

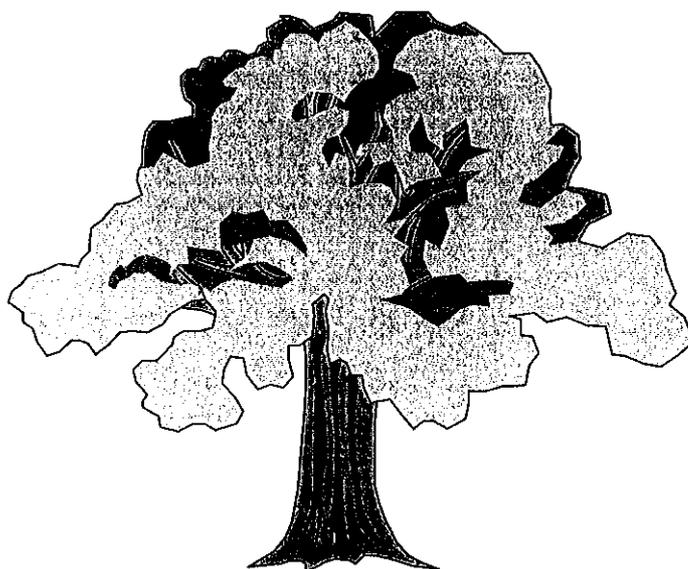


Equipe "Gestion Environnementale des Ecosystèmes et Forêts Tropicales (G.E.E.F.T.)
648, rue Jean François Breton
B.P. 44494
34093 – MONTPELLIER CEDEX 5

Téléphone : 04 67 04 71 00
Télécopie : 04 67 04 71 01

Equipe de formation et de recherche

"GESTION ENVIRONNEMENTALE DES ECOSYSTEMES ET FORETS TROPICALES"



**Module de formation doctorale
AgroParisTech - Montpellier**

ANALYSE STRATEGIQUE DE GESTION ENVIRONNEMENTALE

Maya LEROY - Laurent MERMET

Module «Analyse stratégique de la gestion environnementale »
Textes d'appui - Année 2016-2017

Articles de revues :

- Mermet L., 1994. La responsabilité aux différents niveaux. *Aménagement et Nature*, 110, 11-12.
- Mermet L., Billé R., Leroy M., Narcy J.-B., Poux X., 2005. L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures, Sciences, Sociétés*, 13, 127-137.
- Mermet L., 1996. Les études d'évaluation entre stratégie et méthodologie – l'exemple des politiques publiques en matière de zones humides; *Gérer et Comprendre*, n°46, décembre 1996, 55-64.
- Mermet L., 2001. L'Institution Patrimoniale du Haut-Béarn : gestion intégrée de l'environnement ou réaction anti-environnementale. *Responsabilité & Environnement – Annales des Mines*, janvier 2001, 9-21.
- Mermet L., 2002. Homme ou vie sauvage ? Société locale ou bureaucratie centrale ? Faux dilemmes et vrais rapports de force. *Responsabilité & Environnement – Annales des Mines*, octobre 2002, 13-20.
- Mermet L., Billé R., Leroy M., 2010. Concern-focused evaluation for ambiguous and conflicting policies: an approach from the environmental field. *American Journal of Evaluation*, 31 (2) : 180 -198.
- Mermet L., 2011. Strategic Environmental Management Analysis: Addressing the Blind Spots of Collaborative Approaches, *Working Papers n°5/2011*, IDDRI, Paris, 34 p.
- Mermet L., Billé R., Leroy M., 2010. Concern-focused evaluation for ambiguous and conflicting policies: an approach from the environmental field. *American journal of evaluation*, 31, 180-198.
- Leroy M., Mermet L., 2012, Delivering on environmental commitments ? Guidelines and evaluation framework for an “on-board” approach, *Sécheresse*, 23 (3), 185-195.

Chapitres d'ouvrage :

- Mermet L., 2010. L'environnement : concept gestionnaire et/ou concept critique. In Palpacuer, F., Leroy, M., et Naro, G. (eds) *Management, Mondialisation, Écologie: Regards critiques en Sciences de gestion*, Paris: Hermes Sciences, Lavoisier, 261-280.
- Leroy M., 2010. Fondements critiques de l'analyse de la performance environnementale des dispositifs de gestion durable. In Palpacuer, F., Leroy, M., et Naro, G. (eds) *Management, Mondialisation, Écologie: Regards critiques en Sciences de gestion*, Paris: Hermes Sciences, Lavoisier, 281-302.
- Taravella R., 2010. Mondialisation et échelles de gestion: Le cas de la déforestation amazonienne. In Palpacuer, F., Leroy, M., et Naro, G. (eds) *Management, Mondialisation, Écologie: Regards critiques en Sciences de gestion*, Paris: Hermes Sciences, Lavoisier, 303- 320.

Lectures complémentaires (ouvrages) :

- Leroy M., 2006. Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal. Actions et inactions publiques internationales. Paris : L'Harmattan. 623 p.
- Mermet L., 1992. *Stratégies pour la gestion de l'environnement: la nature comme jeu de société ?* Paris : L'Harmattan.
- Mermet L., 2006. *L'Analyse Stratégique de la Gestion Environnementale, illustrée par les tribulations d'un noyau relictuel de population d'ours brun dans les Pyrénées Occidentales Françaises.* Editions ENGREF, 435 p.
- Publication sous forme d'ouvrage d'un texte de recherche et de préparation de cours rédigé en 1998.

Laurent MERMET

La responsabilité aux différents niveaux

Roland BECHMANN : La gestion de l'Environnement aux différents niveaux entraîne des problèmes de répartition, de partage et d'interférences des responsabilités. Comment voyez-vous cela ?

