; il peut résulter de ce processus des conclusions radicalement différentes du savoir "officiel". Comme l'explique la perspective de la science post-normale de Funtowicz et Ravetz (1994), dans de nombreux problèmes socio-environnementaux actuels à la fois importants et urgents, où les valeurs sont en conflit et les incertitudes nombreuses, les experts "certifiés" sont fréquemment contestés par des groupes de citoyens. Strand and Cañellas-Boltà (2006) ont souligné que les personnes défavorisées pouvaient percevoir plus clairement les aspects d'un phénomène socio-environnemental donné que les gens aisés puisqu'elles sont plus directement impactées par ce phénomène. Le cas du Love Canal en est un exemple.

Une illustration : le Love Canal

Le Love Canal est un quartier populaire de la banlieue de Niagara Falls (Etat de New York). Dans les années 70, le quartier a souffert de taux inhabituellement élevés de maladies (fausses couches, malformations congénitales, cancers). Lois



Figure 2 : image de <http://www.damninteresting.com/the-tragedy-of-the-love-canal>

Gibbs, l'une de ses résidentes, commença en 1978 à enquêter sur l'incidence des maladies dans sa communauté et sur le lien possible de ces maladies avec les 20.000 tonnes de déchets toxiques dont la *Hooker Chemical Company* s'était débarrassée dans le canal pendant les vingt années précédentes. Ses propres observations l'ont conduit à établir un lien causal entre les problèmes de santé et le dépôt de déchets toxiques. Les autorités publiques – ainsi qu'*Occidental Petroleum* (qui avait racheté *Hooker Chemical*) – refusèrent de reconnaître ce lien. Même les experts universitaires ne tinrent pas compte des conclusions de Gibbs.

Gibbs et son groupe (principalement composé de femmes) ont lutté pendant plus de deux ans pour obtenir leur relogement. "Ce n'est qu'après que des femmes aient vandalisé un site de construction, brûlé une effigie du maire et été arrêtées dans un blocus que les fonctionnaires gouvernementaux ont commencé à en tenir compte" (Mellor, 1997 : 21). Enfin, en 1980, le Président Carter délivra une Déclaration d'Urgence permettant le déménagement de 900 familles de la zone dangereuse. L'expérience de Gibbs à Love Canal la conduisit à mettre en place en 1981 un réseau national, le "Centre pour la Santé, l'Environnement et la Justice", une organisation qui a assisté plus de 8000 groupes de terrain dans tout le pays grâce à des informations organisationnelles, techniques et générales. Ce mouvement de justice environnementale peut être considéré comme un exemple d' « [écologisme des pauvres](#) ». Il est aussi un emblématique mouvement d'éco-féminisme puisque les femmes – étant donné la division sexuelle traditionnelle du travail les excluant encore bien souvent du 'savoir officiel' – jouent souvent un rôle clé dans le développement du savoir activiste.

Note sur le statut du savoir activiste

Même si le savoir activiste continue à être considérée avec méfiance par de nombreux scientifiques, l'utilisation d'enquêtes et de publications produites par la société civile est loin d'être nouvelle en écologie politique, [économie écologique](#) et en études genre (Rocheleau *et al.*, 1996; Paulson *et al.*, 2003). L'anthropologue Arturo Escobar (2008) est l'un des chercheurs les plus connus s'intéressant au "savoir activiste local". Certains programmes académiques invitent des activistes-experts comme orateurs ou chercheurs invités, par exemple, le programme agraire de James Scott à l'Université de Yale ou le groupe de géographes de David Harvey à la City University de New York. La promotion du savoir activiste est un des objectifs principaux de CEECEC. Le savoir activiste peut, en effet, être cruciale pour les sciences sociales. Il n'est cependant évidemment pas vrai que de la recherche émanant d'une communauté de pauvres ou d'oppressés va automatiquement conduire à des avancées plus importantes qu'une étude menée par le gouvernement, par exemple.

Références:

Escobar, A., 2008. *Territories of difference: place, movements, life, redes*. Durham: Duke University Press.

Funtowicz, S., Ravetz, J., 1994. The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics*, 10: 189-196.

Mellor, M., 1997. *Feminism and ecology*. New York: New York University Press.

Paulson, S., Gezon, L.L., Watts, M., 2003. Locating the political in political ecology. *Human Organization*, 62(3): 205-217.

Rocheleau, D., Thomas-Slayter, B., Wangari, E. (eds.), 1996. *Feminist political ecology*. London: Routledge.

Strand, R., Cañellas-Boltà, S., 2006. Reflexivity and modesty in the application of complexity theory. In: *Interfaces between science and society*, eds. Â. Guimarães Pereira, S. Guedes Vaz, S. Tognetti, pp. 94-111. Sheffield: Greenleaf.

62 Scénarios et planification

Scénarios

Définition

Les études prospectives incluent un large spectre de concepts et d'approches, elles visent à explorer les futurs plausibles et/ou préférables afin d'améliorer les processus de prise de décision. Les exemples de méthodes utilisées dans l'étude du futur incluent la construction de scénarios, les prévisions, les études d'impact croisées et les simulations. Depuis la fondation des techniques modernes par la Rand Corporation dans les années 1950, ces méthodes ont été appliquées au domaine des organisations privées tout comme à celui des politiques publiques, servant de base aux plans stratégiques.

Les scénarios sont des images possibles de ce que pourrait devenir le futur. Ils représentent des histoires cohérentes et plausibles sur la coévolution du système humain et des systèmes écologiques. En d'autres mots, les scénarios sont des descriptions cohérentes des futurs états possibles du monde, et non pas des prévisions. Pour l'[économie écologique](#), le principal avantage des scénarios est qu'ils intègrent des savoirs issus de différentes disciplines.

Application

Les scénarios sont de plus en plus utilisés lors de la planification, de l'évaluation et de la mise en œuvre de décisions traitant de problèmes environnementaux et de soutenabilité. Ils ont différents objectifs :

- **Analyser les politiques**, procurant une image des différents états futurs des écosystèmes humains et écologiques en l'absence de politiques additionnelles (« baseline scenario ») et les comparant avec les effets futurs

des politiques environnementales (« policy scenarios ») ;

- **Sensibiliser** à des problèmes émergents et à des interrelations futures possibles entre différents problèmes ;
- **Elargir les perspectives** sur certains thèmes en prenant en compte des échelles spatiales et temporelles plus larges et mettant en évidence les choix stratégiques de la société ;
- **Synthétiser les informations** sur les futurs possibles, en incluant des scénarios à la fois « qualitatifs » (c'est-à-dire sous forme narrative ou d'histoire, de diagrammes ou de symboles visuels) et « quantitatifs » (c'est-à-dire procurer des informations sous forme de tableaux et de graphiques, généralement basés sur des modèles informatiques) ;
- **Gérer l'incertitude et la complexité** en mettant les décideurs politiques devant le manque de connaissances sur les conditions de certains systèmes et en soulignant les dynamiques connues. Il s'agit donc de rendre le processus de prise de décision plus transparent et plus précautionneux ;
- **Encourager la participation publique** en permettant l'intégration des dimensions normatives de la soutenabilité, en élargissant les connaissances globales, en développant un langage commun et en améliorant la compréhension mutuelle.

Une distinction importante est généralement faite entre les scénarios « exploratoires » et « anticipatifs ». Les premiers, aussi connus comme « descriptifs », commencent dans le présent et explorent les différentes tendances pour finir dans le futur, permettant de prédire certaines séquences probables d'événements. Dans certaines études, cette manière d'élaborer des scénarios est appelée « prédictive » car l'objectif est de fournir des projections des conditions futures les plus probables. D'autre part, les scénarios anticipatifs démarrent d'une certaine vision du futur et travaillent à l'envers afin de déterminer comment cette situation pourrait être atteinte. Le terme de « backcasting » est fréquemment utilisé pour décrire cette vision anticipative particulière dans laquelle les scénarios normatifs sont développés à l'envers depuis un « point d'arrivée désiré » ou un certain nombre d'objectifs.