Laurent MERMET : La question des responsabilités, telle que vous la posez et telle que les acteurs se la posent en général, est abordée en termes de moyens : "Qui fait quoi ?". Untel est responsable de la réglementation des polluants. Untel est responsable des crédits incitatifs pour une agriculture respectueuse de l'environnement, et ainsi de suite. Les acteurs responsables sont innombrables, et la problématique complexe de leur articulation, même si elle reste complexe, est plutôt bien prise en charge.

R. B. : Vous voulez dire qu'ils sont chacun très sectorisés, qu'ils ont une responsabilité limitée et précise ?

L. M. : Elle peut être limitée et précise, ou au contraire très largement et vaguement définie. Le point important, pour moi, est qu'elle porte sur des **moyens**. Or, si nous voulons aboutir à une véritable maîtrise de l'évolution de notre environnement, il faut aussi poser la question des responsabilités en termes de **résultats**. Qui répond du fait que nous atteignons nos objectifs quant à l'état de qualité effective des systèmes naturels ?

R. B. : Est-ce qu'il existe des définitions objectives de cette qualité ? Elle me paraît très subjective...

L. M. : Il faut distinguer deux plans : d'un côté nous disposons d'informations sur l'état objectif des systèmes : par ailleurs, nous portons des jugements subjectifs sur cet état. Par exemple, nous pouvons décrire la population de poissons d'une rivière, mais il nous reste à juger si elle est satisfaisante ou pas. Autre exemple : du point de vue de son fonctionnement écologique, une rivière canalisée est d'une qualité incomparablement moindre qu'une rivière qui s'écoule de manière libre entre des berges qu'elle remanie sans cesse. Mais rien n'empêche quelqu'un de juger qu'au bout du compte, il préfère une eau de qualité moyenne dans un lit artificiel, plutôt qu'une eau de bonne qualité dans un environnement naturel plus riche et plus complexe.

R. B. : Mais peut-on alors fonder une gestion sur des critères qui restent ainsi sujets à désaccords ?

L. M. : Là encore, il faut distinguer deux plans, même s'ils se mêlent dans les débats sur l'Aménagement : d'un côté, la discussion des objectifs et des critères d'évaluation, de l'autre, la manière dont nous nous organisons pour atteindre ces objectifs.

R. B. : Mais quels sont les responsables de cette organisation ?

L. M. : Par une bizarrerie, nous ne considérons que nos efforts conscients pour améliorer l'état de l'environnement. Il vaut mieux, à l'inverse, partir d'une notion de responsabilité objective. Du point de vue de la rivière, le pollueur est autant un "gestionnaire" que la personne qui essaie d'installer une station d'épuration. Ce qui compte, c'est le bilan net de l'action humaine sur un milieu.

R. B. : C'est donc la responsabilité de ce bilan — une responsabilité globale — qu'il faut prendre en compte ?

L. M. : En effet. Et, dès lors, la question de la responsabilité des différents acteurs se pose sous un autre jour.

Les acteurs économiques ne sont pas responsables de l'état final



Rivière non canalisée - Erosion des rives - (Doc. Aménagement et Nature)

des milieux naturels, mais seulement de l'obligation qui leur est faite de mettre en œuvre certains moyens pour limiter les dégâts.

L'administration, dans l'ensemble, est en charge des procédures de gestion de ces moyens (financiers ou réglementaires).

Les politiques sont responsables devant leurs électeurs. Mais plusieurs problèmes se posent. D'abord, ils sont aussi responsables de la prospérité des activités qui nuisent à l'environnement. Ensuite, il n'est pas sûr que les électeurs soient particulièrement sensibles à la qualité des milieux naturels, ni qu'ils en soient bien informés, ni que le débat politique mette cette question en relief.

Au fond, les seuls acteurs directement attachés au résultat sont **les associations de défense de l'environnement**, et certains **services publics spécialisés** dans la protection de l'environnement. Mais ils sont rarement en position de faire prévaloir leur point de vue.

On débouche donc, dans l'ensemble, sur un système qui ne vise pas la stabilisation de l'état de l'environnement, mais qui cherche à ramener sa dégradation à une vitesse acceptable. Il faut noter ici que la responsabilité de la société civile est capitale, par les messages qu'elle envoie sur ce "**niveau de dégradation acceptable**" ?

R. B. : N'est-ce pas une conception bien pessimiste, bien décourageante ?

L. M. : Tout dépend si l'on raisonne en termes absolus ou en termes relatifs. Notre manière actuelle de gérer l'environnement ressemble un peu à l'effort de quelqu'un qui monte en sens inverse un escalier roulant trop rapide pour lui. En termes relatifs, il monte. En termes de résultat net, il descend. Mais il descend nettement moins vite que s'il ne faisait rien... Est-ce un succès ou un échec ? Mon métier n'est

pas d'être optimiste, mais d'indiquer des moyens pour se repérer par rapport à des points fixes, pour monter le plus vite possible... ou pour ralentir l'escalier roulant.

Il faut noter que cette analyse vaut surtout pour la partie principale (à mes yeux) du domaine de l'Environnement, c'est-à-dire les ressources naturelles et l'état des éco-systèmes. Le constat serait sans doute un peu différent pour ce qui concerne le cadre de vie urbain.

R. B. : A quels niveaux d'organisation se produit le phénomène de dérapage que vous décrivez ?

L. M. : Dans ses grandes lignes, à tous les niveaux. Prenez, par exemple, la résolution de problèmes de pollution transfrontières. Les Etats concernés ont collectivement intérêt à ne pas trop pénaliser les activités qui posent des problèmes de pollution. Enfin, ils ne veulent surtout pas faire un effort significativement plus important que leurs voisins.

On peut faire une autre comparaison. Imaginez des gens qui vivent en collectivité : tout le monde a intérêt à ce que cela soit propre, mais personne n'a vraiment envie de consacrer au ménage une part importante de son activité, en tout cas pas de faire le ménage plus que le voisin... On imagine très bien l'évolution de la propreté dans une telle collectivité.

La gestion de l'Environnement, c'est ce qui se passe quand, dans cette maison, quelqu'un se fâche, proclame qu'il en a assez de vivre dans une maison dégoûtante, et essaie de mobiliser les autres pour organiser le ménage. En se basant sur une psychologie primaire, examinons ce qui va se passer. Cela va réussir à certains endroits, pour une période limitée. Cela va demander de grands efforts de mobilisation de la part de celui qui s'est fâché, les autres vont "mettre de l'eau dans leur vin" et améliorer un peu leur comportement vis à vis du ménage. Mais il est peu probable qu'on aboutisse à une maison extrêmement propre.

R. B. : Dans cet exemple, il peut quand même y avoir des délégations de pouvoir pour s'occuper des problèmes collectifs, des gens soient chargés de ces problèmes pour le compte de tous, comme l'Etat dans un pays. On peut imaginer qu'éventuellement on organise un tour de rôle pour que chacun nettoie à son tour.

L. M. : Le problème, c'est qu'en matière d'Environnement, on ne peut pas tout régler par du nettoyage, de la dépollution. Pour atteindre des résultats, il faut parfois changer les comportements, les modes de production.

R. B. : Opérer en amont, en somme. Faire de la prévention...

L. M. : Or, s'il est déjà désagréable de dépenser de l'argent pour faire nettoyer derrière soi, il est extrêmement difficile de mandater quelqu'un pour qu'il vous fasse changer ! Cela définit bien la genèse des politiques d'Environnement : on observe que sur chaque thème de l'Environnement ça commence toujours par des gens qui protestent. Ensuite, les autres résistent, et il y a escalade ou conflit. Une fois que le conflit s'est aggravé, les acteurs régulateurs disent : "attendez une seconde qu'on s'organise" et, lorsque quelqu'un s'est mobilisé et a payé de sa personne pour mobiliser tout le monde, à ce moment là on met en place une organisation. Mais elle est toujours partielle, soit sur le plan local, soit sur le plan thématique.

En matière d'Environnement, nous sommes encore dans des modes de développement dans lesquels les dégâts sur l'Environnement sont inéluctables. C'est déjà très difficile de les limiter et c'est méritoire dans beaucoup de cas. Les acteurs mêmes qui donnent délégation à ceux qui s'occupent de l'Environnement, ne seraient pas d'accord pour faire des changements d'une ampleur suffisante pour avoir un résultat net positif.

R. B. : Pourquoi ? L'Environnement est pourtant affiché, affirmé, comme une préoccupation majeure. Est-ce un faux-semblant, un voile de fumée ?

L. M. : Ce qui est capital pour qualifier la situation dans laquelle se développe la gestion de l'Environnement, c'est que l'état des systèmes naturels est une préoccupation seconde par rapport aux grands enjeux des systèmes économiques, administratifs, politiques. Cela ne veut pas dire que la préoccupation de l'Environnement ne soit pas importante, mais que tous les systèmes principaux de notre vie collective sont organisés, structurés, autour des enjeux que je viens d'énumérer, et l'Environnement, aussi important qu'on l'estime, est toujours en position seconde, marginale, non pas au sens de dérisoire, de minuscule, mais au sens où il n'occupe pas structurellement le centre du système.

R. B. : Comme la beauté, comme l'harmonie du paysage ?

L. M. : On pourrait plutôt comparer cela... au chômage. Tout semble indiquer que l'emploi n'est pas au centre de notre système politique, économique et social. Dans une entreprise, l'emploi, c'est un objectif second : l'objectif principal, c'est de produire, d'équilibrer les comptes. Pour les gouvernements, l'objet principal, c'est la prospérité économique du pays. Pour les syndicats, la force principale, ce sont les salariés qui sont leurs membres. L'administration ne voit pas très bien ce qu'elle peut faire en matière de chômage. Son rôle, c'est d'encadrer, mais elle ne peut pas être structurante par rapport à cela. Donc, on peut dire que le chômage est dans la même position que l'Environnement. C'est une préoccupation importante, qui désole tout le monde, mais qui se trouve être renvoyée en périphérie de nos systèmes d'organisation.

R. B. : Le chômage a cela de commun avec la dégradation de l'environnement qu'il est une des conséquences probablement inéluctable dans l'organisation de notre type de société du développement, du "progrès".

L. M. : C'est une conséquence d'un système de développement. On peut dire des politiques pour l'Environnement à peu près la même chose que ce qui concerne les politiques de traitement social du chômage — les TUC, les aides aux jeunes, au premier emploi, etc. Si tout cela n'existait pas, ce serait pire, mais cela ne va pas changer structurellement des causes de chômage.

R. B. : En somme, dans un cas comme dans l'autre, l'ascenseur continue à descendre et on ne fait que le ralentir.

L. M. : Tout à fait. L'idée, c'est que les secteurs de préoccupation qui sont au centre du système fonctionnent bien et que la collectivité doit surtout traiter de problèmes seconds (toujours en termes d'organisation).

Dans une co-propriété, pour reprendre notre exemple, les enjeux principaux marchent tout seuls : la réfection de son appartement par chacun des occupants, les transactions immobilières, etc., sont les objectifs majeurs des acteurs concernés. C'est pourtant infiniment plus compliqué et plus cher d'aménager un appartement que de régler un problème de pots de fleurs dans une partie commune, mais le problème des pots de fleurs n'étant pas fortement "approprié" devient difficile à résoudre. Il peut finir par occuper le centre des réunions de copropriétaires mais les palabres s'éternisent et les conflits peuvent devenir électriques.

Il en va de même de l'Environnement. Ce ne serait pas trop grave s'il n'y avait que des problèmes anecdotiques, mais aujourd'hui certains aspects majeurs des éco-systèmes dont nous dépendons sont dans la position du pot de fleurs et se dégradent, malgré les palabres et les solutions partielles, pendant que chacun vaque à ses obligations plus importantes.