Contrairement aux prévisions, les « backcasts » n'essayent pas de révéler le futur. Ils tentent plutôt d'explorer la faisabilité et les implications de différents futurs selon certains critères de désirabilité sociale ou environnementale. Enfin, il est nécessaire de souligner que pour les problèmes environnementaux et de soutenabilité, une combinaison d'approches exploratoire et anticipative est souvent appropriée. A ce

sujet, il est possible d'identifier un certain nombre d'états finaux et de les confronter à des prévisions partant des conditions initiales.

Quelques exemples

Un scénario typique d'étude environnementale contient les blocs structurels suivants : 1) les forces directrices qui influencent les changements dans le système étudié, 2) l'horizon temporel et les étapes temporelles et 3) la ligne narrative ou temporelle décrivant les principaux événements du scénario. Toutefois, selon l'approche choisie, il existe beaucoup de procédures applicables lors du développement d'un scénario. Par exemple, dans *l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire*, qui explore les différents changements futurs dans l'approvisionnement des [services environnementaux](#), la procédure de sélection des blocs de construction du scénario commence avec l'identification de deux incertitudes larges – la connectivité des organisations sociales et politiques (connexion globale contre désagrégation régionale) et la nature des politiques et des pratiques mises en œuvre par ces organisations (réactives ou proactives). En réunissant les scénarios autour de ces caractéristiques, quatre scénarios purent être dégagés – « Orchestration globale », « Techno-jardin », « Mosaïque adaptative » et « Ordre par la force ».

Il existe beaucoup d'autres exemples de scénarios développés dans des études environnementales et de soutenabilité. Le EEA (<http://scenarios.ew.eea.europa.eu/>) classe de telles études selon qu'elles se focalisent sur des **régions** (ex : le rapport annuel du PNUE, le Great Transition Scenario du Global Scenario Group), des **thèmes** (ex : le Water Scenario du WBCSD, les scénarios d'émissions du GIEC, le scénario pour l'utilisation du sol pour l'Europe élaboré par l'AEE – PRELUDE) ou des **secteurs spécifiques** (ex : les scénarios de la FAO sur l'agriculture mondiale)..

Planification

Concept et méthodologies

Une "vision" pour une organisation, un groupe, ou une communauté, est une image de ce qu'ils désirent être et qu'ils ont le pouvoir de devenir. Le processus de développement d'une vision – le « visioning » ou « l'envisoning » – consiste à sélectionner les futurs désirables afin de faciliter le développement d'une stratégie et de procurer des conseils de prise de décision. O'Brien et Meadows (2001) énumèrent ci-dessous les étapes génériques de la méthodologie de développement d'une vision :

- **Analyse de la situation présente et évaluation des facteurs externes.** Cette étape peut être réalisée avant ou après le développement de la vision. Alors que certains auteurs défendent l'idée qu'une évaluation préalable enracine la vision dans le réalisme, d'autres expliquent qu'elle restreint la

capacité d'imaginer des « états idéaux » en se focalisant sur les capacités et les conditions présentes ;

- **Développement de la vision**, c'est-à-dire l'identification des différents états futurs désirés. La vision peut être une description vibrante d'objectifs audacieux ou être une évaluation réflexive et instinctive du futur désiré ;
- **Connexion du futur au présent**. Comme indiqué ci-dessus, le concept de « vision » est étroitement lié à l'approche de développement de scénarios que l'on nomme le « backcasting ». Toutefois on peut également développer une vision en partant du présent ;
- **Mise à l'épreuve de la vision**, c'est-à-dire vérifier la faisabilité de la vision et sa robustesse vis-à-vis des conditions externes potentielles.

Types d'application

Afin de définir les contextes différents dans lesquels les visions sont utilisées et développées, van der Helm (2009) identifie sept types de visions : 1) **Humanistes**, essayant de rendre le monde meilleur ; 2) **Religieuses**, abordant la vie matérielle en relation avec l'au-delà ; 3) **Politiques**, liées à des idéologies et procurant une marche à suivre et un support aux décisions ; 4) **Entrepreneuriale/organisationnelles**, exprimant communément les ambitions d'une organisation ; 5) **Communautaires**, intégrant consensuellement des acteurs et actions collectives ; 6) **De support politique**, que l'on retrouve de plus en plus dans le domaine de la prise de décision publique et 7) **Personnelles**, développées via des projets de développement personnels.

Forstater (2004) s'étend sur un autre type de vision considérée comme centrale en économie écologique – la vision pré-analytique considérant l'économie en termes de flux métaboliques, comme un sous-système d'un système biophysique plus large. Comme l'expliquent Meadows (1996) et Costanza (1997), il est vital d'avoir une vision partagée et relativement cohérente de la façon dont marche le monde ainsi que de la société dans laquelle nous désirons vivre si nous voulons atteindre les objectifs de soutenabilité. Etablir une telle vision est une tâche d'imagination supra-nationale qui découle de valeurs et non de la logique.

Ces dernières années on assiste à une prolifération de méthodes combinant les prévisions et les processus de décision multi-acteurs délibératifs, tels que les « Scenario Workshops », « Future Search Studies » et « Community Visioning ». Kallis *et al.* (2009) passent par exemple en revue ces différentes méthodes, comparant leurs caractéristiques et décrivant le processus de création d'une vision dans le contexte de la gestion soutenable de l'eau sur une île grecque.

Références:

Costanza, R., 1997. Introduction: Building transdisciplinary bridges at the frontiers of ecology and economics. *Frontiers in Ecological Economics*. Edward Elgar, Cheltenham, UK.

Forstater, M., 2004. Visions and scenarios: Heilbroner's worldly philosophy, Lowe's political economics, and the methodology of ecological economics. *Ecological Economics*, 51, 17-30.

Kallis, G., Hatzilacou, D., Mexa, A., Coccossis, H., Svoronou, E., 2009. Beyond the manual: Practicing deliberative visioning in a Greek island. *Ecological Economics*, 68, 979-989.

Meadows, D., 1996. Envisioning a Sustainable World, in *Getting Down to Earth, Practical Applications of Ecological Economics*, Costanza, R., Segura, O., Martinez-Alier, J. (eds.), Island Press, Washington DC.

O'Brien, F., Meadows, M., 2001. How To Develop Visions: A Literature Review, and a Revised CHOICES Approach for an Uncertain World. *Journal of Systemic Practice and Action Research*, 14 (4), 495-515.

Van den Helm, R., 2009. The vision phenomenon: Towards a theoretical underpinning of visions of the future and the process of envisioning. *Futures*, 41, 96-104.

Websites:

<http://scenarios.ew.eea.europa.eu/>

<http://www.unep.org/GEO/>

http://www.shell.com/home/content/aboutshell/our_strategy/shell_global_scenarios

<http://www.millenniumassessment.org/en/Scenarios.aspx>

<http://www.framtidsstudier.se/eng>

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

<http://www.futuresearch.net/>

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

<http://cordis.europa.eu/easw/>

63 Science post-normale

Introduction et définition

La Science Post-Normale (PNS – Post-Normal Science) est un concept proposé par Silvio Funtowicz et Jérôme Ravetz qui propose une nouvelle conception de la gestion des problèmes scientifiques complexes. La PNS fut présentée pour la première fois à la conférence inaugurale de la Société Internationale d'Economie Ecologique en 1990. En science « normale », l'incertitude, les valeurs et les perspectives plurielles ont tendance à être négligées, alors que selon la vision « post-normale », ce sont des éléments à part entière de la science. Des décisions politiques difficiles sont souvent nécessaires dans les cas où il n'existe que des jugements de valeurs subjectifs, en opposition avec les faits « durs » et objectifs présentés par la science traditionnelle. Donc, dans les cas où les faits sont incertains, les valeurs en contradiction, les enjeux élevés et qu'une décision urgente est nécessaire, une stratégie basée sur la PNS est préconisée. Au contraire, lorsque les incertitudes et les enjeux sont moins élevés, une approche traditionnelle basée sur des avis d'experts, comme on la retrouve en science appliquée ou la consultance professionnelle, peut être efficace (**Figure 1**).

La Science Post-Normale part du principe que les défis auquel la politique scientifique actuelle fait face ne sont pas caractérisés par des phénomènes simples, réguliers et certains. Ainsi, à propos de beaucoup de problèmes environnementaux, sanitaires ou de soutenabilité, les réponses fournies par la science « normale » sont nécessaires, mais ne suffisent pas. Le cas d'étude du CEECEC élaboré par A Sud sur les conflits autour des déchets en Campanie (Italie), par exemple, est présenté

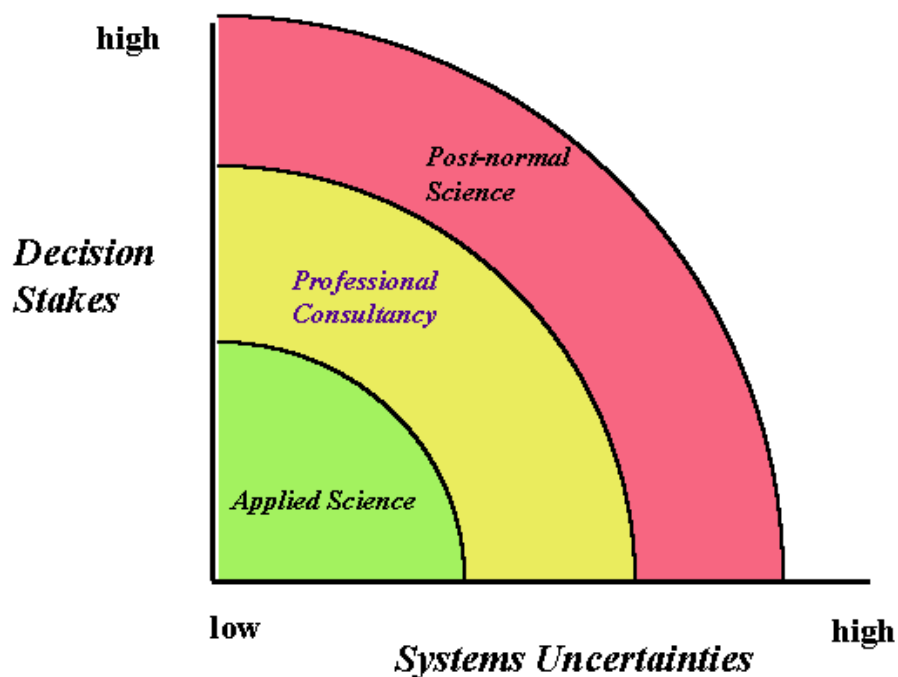


Figure 1: Diagramme de la Science Post-Normale
(Source: Funtowicz et Ravetz 2008)

comme un problème du domaine de la Science Post-Normale. Dans ce contexte, la PNS apporte une structure cohérente pour une participation étendue dans le processus de prise de décision, au sein duquel l'assurance de qualité des décisions qui sont prises se base sur un dialogue ouvert constant entre tous les acteurs affectés (ce que Funtowicz et Ravetz appellent « une communauté de pairs étendue »).

Eléments et principes de la Science Post-Normale

Les principes et les éléments les plus importants de la PNS incluent (Funtowicz et Ravetz, 1990 ; Funtowicz et Ravetz, 1994) :

La gestion scientifique de l'incertitude et de la qualité

Dans les problèmes que traitent la PNS, les caractéristiques des incertitudes sont larges, complexes et moins bien comprises que dans la science quantitative mature. Donc, la gestion des incertitudes devrait se baser sur des lignes directrices explicites et un ensemble crédible de procédures, similaire à celles proposées dans le système de notation du NUSAP (www.nusap.net). Les catégories du NUSAP signifient « Numéraire », « Unité », « Dispersion », « Evaluation », et « Pedigree » et permettent d'exprimer les différents types d'incertitudes sous forme standardisée et de les présenter de façon transparente à tous les acteurs impliqués dans le processus politique.

Le principe de qualité, compris comme une propriété de l'information scientifique, est central à la gestion de l'incertitude dans la PNS. Cela permet de gérer l'incertitude irréductible et la complexité éthique qui sont centraux à la résolution de problèmes élaborés. Par conséquent, la PNS prône le développement de nouvelles normes de preuves et de discours, afin d'étendre le savoir à toutes les communautés dans le but de s'assurer de la qualité des décisions prises. Donc, l'un des principes de base de la PNS est l'inclusion de non-initiés, comme par exemple des citoyens et d'autres non-experts, pour évaluer la qualité de l'information. La PNS part du principe que toutes les personnes désirant s'investir et participer à la résolution d'un problème enrichiront les débats politiques, même lorsque ceux-ci comprennent un aspect scientifique.

La multiplicité des perspectives et des engagements

Au fur et à mesure que les processus politiques deviennent des dialogues, le savoir est « démocratisé », permettant une diversité de perspectives légitimes et d'engagements. A nouveau, le principe de base du dialogue lors de la résolution d'un problème à l'aide de la PNS est la qualité plutôt que la « vérité ». La plupart des problématiques complexes impliquent une pluralité d'acteurs et de multiples dimensions d'analyse qui sont difficiles à condenser en une seule échelle de mesure. On accepte donc qu'il n'existe pas de distinction entre les « experts » et les

« non-initiés », tous deux sont par conséquent nécessaires pour comprendre la problématique générale. Modifier les processus de décision est donc nécessaire et requiert la création des conditions adaptées à l'identification et à l'implication de la communauté concernée, il s'agit de rentrer dans le domaine de la [démocratie participative](#). La contribution des acteurs sociaux n'est pas uniquement comprise comme une façon d'élargir la démocratie participative, elle est également interprétée comme un apport légitime de savoir. Ces communautés étendues de pairs sont de plus en plus souvent mises sur pied, sous différentes formes et différents arrangements de pouvoir comme par exemple les « jurys citoyens », les « focus group », ou les « conférences de consensus ».

La structure intellectuelle et sociale reflétant les activités de résolution de problèmes

Contrairement aux modèles précédents, la PNS n'essaye pas de créer des fondations conceptuelles unifiées ou de déterminer les frontières de son champ de recherche. Par conséquent, l'unité de base d'une recherche PNS est initialement dérivée d'un engagement éthique à la résolution d'un problème plutôt que d'une base partagée de savoir. Cet engagement pousse les acteurs sociaux à réaliser les activités nécessaires à la résolution du problème ainsi qu'à dialoguer. Dans ce contexte fluide, les processus d'assurance de la qualité maintiennent l'intégrité de la structure intellectuelle qui constitue la recherche, supportés dans cette tâche par les structures [institutionnelles](#) ou les arrangements appropriés. Un cas d'étude plus approfondie sur la Science Post-Normale (« Décisions environnementales sous conditions de complexité ») ainsi que du matériel additionnel peuvent être retrouvés sur www.nusap.net.