Laurent MERMET

Directeur de l'Institut
pour une Politique de l'Environnement

Entretien avec
Roland BECHMANN

Article

L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement

Laurent Mermet^a, Raphaël Billé^b, Maya Leroy^c, Jean-Baptiste Narcy^d, Xavier Poux^e

^a Sciences de gestion, ENGREF, 19 avenue du Maine, 75015 Paris, France

^b Sciences de l'environnement, ENGREF, 19 avenue du Maine, 75015 Paris, France

^c Sciences de gestion, ENGREF, BP 44494, 34093 Montpellier cedex 5, France

^d Sciences de l'environnement, Applications des sciences de l'action (AScA), 8 rue Legouvé, 75010 Paris, France

^e Agro-économiste, AScA, 8 rue Legouvé, 75010 Paris, France

L'approche interdisciplinaire de l'action en faveur de l'environnement fait débat. Dans cet article, les chercheurs du groupe de Recherche en gestion sur les territoires et l'environnement (RGTE) présentent les principes qui fondent leur démarche et lui donnent sa cohérence et son originalité. Ainsi explicités et synthétisés, ceux-ci n'en peuvent que mieux être soumis à la discussion.

La Rédaction

Mots-clés :

gestion ;
environnement ;
stratégie ;
action ;
évaluation

Résumé – Les exemples abondent de problèmes environnementaux que les efforts collectifs entrepris jusque-là ne suffisent pas à traiter efficacement. La question de la cohérence et de l'efficacité de l'action, au regard des responsabilités environnementales, est donc de plus en plus centrale. Elle appelle de manière urgente des travaux approfondis. Encore faut-il qu'ils puissent s'appuyer sur un cadre théorique adéquat. C'est dans cette perspective que le présent article présente l'analyse stratégique de la gestion environnementale (ASGE). Il en rappelle les origines et les fondements. Il montre en quoi l'ASGE permet de surmonter des contradictions et des impasses omniprésentes dans des champs d'étude et de recherche cruciaux pour l'avenir de l'environnement et du développement durable, comme la gestion intégrée des ressources et des territoires, ou l'évaluation des politiques publiques en matière d'environnement.

Keywords:

management;
environment;
strategy;
policy;
evaluation

Abstract – Strategic Environmental Management Analysis: a Framework for Assessing Effectiveness in the Pursuit of Ecological Goals. Over the last decades, environmental issues have assumed a growing importance on political agendas. Despite the public commitments made (laws, international conventions, political statements) and the varied, ambitious and complex management systems set up (institutions, planning procedures, financial tools...), examples in all environmental areas (biodiversity, water management, air and varied, pollution...) show that in many situations processes causing serious environmental degradation are out of control. Analysing and assessing the coherence and effectiveness of actions in the light of environmental commitments must more than ever be a central issue for environmental studies. However, developing new in depth analyses of such issues requires an appropriate theoretical framework. This paper aims to show that "Strategic Environmental Management Analysis" (SEMA), a theoretical framework developed to this end over the last twenty years, provides precisely the foundations needed. The paper summarises the framework's background in the 1980s and its foundations in strategic approaches of organizational sociology and strategic management. It shows how the framework, when implemented using appropriate methodologies, can be instrumental in overcoming widespread contradictions, confusions or misconceptions in fields that are crucial for sustainable development and environmental management. In the paper, the theoretical reframing promoted by SEMA is applied in two fields taken as examples: integrated coastal management, and environmental policy evaluation.

Auteur correspondant : L. Mermet, mermet@engref.fr

Depuis quatre décennies, l'émergence spectaculaire de la question environnementale sur les scènes politiques et scientifiques a dirigé l'attention des acteurs de la vie publique, et des chercheurs, vers les multiples systèmes écologiques dont les qualités sont menacées. La place que prennent les problèmes de ce type sur les scènes publiques va de pair avec un foisonnement d'initiatives – sociales, politiques, administratives – pour les prendre en charge. Cette activité multiforme a débouché sur deux types d'acquis. D'une part, elle a mené à la constitution progressive d'un ensemble d'engagements pris vis-à-vis du public en matière de gestion de l'environnement (composé, par exemple, des lois sur la protection de la nature, de la convention internationale de Ramsar sur les zones humides, des protocoles de réduction des émissions de gaz à effet de serre, etc.). D'autre part, elle a mis en place des dispositifs de gestion innombrables, divers, souvent complexes et parfois de grande ampleur (par exemple, les aires protégées, les mesures agri-environnementales, les taxes parafiscales pour la gestion des déchets, etc.).

Tout ceci n'empêche pas que les processus qui aboutissent à la dégradation des écosystèmes restent pour une bonne part à l'œuvre, voire s'accroissent : l'efficacité et la cohérence de l'action en matière d'environnement constituent dès lors une question centrale. Il y a là un défi pratique essentiel pour les acteurs de l'environnement. Mais celui-ci se double – c'est le sujet du présent article – d'un défi théorique. Pour « tenir » les engagements environnementaux en pratique il faut aussi, dans les débats et les recherches sur l'environnement, « tenir » les concepts et les raisonnements de la perspective environnementale. C'est bien là le travail de la théorie, qui consiste – nous empruntons ces formulations à Gilles Deleuze – « à développer *jusqu'au bout*¹ les implications nécessaires d'une question formulée », à porter les « nouvelles distributions qu'elle impose aux êtres et aux choses ». Défi central, face à certaines forces sociales, économiques ou académiques qui passent aujourd'hui la question environnementale au hachoir de leurs redéfinitions entrecroisées, jusqu'à la priver quasiment de sens.

La perspective de recherche en gestion qui est la nôtre imprime à ce travail théorique nécessaire des attendus spécifiques. D'une part, elle appelle des constructions conceptuelles au sein desquelles les questions d'action, de responsabilité, les liens qui les unissent, occupent une place déterminante². D'autre part, elle débouche sur des travaux où ce qui est mis à l'épreuve avant tout, c'est

la capacité d'un (re)cadre théorique proposé à fonder des lectures qui renouvellent, d'une façon éclairante au regard des questions de responsabilité et d'action, la manière dont on peut articuler entre eux les discours gestionnaires qui s'entrecroisent, les dispositifs de gestion qui s'enchevêtrent.

Plus généralement, c'est bien ce travail réorganisateur qui est le moment central de toute entreprise théorique³. S'agissant d'action environnementale, et de son efficacité, la préoccupation fondatrice et organisatrice des travaux présentés ici est de fonder, de construire et d'instruire des analyses qui tiennent clairement en regard à la fois (1) un objet écologique clairement défini, (2) les causes de sa dégradation (qui fait problème environnemental), (3) les conditions de l'arrêt de cette dégradation, de sa prévention ou d'une éventuelle restauration et (4) les situations concrètes d'action où se trouvent pris les acteurs sociaux qui s'engagent dans des initiatives pour obtenir des changements qui permettent de résoudre le problème.

C'est à cette tâche que le groupe de Recherche en gestion sur les territoires et l'environnement (RGTE)⁴ consacre depuis plusieurs années une partie importante de ses travaux, à travers le développement de l'analyse stratégique de la gestion environnementale (ASGE). Le présent article a pour but de proposer une vue d'ensemble de ce cadre théorique, depuis sa formulation initiale jusqu'à ses déclinaisons actuelles.

Dans un premier temps, nous nous placerons d'un point de vue rétrospectif. Nous rappellerons le contexte et les enjeux de la première formulation de l'ASGE dans les années 1980 ; nous en résumerons les fondements et les spécificités ; nous montrerons les phases successives de son développement dans les années 1990 et 2000. Dans un second temps, nous montrerons, en nous appuyant sur des travaux de notre groupe, en quoi le cadrage théorique de l'ASGE permet d'ouvrir de nouvelles voies dans des domaines importants pour l'environnement⁵. Il débouche en particulier sur des propositions théoriques et méthodologiques qui, en permettant une prise de recul et un recadrage, permettent de remédier à certaines contradictions et impasses dont souffrent les approches les plus courantes de la gestion intégrée, du développement durable, de l'évaluation des politiques publiques en matière d'environnement. Dans un troisième temps, nous

³ Quant à la mise en comparaison ou en dialogue avec d'autres propositions théoriques, ce moment (même s'il a son importance) est second et sera ici seulement esquissé. Gageons que le présent texte suscitera des débats qui lui profiteront.

⁴ Dont les auteurs du présent article sont membres.

⁵ Nous ne pourrions pas, dans le cadre restreint de cet article, développer un exemple en détail ; nous avons essayé, en revanche, de fournir systématiquement au lecteur les indications bibliographiques qui lui permettront d'accéder au corpus de nos travaux, où il trouvera notamment des études de cas approfondies. Les références correspondantes sont marquées d'un losange (◆) dans la liste en fin d'article.

¹ Souligné par G. Deleuze.

² Dans le rapport de telles recherches à l'action, ce ne sont pas la finalisation, la visée d'action concrète qui sont au centre (elles sont d'ailleurs absentes dans plusieurs des recherches présentées plus loin), mais bien le projet de « penser », en assumant leur complexité et leur ambiguïté concrètes, les problèmes d'action, les questions d'efficacité.

expliciterons les différents niveaux de travail conceptuel que combinent les analyses stratégiques de la gestion environnementale, depuis les problèmes les plus généraux de cadrage théorique jusqu'à la diffusion d'outils méthodologiques. Pour conclure, nous esquisserons des perspectives pour la poursuite de nos travaux et, plus largement, de ceux des chercheurs qui partagent avec nous un intérêt pour l'instruction des questions concernant la mise en cohérence des engagements environnementaux et des dispositifs de gestion.

Fondements de l'ASGE, étapes et état de son développement

L'analyse stratégique de la gestion environnementale prend ses racines dans nos travaux effectués dès les années 1980 pour formuler, à partir d'études de cas très diverses, une théorie de la pratique de la gestion environnementale (Mermet, 1991 et 1992). Ce travail s'est largement appuyé sur les bases théoriques plus larges du réseau de recherche qui, de 1976 à 1987, a développé la « gestion patrimoniale » (Barouch, 1989; Bertier et de Montgolfier, 1979; Mermet, 1981; de Montgolfier et Natali, 1987; Ollagnon, 1979 et 1987). Il en partageait – et en partage toujours – certains fondements essentiels dont trois doivent ici être soulignés.

D'abord, une vision systémique des situations de gestion qui trouve sa source dans l'analyse systémique largement répandue des années 1970 et 1980 (voir, par exemple, de Rosnay, 1975) puis, de façon plus précise, dans les écrits de Crozier et Friedberg (1977) d'une part, et d'autre part dans ceux de Mintzberg (1989) sur la structure et la dynamique des organisations. Ceci conduit sous des formes diverses à replacer toute situation de gestion environnementale dans une lecture des systèmes d'action où elle s'inscrit et où sont noués ensemble, dans une organisation qu'il s'agit d'élucider, des éléments et des relations multiples, qui ressortent aussi bien d'une qualification sociale (des acteurs, des règles, des enjeux) qu'écologique (des animaux, des plantes, des milieux, etc.).

Ensuite, la visée générale, normative, d'un travail mû par le souci de favoriser une prise de responsabilité croissante de groupes humains à constituer ou à réorganiser, face aux crises, notamment écologiques, qui menacent.