Références:

Funtowicz, S., Ravetz, J. 1990. *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Funtowicz, S., Ravetz, J. 1993. Science for the post-normal age, *Futures* 25 (7), 739–755.

Funtowicz, S., Ravetz, J. 1994. The Worth of a Songbird: Ecological Economics as a Post-normal Science, *Ecological Economics*, 10(3):197-207.

Funtowicz, S., Ravetz, J. (Lead Authors); International Society for Ecological Economics (Content Partner); Robert Costanza (Topic Editor). 2008. "Post-Normal Science." In: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). [First published in the *Encyclopedia of Earth* September 18, 2006; Last revised December 22, 2008; Retrieved January 8, 2010]. <http://www.eoearth.org/article/Post-Normal_Science>

Websites:

www.nusap.net

<http://postnormaltimes.net/wpblog/>

64 Services environnementaux

Biens et services environnementaux

Les humains ont toujours été dépendants de la nature pour la fourniture d'eau propre, pour le cycle des nutriments ou pour la formation des sols, entre autres. Ces services ont été appelés de différentes façons dans l'histoire humaine mais attirent aujourd'hui une attention globale sous le terme 'services environnementaux'. Gretchen Daily a défini les services environnementaux comme "*les conditions et processus par lesquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui les constituent, soutiennent la vie humaine*" (Daily, 1997). Ils maintiennent la biodiversité et la production de biens écosystémiques, tels que les produits de la mer, le fourrage, le bois, les fibres naturels, ainsi que de nombreux médicaments, produits industriels et leurs précurseurs. La récolte et le commerce de ces biens représentent une partie importante de l'économie humaine. En plus de la production de biens, les services environnementaux incluent des fonctions de support à la vie, telles que le nettoyage et le recyclage ; ils confèrent également de nombreux bénéfices culturels et esthétiques intangibles (Daily, 1997).

Les services environnementaux transforment les 'actifs environnementaux' (le sol, les plantes et les animaux, l'air et l'eau) en éléments auxquels nous accordons de la valeur. Par exemple, lorsque des champignons, des vers et des bactéries transforment les 'ingrédients bruts' que sont le carbone, les nitrates et la lumière du soleil en sols fertiles, cela fournit un service environnemental. Certains auteurs font une distinction entre les *fonctions* écosystémiques et les services environnementaux. Les fonctions écosystémiques peuvent être définies comme "la capacité des processus et des composants naturels à fournir des biens et des services qui satisfont les besoins humains, directement ou indirectement" (de Groot, 1994 ; de Groot et al., 2002). Il est possible de distinguer quatre catégories de fonctions écosystémiques :

- **Fonctions de régulation** : elles sont à relier à la capacité des écosystèmes naturels et semi-naturels à réguler les processus écologiques et les systèmes de support de la vie essentiels grâce aux cycles biogéochimiques et à d'autres processus biosphériques. En plus de maintenir la santé des écosystèmes (et de la biosphère), ces fonctions de régulation fournissent de nombreux services qui ont des impacts positifs directs et indirects sur les humains (air pur, eau et sol, et services de contrôle biologique).

- **Fonctions d'habitat** : les écosystèmes naturels fournissent des habitats de refuge et de reproduction aux plantes et aux animaux sauvages, et contribuent ainsi à la conservation de la diversité biologique et génétique, ainsi qu'aux processus d'évolution.
- **Fonctions de production** : la photosynthèse et le captage des nutriments par les autotrophes (organismes tels que les plantes et les algues qui produisent leur propre nourriture, des glucides, des graisses et des protéines, en utilisant la photosynthèse et des réactions chimiques inorganiques) permettent de convertir l'énergie, le dioxyde de carbone, l'eau et les nutriments en une grande variété de structures glucidiques, qui sont ensuite utilisées par les producteurs secondaires pour créer une variété de biomasse vivante encore plus grande. Cette grande diversité de structures glucidiques fournit à de nombreux écosystèmes les biens pour la consommation humaine, allant de la nourriture aux matières premières en passant par les ressources énergétiques et le matériel génétique.
- **Fonctions d'information** : la plus grande partie de l'évolution humaine ayant pris place dans le contexte d'habitats non-domestiqués, les écosystèmes naturels fournissent une 'fonction de référence' essentielle et contribuent à l'entretien de la santé humaine en fournissant des possibilités pour l'imagination, l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, l'amusement et la contemplation.
- **Evolution et reprise politique du concept**
Le concept des services écosystémiques fut introduit à la fin des années 1970 par des auteurs tels que Westman (1977) et Erlich, qui s'appuyaient sur la littérature existante mettant en avant la valeur sociétale des fonctions de la nature. Mooney et Ehrlich (1997) forgèrent le terme 'services environnementaux' dans le rapport *The Study of Critical Environmental Problems* (SCEP, 1970) qui identifie les services tels que le contrôle des nuisibles, la pollinisation par les insectes, la régulation du climat, la rétention des sols et la prévention des inondations. Les raisons initiales derrière l'utilisation du concept de service environnemental étaient principalement pédagogiques. Ce concept fut essentiellement utilisé par des experts des sciences naturelles pour prouver comment la perte de biodiversité affectait directement les fonctions écosystémiques, qui rendent des services cruciaux pour le [bien-être](#) humain, et donc pour déclencher des actions de conservation de la nature (Gómez-Baggethun et al., 2009).

L'article de Costanza et al. (1997) sur la valeur du capital naturel global et des services environnementaux fut une étape importante dans la diffusion du concept. Les chiffres monétaires présentés ont eu un impact important dans les domaines

scientifiques et politiques, qui s'est manifesté en termes de critiques, de développement et d'utilisation croissante des études d'évaluation monétaire (Gómez-Bagethun et al., 2009). Le terme 'service environnemental' devint encore plus populaire avec la publication de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millenium Ecosystem Assessment (MA) - www.millenniumassessment.org), une étude menée sur 4 ans par plus de 1.300 scientifiques du monde entier. Financé par les Nations Unies, ce rapport adopte une structure conceptuelle liant clairement les services écosystémiques au bien-être humain (MA, 2003). Il conclut que plus de la moitié des services environnementaux de la planète sont dégradés ou utilisés de manière non soutenable (MA, 2005). La publication de cette évaluation plaça le concept de services environnementaux au sommet de l'agenda politique sur la biodiversité et a conduit à une augmentation exponentielle du nombre de publications d'études d'évaluation des écosystèmes. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB – L'économie des écosystèmes et de la biodiversité - <http://www.teebweb.org/>) est une initiative internationale majeure visant à évaluer les coûts de la perte de biodiversité et du déclin associé des services environnementaux dans le monde, en les comparant avec les coûts d'une conservation efficace et d'une utilisation soutenable des ressources.

Préoccupations

La prise de conscience grandissante de la valeur des services environnementaux, et des coûts associés à leur perte, a conduit au développement de programmes et d'initiatives politiques basés sur la mise en place de marchés des services environnementaux et de régimes de paiement pour services environnementaux (PSE). Malgré le succès de certaines initiatives politiques et l'efficacité de l'utilisation du terme 'service environnemental' à des fins de communication, certains auteurs émettent des inquiétudes quant aux effets pervers de cette marchandisation de la nature. Par exemple, Peterson et al. (2010) pointe les risques associés au découplage entre les fonctions écosystémiques et les services environnementaux, puisque de nombreuses personnes peuvent être conscientes de la valeur économique d'un service environnemental donné sans reconnaître la dépendance humaine aux écosystèmes locaux et globaux. La diffusion du concept de service environnemental a, en pratique, planté le décor pour la perception des fonctions écosystémiques comme des valeurs d'échange qui peuvent faire l'objet de monétarisation et de transaction, ce qui a de profondes implications éthiques et pratiques (Gómez-Baggethun et al., 2009).