Enfin, une conception, influencée notamment par les systémiciens de l'école de Palo Alto (Barouch, 1989; Watzlawick *et al.*, 1977), par les mouvements de recherche clinique (Berry, 1983; Riveline, 1983), qui placent le travail du chercheur dans tous ses aspects – cadres théoriques et grilles de lectures, relations au terrain, justification et finalisation des problématiques, etc. – en relation étroite avec la situation de l'intervenant, et demandent au chercheur d'assumer le lien complexe mais

insécable qui relie ces deux gestes : comprendre et agir pour transformer.

Cependant, la plupart des approches développées dans le champ de l'environnement sur ces mêmes bases – par exemple, la gestion patrimoniale, la gestion intégrée, le développement durable, etc. – reviennent en dernière analyse à instituer comme système d'action pour remédier à un problème environnemental le même système d'action qui porte en lui, souvent profondément inscrites, les causes de ce problème et l'impuissance ou la réticence à les résoudre. Il y a là une contradiction essentielle, que ces approches entendent lever tant sur le plan théorique que pratique, en posant sous des formes diverses l'hypothèse d'un potentiel de transformation à mobiliser par une meilleure coordination : amélioration de la communication, changement des procédures, ajout de nouvelles institutions de coordination, etc.

Même si ces approches qui posent le problème environnemental en termes de coordination ou d'action collective en sont encore à leurs débuts au milieu des années 1980, la réflexion critique sur leurs fondements, le constat qu'elles méconnaissent ou minorent systématiquement certains aspects des dossiers d'environnement⁶, conduisent à affirmer un désaccord théorique fondateur de notre démarche⁷. Résumons-le en quelques mots : s'il y a un « problème » écologique que la gestion existante peine à résoudre, il faut envisager de changer le système de gestion ; l'amélioration de la coordination, la collaboration dans l'action ne sont que des aspects particuliers de ce changement, qu'il n'y a pas de raison de considérer a priori comme centraux, encore moins comme suffisants. La problématique de changement, intrinsèque à la plupart des situations de gestion environnementale rencontrées, nous incitait à mettre au centre de nos analyses le projet d'identifier, dans les situations concrètes de gestion de l'environnement, les conditions d'un changement de gestion, sans les postuler au départ. . .

D'où la proposition (Mermet, 1991 et 1992) d'un cadre pour une analyse stratégique de la gestion de l'environnement, articulé autour de quatre principes organisateurs.

1. Appuyer l'analyse du système d'action lié à un problème d'environnement sur une définition préalable, en termes écologiques, de l'objet environnemental à prendre en compte et des objectifs poursuivis. La formule un peu provocatrice « buts dans la nature,

⁶ Par exemple, le rôle essentiel souvent joué par le mouvement environnemental, le poids des résistances au changement, la domination exercée à tous les niveaux de la décision par des réseaux d'intérêts sectoriels, etc.

⁷ Pour un réexamen récent de ce désaccord, voir Leroy et Mermet (2004).

moyens dans la société » insiste sur la ponctuation⁸ très spécifique qu'opère, dans le continuum socio-écologique, l'opération particulière qui consiste à répondre à une question précise de responsabilité sur l'état de l'environnement.

2. Prendre en compte, dans le diagnostic de la gestion de cet objet environnemental, l'ensemble des actions anthropiques qui, consciemment ou non, intentionnellement ou non, ont une influence déterminante sur ses qualités : c'est cet ensemble que l'on définit comme la « gestion effective ». Ce concept, souvent mal compris, opère un décalage majeur par rapport aux habitudes qui restreignent en général l'usage du mot gestion à l'intervention délibérée sur une organisation. Pourtant, le concept de gestion désigne bien aussi l'exercice de fait, conscient ou non, d'une responsabilité d'ensemble. Ainsi, une entreprise mal gérée n'est pas tant celle que ses dirigeants « mal-gèrent » consciemment et activement, que celle où le management ne parvient pas à insuffler à la gestion effective la cohérence nécessaire avec les objectifs de gestion.
3. Apporter une attention centrale aux acteurs qui ont pour mission principale de provoquer des changements appropriés de la gestion effective de l'objet écologique : ce sont les « acteurs d'environnement », opérateurs de la « gestion intentionnelle ». Ce concept est souvent, lui aussi, saisi avec peine. La tentation est forte, en effet, de considérer comme acteurs d'environnement tous ceux qui sont impliqués dans le problème environnemental que l'on considère, ou bien tous ceux qui mènent des actions à objectif environnemental affiché. Nous lui donnons un sens plus étroit : le ou les acteurs qui, dans une situation donnée, jouent effectivement (à la fois dans le discours et par leurs actions constatées), vis-à-vis des acteurs responsables des processus dommageables pour l'environnement ou des acteurs régulateurs (élus territoriaux, préfet, etc.), un rôle d'agent de changement en faveur de l'objectif environnemental pris en référence. Là encore, ce concept porte le poids d'un déplacement de l'analyse qui fait passer le problème d'environnement du statut de « problème-collectif-à-résoudre-tous-ensemble » à celui de responsabilité collective qui ne sera pas honorée sans l'intervention stratégique efficace d'un agent de changement, en général minoritaire, au moins au départ.
4. Replacer ces analyses dans la perspective dynamique d'un système de gestion qui change et se structure au fil du temps sous l'effet structurant des conflits,

par lesquels les préoccupations portées par les interventions de gestion intentionnelle finissent par être partiellement intégrées, ce caractère intégré caractérisant avant tout un résultat de gestion, même s'il peut aussi porter sur l'intervention de gestion elle-même.

Ces quatre principes pris ensemble permettent – on le verra plus loin sur des exemples – un recadrage déterminant pour l'analyse des problèmes environnementaux.

La notion de stratégie occupe, dans ce cadre d'analyse, une place centrale non seulement en référence générale aux approches stratégiques de la sociologie des organisations, mais encore davantage au sens où l'action de changement portée par les acteurs d'environnement consiste fondamentalement à déployer des stratégies capables de surmonter les résistances au changement des acteurs du système de gestion effective déjà en place. S'il fallait résumer en une phrase cette perspective, elle revient à considérer les problèmes environnementaux comme des problèmes de changement d'un tout – un socio-écosystème correspondant à un état donné de gestion effective – par l'action stratégique d'une de ses parties – un groupe, un réseau, une institution spécialisée, etc.

À partir du début des années 1990⁹, ce cadre théorique a été mobilisé afin de développer des innovations méthodologiques pour deux types principaux d'applications : d'une part, des interventions de diagnostic et de planification concertée de la gestion environnementale de territoires¹⁰ ; d'autre part, des études d'appui à l'évaluation des politiques publiques en matière d'environnement¹¹.

Les enseignements de cette mise à l'épreuve concrète du cadre théorique initial ont été repris, en 1998, dans un texte de synthèse, qui en propose notamment une formulation plus complète (Mermet, 1998). De ces compléments, soulignons seulement ici celui qui concerne la responsabilité écologique. Si l'acteur d'environnement est fondé à intervenir comme acteur de changement sur la gestion effective, c'est que, pris ensemble et chacun pour son fait, les acteurs de celle-ci sont comptables de ses effets écologiques devant la partie du public que ces conséquences écologiques préoccupent. On se situe donc dans la perspective d'un « pluralisme des préoccupations », qui considère abusive l'exigence que la préoccupation environnementale soit partagée par tous, exigence souvent affichée (implicitement ou explicitement), comme

⁹ Essentiellement dans le cadre du bureau d'études ASca.

⁸ Ce concept essentiel, emprunté aux travaux de l'école de Palo Alto (Watzlawick *et al.*, 1977), désigne le choix par lequel un observateur, devant un enchaînement continu d'événements (causalité circulaire ou enchevêtrée, par exemple), fonde une ligne particulière d'analyse en désignant l'un des moments de l'enchaînement comme premier.

¹⁰ On peut citer en particulier ici, pour leur ambition et les innovations auxquelles ils ont donné lieu, le plan départemental d'environnement des Côtes-d'Armor (Poux et Mermet, 1998), le plan de gestion du Val de Saône (Cattan *et al.*, 1996), l'étude sur l'avenir de la gestion de la population relictuelle d'ours du Béarn (Poux *et al.*, 1996).

¹¹ L'évaluation des politiques publiques en matière de zones humides (Mermet *et al.*, 1993) constitue ici la référence principale.

condition de légitimité des revendications sur l'environnement ou comme préalable à l'action environnementale.

Notre position revient donc à défendre une conception stratégique de l'action – le changement du tout passe par l'action de certains – dans le cadre d'un pluralisme substantiel – la responsabilité de tous au regard des préoccupations de certains. Elle propose ainsi une double alternative aux thématiques centrées sur le souci de coordination et aux conceptions procédurales du pluralisme, qui dominant dans les travaux de recherche français des années 1990.

C'est sur cette base qu'a été engagée, depuis 1997, une nouvelle série de travaux¹² pour pousser plus loin l'étude des fondements théoriques et des applications méthodologiques d'une analyse stratégique de la gestion environnementale. Le défi relevé par ces travaux s'est trouvé d'autant plus important que la même période (1997-2004) voyait la montée en puissance des approches qui posent l'environnement comme problème de coordination, d'action collective, d'apprentissage, aussi bien dans le champ pratique (planification partenariale, concertation, approches patrimoniales, etc.) que dans le champ des travaux en sciences sociales sur l'environnement. C'est donc dans le contexte du développement rapide d'approches dont nous critiquons les fondements mêmes que s'est déroulée la phase de nos travaux qui arrive aujourd'hui à son terme¹³. Ses résultats sont de deux ordres.

D'une part, elle a permis de mettre à l'épreuve la capacité des principes de l'ASGE à opérer, pour l'analyse de systèmes de gestion de l'environnement divers et complexes, un recadrage qui permette de dépasser certaines impasses fondamentales des approches aujourd'hui dominantes. La section suivante de l'article résume les résultats sur ce plan.

D'autre part, elle a conduit à un réexamen et à des développements théoriques et méthodologiques, thème sur lequel nous reviendrons dans la dernière section.

Un cadre pour réexaminer et évaluer les approches de l'action environnementale

Le champ de l'environnement est marqué, aussi bien en France qu'au niveau international, par le développement puis l'emprise qu'exercent successivement – ou concurremment – des mouvements

influent : planification écologique, évaluation des impacts environnementaux, gestion patrimoniale (Babin *et al.*, 1997 ; Ollagnon, 1987), gestion participative des aires protégées, gestion adaptative (Walters, 1986), gestion intégrée (Margerum, 1999 ; Margerum et Born, 1995), gestion communautaire (Compagnon, 2000), gestion des communaux (Ostrom, 1990), etc. Ces formules mobilisatrices désignent des mouvements de pensée et d'action à la fois. De pensée, car chacun s'attache à développer un appareillage théorique et méthodologique. Pour ne donner qu'un seul exemple, la gestion intégrée des zones côtières (GIZC), notion apparue vers le début des années 1980, a donné lieu à ce jour à la publication de dizaines d'ouvrages de doctrine et de « bonnes pratiques » (*guidelines*) et fait l'objet de plusieurs conférences internationales annuelles qui rassemblent des milliers de participants. Mouvements d'action également : pour reprendre l'exemple de la GIZC, cette approche fait aujourd'hui référence pour la prise en charge des problèmes environnementaux du littoral au plan international, et c'est autour de ses *guidelines* (voir en particulier Cicin-Sain et Knecht, 1998), des discours et des dispositifs qu'elles promeuvent que s'organisent l'action publique internationale, les financements internationaux et, in fine, l'action publique nationale de nombreux pays pour la gestion de leur littoral (Billé, 2004 ; Kalaora et Charles, 2000).