Références:

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387, 253-260.

Daily, G., 1997. Introduction: What Are Ecosystem Services? in Daily, G. (edt), Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems, Island Press, Washington DC.

de Groot, R., 1994. Environmental functions and the economic value of natural ecosystems. In: A.M. Jansson, (Editor), Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability, Island Press, pp. 151–168.

de Groot, R., M. Wilson, R. Boumans, 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, Ecological Economics, 41, 393-408.

Ehrlich, P.R., A. Ehrlich. 1981. Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species. Random House, New York.

Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, P. Lomas, C. Montes, 2009. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics (in press), doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007.

Millennium Ecosystem Assessment, 2003. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Island Press, Washington, DC.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Mooney, H., P. Ehrlich, 1997. Ecosystem services: A fragmentary history. in Daily, G. (edt), Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems, Island Press, Washington DC.

Peterson, M., D. Hall, A. Felspausch-Parker, T. R. Peterson, 2010. Obscuring ecosystem function with application of the ecosystem services concept, Conservation Biology, 24, 1, 113-119.

Study of the Critical Environmental Problems (SCEP), 1970. Man's impact on the global environment. MIT Press, Cambridge, MA.

Westman, W., 1977. How much are nature's services worth? Science, 197, 960-964.

Websites

<http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>

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

65 Soutenabilité forte vs. faible

Soutenabilité et stock de capital

Le concept de « développement durable » fut initialement développé par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) en 1980, mais ne prit un véritable sens politique et sociétal qu'en 1987 lors de la publication du rapport de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement des Nations Unies. Ce rapport, que l'on nomme souvent le « Rapport Brundtland » (WCED, 1987), définit le développement durable comme « un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ». Le [capital](#) peut être défini comme un stock possédant la capacité de générer un flux de biens et services répondant aux besoins humains. Nous pouvons diviser ce stock de capital disponible en quatre types de capitaux (Costanza et Daly, 1992 ; El Serafy, 1991 ; Ekins *et al.*, 2003) :

Le capital manufacturé, qui recouvre les biens matériels – outils, machines, bâtiments, infrastructure – contribuant au processus de production mais n'étant pas inclus dans l'output et qui sont « consommés » au cours d'une période plus longue qu'un an ;

Le capital humain, qui englobe toutes les capacités des individus pour le travail ;

Le capital social, qui comprend les réseaux et les organisations par lesquels les contributions des individus sont mobilisées et coordonnées

Le capital naturel, qui procure des biens et services tels que des ressources pour les processus de production, l'absorption et le recyclage des déchets, le captage d'eau, la régulation des flux et le contrôle des processus d'érosion. Le capital naturel peut ensuite être subdivisé en capital naturel renouvelable et capital naturel non renouvelable.

La création de richesse est un processus combinant ces quatre types de capitaux pour produire le flux de biens et services que les gens veulent/ont besoin. Afin de maintenir ces flux de biens et services et d'assurer leur disponibilité pour les générations futures, il est nécessaire de maintenir le niveau de stock de capital. En effet, si ce stock décroît, il ne sera alors plus possible de générer le même flux de biens et de services. Par conséquent, le maintien du stock actuel de capital est l'une des premières conditions de la soutenabilité.

Soutenabilité faible et forte

Si la soutenabilité dépend du maintien du stock de capital, alors un enjeu important de cette problématique est la substituabilité ou non des différents types de capitaux présents au sein de ce stock. L'idée existe, en effet, que certains d'entre eux seraient non-substituables, c'est-à-dire qu'ils contribueraient au bien-être d'une

façon unique qui ne pourrait pas être atteinte par un autre capital (Ekins *et al.*, 2003). Ce débat a mené à la définition de plusieurs degrés de soutenabilité, allant de la soutenabilité très faible, qui part du principe que tous les capitaux sont complètement substituables, à la soutenabilité très forte, qui estime que les capitaux sont non substituables et que le capital naturel doit être conservé.

On distingue les trois degrés de soutenabilité suivants (Costanza et Daly, 1992) :

La soutenabilité faible préconise le maintien de l'ensemble du stock de capital intact, sans faire de distinction entre les différents types de capitaux. Cela implique que ceux-ci sont plus ou moins substituables, du moins au sein des limites de l'activité économique et de la dotation en ressources.

La soutenabilité forte maintient les stocks de capitaux séparés, partant du principe que le capital naturel et le capital humain ne sont pas parfaitement substituables mais complémentaires. Pour les partisans de la soutenabilité forte, la substituabilité du capital naturel par du capital manufacturé est sérieusement limitée par les caractéristiques intrinsèques du capital naturel telles que l'irréversibilité, l'incertitude et l'existence de « composants critiques du capital naturel qui rendent sa contribution unique au bien-être » (Ekins *et al.*, 2003 ; Daly, 1991).

La soutenabilité absurde, selon laquelle nous ne devrions jamais rien appauvrir. Sous ce degré de soutenabilité, les ressources non renouvelables ne peuvent pas être utilisées car leur utilisation signifierait diminuer le stock de capital. Elle est donc non soutenable. Au sein de la communauté de l'écologie économique, plusieurs arguments ont été utilisés pour défendre le paradigme de la soutenabilité forte et pour appeler au maintien du stock de capital naturel, à savoir (Costanza et Daly, 1992 ; Ekins *et al.*, 2003 ; Dietz et Neumayer, 2007) :

- L'impossibilité de substituer quoi que ce soit aux systèmes de support de la vie, à savoir le système environnemental global qui procure les fonctions basiques de nourriture, d'eau, d'air et de climat stable ;
- La reconnaissance que le capital manufacturé est, après tout, produit à partir des ressources naturelles avec l'aide du capital humain. Cette constatation montre clairement que les deux formes de capital sont complémentaires plutôt que substituables ;
- Le caractère irréversible de la perte de certains composants du capital naturel (par exemple l'extinction d'une espèce), qui n'arrive généralement pas dans le cas du capital manufacturé ;

- La reconnaissance des [risques, des incertitudes et de l'ignorance](#) qui entourent notre compréhension du fonctionnement des systèmes écologiques, ce qui signifie que nous ne pouvons pas prédire les effets associés à la perte du capital naturel.

Le concept de « capital naturel critique » est né dans ce contexte, il représente le capital naturel responsable des fonctions environnementales importantes ne pouvant pas être substituées par du capital manufacturé (Ekins *et al.*, 2003).

Gestion durable du capital naturel

Le point de vue de la soutenabilité forte propose les règles opérationnelles suivantes pour assurer la gestion durable des stocks de capital naturel (Daly, 1991 ; Costanza et Daly, 1992) :

- L'échelle des activités humaines au sein de la biosphère devrait être limitée à un niveau respectant la [capacité de charge](#) du capital naturel. Le développement durable est non seulement confronté à la nécessité d'efficacité, mais aussi à la problématique de la suffisance. Il ne peut donc pas éviter de fixer une échelle physique maximale ;
- Le développement technologique devrait se concentrer sur l'amélioration de l'efficacité d'utilisation des ressources plutôt que sur l'augmentation du débit (c'est-à-dire du [flux](#) de biens et services allant des systèmes naturels aux systèmes humains ainsi que leur flux associé de déchets effectuant le trajet inverse) ;
- Le stock de capital naturel renouvelable doit être géré de façon durable, que ce soit dans ses fonctions de source ou de puits. Ce qui veut dire que :
- La récolte ne doit pas excéder les taux de régénération ;
- Les émissions de déchets ne doivent pas excéder la capacité d'assimilation de l'environnement

Les ressources naturelles non renouvelables ne doivent pas être exploitées plus rapidement que le taux de création de substituts renouvelables. Ce principe est parfois appelé la règle d'El Serafy (1991). Le revenu issu de ressources épuisables comme le pétrole est divisé en deux parties. Tant que la première est investie dans de nouvelles sources d'énergie soutenables qui remplaceront les ressources épuisées, la seconde peut être dépensée en consommation libre. Cette règle est en fait plus proche de la « soutenabilité faible » que de la « soutenabilité forte ».

Références:

Costanza, R., H. Daly, 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*, 6, 1, 37-46.

Daly, H., 1991. Elements of environmental macroeconomics. In Costanza, R. (ed) *Ecological Economics: the Science and Management of Sustainability*. Columbia University Press, New York.

Dietz, S., Neumayer, E., 2007. Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement. *Ecological Economics*, 61, 617-626.

Ekins, P., S. Simon, L. Deutsch, C. Folke, R. De Groot, 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics*, 44, 165-185.

El Serafy, S., 1991. The Environment as Capital. In R. Costanza (ed) *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, New York, Columbia University Press, 168-175.

World Commission on Environment and Development, 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford.

66 Taux de retour énergétique

Introduction et définition

Le taux de retour énergétique (en anglais, EROI - *Energy return on investment*) est un outil analytique d'évaluation des systèmes énergétiques cherchant à comparer la quantité d'énergie fournie à une société par une technologie à l'énergie totale nécessaire pour trouver, extraire, traiter et acheminer cette énergie en une forme utilisable socialement. Cet acronyme a été introduit par Charles Hall. Le taux de retour énergétique (TRE) est exprimé sous la forme d'un ratio de l'énergie fournie sur les coûts en énergie. Par exemple, l'énergie des sables bitumineux de l'Alberta au Canada, ou encore l'énergie des agrocarburants, est très coûteuse à produire en termes d'énergie, le surplus énergétique obtenu étant relativement faible. Pour calculer le coût en énergie de l'énergie, ou d'un quelconque bien ou service, il faut être capable de quantifier en termes énergétiques le carburant, le capital, les matériaux et le travail utilisés dans l'extraction et la transformation de l'énergie en question. Les calculs du TRE sont déterminés par le marché dans le sens où ils dépendent de la technologie, de la structure industrielle, du [taux d'actualisation](#) et des prix qui existent à un moment donné. Des changements dans un de ces facteurs vont altérer les coûts de l'énergie des biens et ainsi altérer les résultats du TRE (Cleveland 2008).

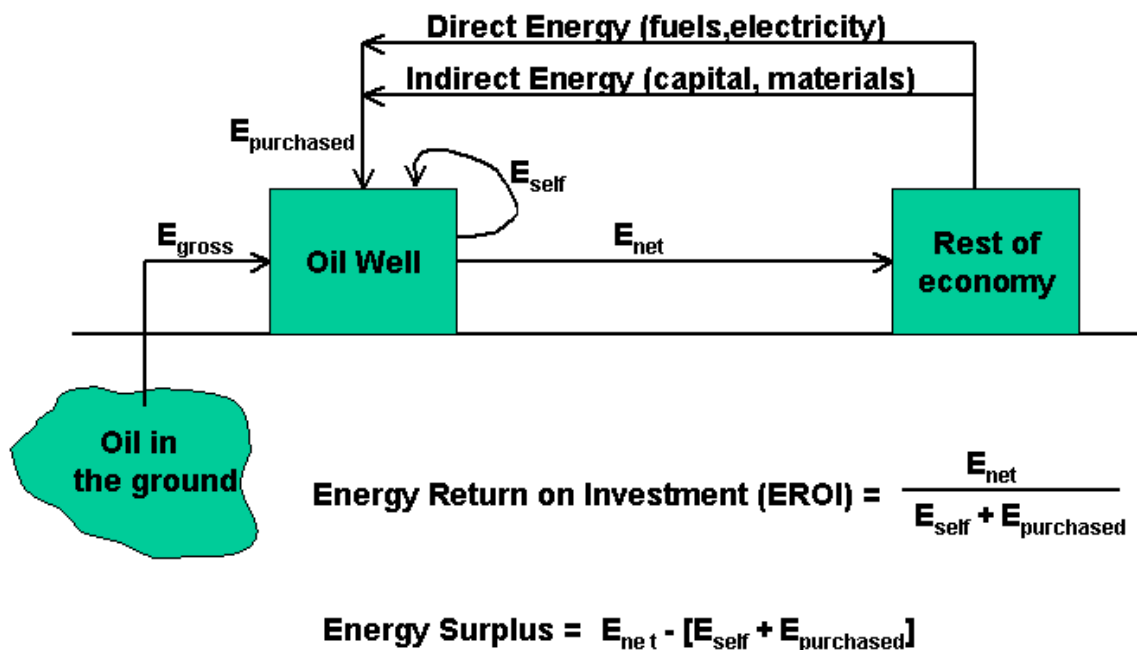


Figure 1 : taux de retour énergétique.
(Source: Cleveland 2008)

Le taux de retour énergétique cherche à évaluer l'énergie directe et indirecte nécessaire à la production d'une unité d'énergie. L'énergie directe est l'électricité ou le carburant utilisé directement dans l'extraction ou la production d'une unité d'énergie. C'est, par exemple, le gaz naturel brûlé pour faire fonctionner les machines pompant le pétrole vers la surface. L'énergie indirecte est l'énergie utilisée ailleurs dans l'économie pour produire les biens et les services utilisés pour extraire ou produire l'énergie. L'utilisation directe et indirecte de l'énergie est appelée énergie "incorporée" (Cleveland, 2008) même si cette énergie a, en fait, été dépensée, dissipée.

Débat

De nombreux économistes considèrent le taux de retour énergétique comme un autre modèle physique de la rareté, comme le modèle de la rareté de l'économie classique et les modèles physiques de *Halte à la croissance*, qu'ils considèrent comme inférieurs au modèle néoclassique de la rareté. Certains analystes énergétiques, tels qu'Odum, Hannon, et Costanza, ont proposé au début des années 1970 une théorie de la valeur économique et sociale basée sur l'énergie, rapidement critiquée par les économistes (Cleveland, 2008).

Contrairement aux autres économistes, les économistes écologiques soutiennent que le taux de retour énergétique ne constitue pas une théorie de la valeur ; cependant, le TRE a un certain nombre d'avantages sur l'analyse économique standard : (1) il évalue le changement dans la rareté physique des ressources énergétiques, il montre les coûts énergétiques croissants pour obtenir de l'énergie ;

(2) l'analyse de l'énergie nette est une mesure du potentiel de faire un travail utile dans les systèmes économiques (parce que les biens et les services sont produits grâce à la conversion en travail utile) ; (3) le taux de retour énergétique peut être utilisé pour classer les différentes technologies alternatives de fourniture d'énergie en fonction de leurs capacités potentielles à accomplir un travail utile dans l'économie.

Hall et al. (1986) ont produit un bon travail historique utilisant le taux de retour énergétique. Pour Cleveland lui-même, "le taux de retour énergétique met l'accent sur les fondations physiques de la rareté en reconnaissant l'importance des facteurs économiques. Il part implicitement du principe que des changements dans les coûts énergétiques de l'énergie ont des implications économiques importantes qui peuvent se refléter dans les prix". De plus, pour lui, l'importance économique du taux de retour énergétique "ne dépend pas de l'existence ou de l'inexistence d'un lien causal entre des changements dans le taux de retour énergétique et des changements dans la structure et la direction du changement dans l'économie" dans le sens d'une forme de "déterminisme énergétique" ; les facteurs sociaux et culturels méritent aussi d'être considérés (Cleveland, 2008). Le fait est que la croissance économique sera ralentie lorsque nous entrerons dans une période de diminution du taux de retour énergétique, c'est-à-dire d'augmentation des coûts énergétiques pour obtenir de l'énergie. Par exemple, extraire du pétrole après le [pic du pétrole](#), en descendant le long de la courbe de Hubbert, va très probablement nécessiter des quantités plus importantes d'énergie puisque le pétrole devra être extrait de zones isolées ou dans les profondeurs des mers.

Références:

Cleveland, C. (Lead Author), Costanza, R. (Topic Editor). 2008. "Net energy analysis." In: Encyclopedia of Earth. Eds. Cutler J. Cleveland [Online] URL: http://www.eoearth.org/article/Net_energy_analysis [First published in the Encyclopedia of Earth September 14, 2006; Last revised August 22, 2008; Last viewed November 11, 2009. Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment, Washington, D.C.

Hall, C.A.S., Cleveland, C.J., Kaufmann, R.K. (Eds.) 1986. Energy and Resource Quality, The Ecology of the Economic Process. Wiley-Interscience, New York.

67 Théorème de Coase et négociation bilatérale

Origines et proposition

L'idée de négociation bilatérale de Coase est basée sur le théorème développé en 1960 par Ronald H. Coase qui remporta le Prix Nobel d'économie en 1991 "pour sa découverte et clarification de l'importance des [coûts de transaction](#) et des [droits de](#)

propriété pour la structure institutionnelle et le fonctionnement de l'économie". Dans son article, *The Problem of Social Cost* (1960), il indique que des droits de propriétés bien définis peuvent permettre de surmonter les problèmes des externalités parce que beaucoup de problèmes environnementaux émergent de droits de propriétés inexistantes ou mal définis. Supposant que les droits de propriétés sont détenus par le pollueur et que les coûts de transaction sont nuls, le Théorème de Coase expose qu'un pollueur et une victime peuvent mener une négociation mutuellement bénéfique si le dommage entraîné par la pollution est plus grand que le profit net obtenu par le pollueur de la vente du bien générant la pollution. Dans ce cas, un paiement de la partie affectée au pollueur réduirait la pollution.

Le Théorème de Coase indique que la solution la plus efficace pour résoudre des utilisations interdépendantes de l'environnement, y compris des cas de pollution, est un processus de négociation entre les détenteurs des droits de propriété. Si les droits de propriété sont donnés aux pollueurs, les victimes peuvent les payer pour qu'ils ne polluent pas, créant une solution en passant par une sorte de marché ; alternativement, si les droits de propriété sont donnés aux victimes, les pollueurs peuvent dédommager les victimes ou acheter le droit de polluer. Le coût du résultat négocié est partagé entre les différentes parties sans aucune intervention externe. Si les coûts de transaction sont minimaux, l'allocation des ressources qui en résulte sera efficace (en d'autres termes, la ressource sera consacrée à son utilisation ayant le plus de valeur) quelque soit l'allocation initiale des droits de propriété. La création d'un marché dans la solution de Coase permet d'internaliser les externalités ; cependant, elle n'entraîne pas nécessairement un niveau zéro de pollution.

Application

Considérons, par exemple, le cas d'une voie de chemin de fer qui traverse un champ de blé. Les trains, en passant sur cette voie, génèrent des étincelles qui peuvent brûler le blé. Si les droits légaux appartiennent aux fermiers, ils peuvent exiger que les opérateurs du chemin de fer installent un système empêchant ces étincelles. Cependant, si cette installation est chère (plus chère que la valeur du blé brûlé), les propriétaires des trains pourraient simplement dédommager les fermiers en fonction des dommages aux cultures. Si les droits légaux appartiennent aux propriétaires des trains, les agriculteurs pourraient simplement supporter les cultures brûlées ou (si la valeur des cultures brûlées est importante) ils pourraient payer pour l'installation de systèmes anti-étincelles. Dans les deux cas, le résultat est socialement efficace (installation de systèmes anti-étincelles ou partie de la récolte brûlée) et les droits légaux déterminent qui doit payer.

Un autre exemple est celui d'une usine chimique. Si le cadre juridique initial donne aux personnes le droit de respirer de l'air de qualité, ils pourraient contraindre l'usine à produire moins ou à ne rien produire du tout. Cependant, supposons que l'usine veuille payer jusqu'à 5\$ par unité produite pour obtenir le droit de polluer autant que

ce que nécessite sa production. Si ce montant est considéré comme ayant une valeur plus importante que celui d'un air pur, les personnes vont accepter l'argent et supporter (le niveau économique optimal de) la pollution. Alternativement, si le droit de polluer appartient aux entreprises, les personnes peuvent payer les entreprises pour qu'elles polluent moins.

L'approche de la négociation bilatérale de Coase est pour certains une approche attractive : une économie peut être capable d'atteindre l'équilibre Pareto-optimal d'allocation des ressources (aucun individu ne voit sa position s'améliorer sans diminuer la position d'un autre individu) sans régulation étatique omniprésente, et les objectifs sociétaux d'équité peuvent être atteints séparément grâce à l'allocation initiale de droits sur la ressource. Si les victimes détiennent les droits, elles peuvent les marchander comme elles le souhaitent. De plus, les solutions de négociation bilatérale de Coase peuvent être particulièrement intéressantes pour les externalités internationales puisqu'il n'y a pas d'agence de protection environnementale supranationale possédant l'autorité nécessaire pour imposer des directives ou des taxes de réduction de pollution.

Limites

Cependant, le nombre de situations pour lesquelles la négociation bilatérale de Coase est faisable et désirable est limité. Premièrement, elle n'élimine pas le rôle du gouvernement d'assigner les droits initiaux de propriété. Ce processus sera sujet au lobbying de groupes d'intérêt et à des tentatives d'acquisition de positions rentières. Les coûts d'application d'une négociation bilatérale peuvent être élevés parce que de nombreuses externalités environnementales sont indirectes, cumulatives et incertaines, et parce que recourir au système légal entraîne de l'inefficacité. De plus, comme de nombreuses externalités sont inter-temporelles, les générations futures ne sont simplement pas présentes à la négociation. Dans ce cas, une négociation bilatérale entre des parties privées pour gérer des externalités ne peut pas se produire. Le gouvernement pourrait donc devenir un défenseur des parties absentes.

Une autre limite aux marchés Coasiens vient du fait que de nombreuses externalités environnementales, telles que les émissions automobiles, le bruit à proximité des aéroports ou des effets globaux tels que le changement climatique ou la destruction de la couche d'ozone, impliquent un grand nombre de personnes. Les coûts de transaction (d'agrèger les intérêts de toutes les parties affectées, d'employer des juristes, de négocier un niveau d'abattement optimal et de faire respecter un accord de marché) vont faire obstacle à une négociation privée même s'il y a une allocation claire des droits. De plus, les individus vont être tentés de faire cavalier seul dans les négociations, ébranlant les négociations elles-mêmes, et refuser de supporter tout coût de transaction (Baumol and Oates 1988). Lorsque les externalités se produisent dans le futur ou lorsque les coûts de transaction sont trop importants et lorsque le nombre de participants est trop élevé, les solutions coasiennes aux externalités environnementales doivent être écartées.

Références:

R. H. Coase, 1960, —The Problem of Social Costll, *Journal of Law and Economics* 3 (1): 1-44

Baumol and Oates, 1988, *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, Cambridge, UK

68 Tragédie des communaux

Origine du concept

Le concept de la « tragédie des communaux » est issu de l'article influent de Garret Hardin dans lequel il traite de toutes les [ressources naturelles communes](#) n'étant possédées ni par une personne privée, ni par un gouvernement. Afin d'illustrer sa théorie, Hardin choisit une métaphore dans laquelle il imagine un pâturage ouvert à tous, dans lequel chaque berger reçoit un bénéfice individuel immédiat lorsqu'il ajoute un animal sur la prairie, n'étant sujet (ainsi que ses collègues bergers) qu'à un coût différé dû au surpâturage. Hardin (1968) conclut : « C'est là que se trouve la tragédie. Chaque homme est coincé dans un système qui le pousse à augmenter son troupeau sans limite – dans un monde qui est limité. La destination vers laquelle chaque homme se hâte est la ruine, chacun poursuivant son propre intérêt dans une société qui croit à la liberté des communs ».

Hardin explique ensuite que « d'une façon différente, la tragédie des communaux réapparaît dans les problèmes de pollution », c'est-à-dire dans le déversement dans l'espace commun de « déchets chimiques, radioactifs ou caloriques dans l'eau ». (Hardin, 1968). Il écrit : « l'homme rationnel se rend compte que ce qu'il paye à jeter ses déchets dans l'espace commun est moins élevé que le prix qu'il paye pour les purifier avant de les rejeter ». Etant donné que c'est vrai pour tout le monde, nous sommes voués à « salir notre propre nid tant que nous nous comportons de manière indépendante, rationnelle et dictée par le profit » (Hardin, 1968). Hardin illustre une nouvelle fois ses propos à l'aide d'un exemple traitant du développement des pêcheries : « Les nations maritimes le justifient automatiquement à l'aide du slogan professant la « liberté des mers », expliquant croire aux « ressources inépuisables de la mer » tout en menaçant d'extinction un nombre croissant d'espèces de poissons et de baleines » (Hardin, 1968).

Selon Hardin, seules des lois coercitives permettraient d'éviter la tragédie des communaux. Toutefois, selon lui, il doit s'agir d'une « coercition mutuelle » acceptée par une majorité de la majorité de la population. Plus importante encore pour lui : la nécessité de coercition dans le domaine de la reproduction. « L'aspect le plus

important que nous devons reconnaître aujourd'hui est la nécessité d'abandonner la reproduction commune, courante. Aucune solution technique ne peut nous sauver des affres de la surpopulation. La liberté de se reproduire nous mènera tous à la ruine » (Hardin, 1968). Il explique également que « coupler le concept de liberté de reproduction avec accès égal aux communs signifie vouer le monde à un destin tragique » (Hardin, 1968).

68.1 L'enclosure des communaux

A propos des droits humains, Hardin explique que chaque restriction des droits communs (« the enclosure of the commons ») implique la violation de la liberté personnelle de quelqu'un. Toutefois, il explique que toutes les violations faites dans un passé lointain sont aujourd'hui acceptées puisqu'elles ne sont pas considérées comme des « pertes » alors que les « violations récemment proposées » sont « contestées vigoureusement » avec des « clameurs de liberté et de droits civils ». Mais qu'est-ce que la liberté ? S'interroge-t-il, et de conclure que, comme Hegel l'explique, « la liberté est la reconnaissance de la nécessité » et que le problème sous-jacent est le fait que si nous continuons à insister sur les libertés du jour présent, nous entraînerons la « ruine universelle » (Hardin, 1968).

Commentaires

Beaucoup d'auteurs soulignent qu'Hardin confondit « communs » et « accès libre ». Nagendra et Ostrom (2008) disent à ce sujet : « qu'une ressource commune peut être gérée sous tous les [régimes de droits de propriété](#) suivants : propriété gouvernementale (dans laquelle un gouvernement formel allant de la taille d'une ville locale à un gouvernement national au complet a pris possession d'une ressource et du droit à déterminer totalement qui peut ou ne peut pas l'utiliser et sous quelles conditions) ; propriété privée (dans laquelle un individu ou une firme privée détermine le mode d'utilisation) ; la propriété communautaire (dans laquelle plusieurs individus partagent les droits de propriété) ; ou « l'accès libre » qui est l'exemple pris par Hardin dans son cas illustratif ». Par conséquent, l'accès libre n'est qu'une des quatre possibilités de ressources communes.

Critiques

Selon Vatn (2005) tout régime de propriété (excepté l'accès libre) – qu'il soit de propriété privée, commune ou d'état/public – peut avoir des règles ou des normes très précises établissant les incitants nécessaires à l'utilisation adéquate des ressources naturelles. Toutefois, de tels régimes de propriété connaissent également des problèmes lorsque des [externalités](#) apparaissent dû au « fait que les ressources et les processus naturels sont interconnectés – liant nécessairement les utilisations variées d'une ressource à la production de déchets ». Il explique, en termes économiques, que « cela peut être traduit en « coûts élevés pour garder différents agents et leurs utilisations séparés ». S'il était possible de distinguer sans aucun coût toutes les sources de bénéfices et tous les processus, il n'y aurait pas

d'effet externe. Chaque agent posséderait et consommerait uniquement sa part ». Mais étant donné les interrelations existant dans les systèmes de ressources naturelles, c'est impossible. Et même si c'était possible, cela amoindrirait la qualité des ressources étant donné que leur fonctionnement même dépend de leur association.

Des observations empiriques issues de recherches effectuées dans le monde entier ont contribué à mettre en évidence différentes règles d'utilisation au sein des régimes de ressources communes. Pour être efficaces, les règles doivent être connues et comprises, considérées comme relativement légitimes, suivies et respectées. « La gestion efficace et soutenable d'une ressource naturelle commune est également plus à même d'être accomplie lorsque les limites de la ressource sont faciles à identifier, lorsque ses changements d'états peuvent être surveillés à un coût relativement faible, lorsque le taux de changement dans les conditions socioéconomiques, technologiques et d'utilisation restent stables, lorsque les communautés maintiennent des interactions sociales fréquentes entre elles et favorisent ainsi la confiance qu'elles se portent (augmentant ainsi le capital social), lorsque les outsiders peuvent être relativement facilement empêchés d'accéder à la ressource (prévenant ainsi son utilisation à grande échelle) et lorsque les infractions aux règles sont surveillées et sanctionnées. » (Nagendra et Ostrom, 2008)

Nagendra et Ostrom (2008) concluent que : « Tout comme la propriété d'état ne représente pas une solution finale pour l'utilisation soutenable des ressources naturelles, [...] la gestion communautaire ne représente pas non plus la panacée. Au lieu de ça, une attention plus soutenue doit être portée à l'élaboration adaptative d'institutions en concordance avec les systèmes socio-écologiques. De même, les chercheurs politiques doivent reconnaître la diversité des institutions pouvant assister l'humain à trouver des arrangements pour la gestion durable d'une ressource. » (Nagendra et Ostrom, 2008).

Références:

Hardin, G. (1968): The Tragedy of the Commons. Science 162 (3859), pp. 1243-1248.

Nagendra, H., Ostrom, E. (Lead Authors) and Saundry, P. (Topic Editor) (2008): Governing the commons in the new millennium: A diversity of institutions for natural resource management. In: Encyclopedia of Earth. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). [First published in the Encyclopedia of Earth November 16, 2007; Last revised August 12, 2008; Retrieved January 24, 2010]. <http://www.eoearth.org/article/Governing_the_commons_in_the_new_millennium:_A_diversity_of_institutions_for_natural_resource_management>

Ostrom, E. (2007): Challenges and growth: the development of the interdisciplinary field of institutional analysis. *Journal of Institutional Economics* 3 (3), pp. 239–264

Vatn, A. (2005), *Institutions and the Environment*, Cheltenham, UK: Edward Elgar.

Websites:

<http://www.population-growth-migration.info/index.php?page=literature.html>

Talk given by Elenor Ostrom: <http://www.youtube.com/watch?v=ByXM47Ri1Kc>