Chacune de ces approches se présente au départ comme une prise de recul théorique par rapport à celles qui lui préexistent. Mais, une fois qu'elle est devenue à son tour un mouvement académo-politico-administratif profondément engagé dans ses propres intérêts d'action, sur quel cadre s'appuyer pour évaluer (et donc critiquer) ses réalisations et réexaminer ses fondements et son outillage ? La question se pose aujourd'hui avec plus d'acuité que jamais, étant donné l'écart entre l'accumulation des discours, des dispositifs, des approches (et la difficulté d'y effectuer un tri) et la dégradation continue que l'on constate dans de nombreux dossiers d'environnement. L'ASGE offre un cadre utile pour, justement, prendre le champ nécessaire. Nous en donnerons ici deux exemples, portant respectivement sur la gestion intégrée et sur l'évaluation des politiques environnementales.

Gestion intégrée, ou processus d'intégration de l'environnement dans la gestion des territoires ?

La « gestion intégrée des territoires et de l'environnement » repose sur l'idée d'intégrer – ou de faire intégrer – dans les processus et résultats du développement le maintien ou le rétablissement de certaines qualités des systèmes écologiques. Ce concept organisateur

¹² Essentiellement dans le cadre de l'Engref et du fonctionnement du collectif de recherche RGTE.

¹³ Avec notamment l'achèvement de trois recherches doctorales (Narcy, 2004 ; Billé, 2004 ; Leroy, 2004) et l'aboutissement prochain de trois autres (F. Benhamou, A. Emerit, J.-B. Marsat).

a été appliqué à la gestion de divers types de milieux ou de territoires : bassins versants, zones humides, littoraux, etc. Mais sa concrétisation sous la forme d'un modèle d'organisation, voire d'un programme d'action, peut donner lieu à des dérives qui, in fine, neutralisent ou contrecarrent le traitement des problèmes environnementaux qui constitue pourtant la base de sa légitimité.

L'étude détaillée des difficultés rencontrées par la mise en œuvre de la gestion intégrée des zones côtières (GIZC), aussi bien dans des pays du Sud qu'en France, montre bien ce phénomène. Ainsi à Madagascar, le plan national de gestion environnemental a mis en place, à côté d'autres unités chargées d'aspects divers de l'action de développement, une unité de gestion intégrée du littoral. Mais, comme il n'existe pas dans le dispositif d'ensemble une unité dédiée spécifiquement à la prise en charge des problèmes environnementaux, l'unité de gestion intégrée est placée devant un choix insoluble. Soit elle se substitue aux acteurs d'environnement défaillants comme interlocuteur environnemental face aux autres services de développement – mais, dans ce cas, devenue « partie et médiateur », elle tend à se disqualifier comme acteur médiateur, intégrateur des préoccupations environnementales et des autres enjeux du développement. Soit elle se place dans cette position de médiation – mais, dans ce cas, le processus d'intégration de l'environnement ne fonctionne pas, faute d'un interlocuteur qui soit pleinement en position de défendre les points de vue environnementaux face aux autres intérêts sectoriels, au sein des processus d'arbitrage. Finalement, on observe un processus de « sectorialisation de la gestion intégrée » : au lieu d'une coordination globale des projets et programmes de développements sectoriels divers, les actions de gestion intégrée deviennent des projets et programmes parmi les autres. Pour justifier leur existence, ils sont conduits à délaisser toute ambition de gestion globale, pour se trouver une niche d'intervention dans l'un des secteurs délaissés par les programmes préexistants et accessibles aux moyens d'intervention souvent limités de ce nouveau venu qu'est la gestion intégrée (Billé et Mermet, 2002).

Dans l'analyse de cette situation, le cadre théorique de l'ASGE offre un fil conducteur dans la mesure où il dénoue d'emblée la confusion centrale où s'alimentent les risques de dérives inhérents à la gestion intégrée. Pour reprendre les concepts introduits plus haut : en matière de gestion intégrée (a), l'action stratégique de changement (intervention de « gestion intentionnelle ») (b) vise à transformer une « gestion effective » actuelle non intégrée (sectorisée, ignorant l'environnement, etc.) (c) en impulsant un « processus d'intégration » (d) qui doit faire émerger une gestion effective transformée que l'on puisse qualifier d'intégrée. Dès lors que l'on confond dans une notion indifférenciée de gestion intégrée plusieurs de ces

moments différents¹⁴ d'un processus d'intégration toujours en marche, on prend le risque d'enfermer l'analyse et l'action dans des impasses dont nos études de terrain montrent la fréquence, la profondeur et la diversité, au Nord comme au Sud (Billé, 2004).

Évaluation environnementale des politiques publiques

C'est sur cette même capacité à distinguer et à mettre en rapport, tout au long de l'analyse, les buts de l'action environnementale, les systèmes qu'elle entreprend de changer, les processus dans lesquels elle s'inscrit¹⁵, que repose l'intérêt de l'ASGE pour l'évaluation des politiques publiques dans le domaine de l'environnement. L'étude réalisée en 1994, en appui au travail de l'instance d'évaluation sur les politiques publiques en matière de zones humides, peut être donnée en exemple¹⁶. D'emblée, il apparaissait clairement que les deux principales approches consacrées dans le champ de l'évaluation des politiques publiques ne pouvaient convenir dans ce cas.

L'une, la plus classique, mise en avant par exemple par le Conseil supérieur d'évaluation (CSE, 1996), consiste à mettre en regard les objectifs assignés à la politique à évaluer avec ses effets propres. S'agissant d'une politique environnementale, il va de soi que les objectifs environnementaux – ici, la gestion durable des zones humides – sont à placer au fondement de l'évaluation. L'évolution de l'état des systèmes écologiques visés est alors un critère incontournable de l'évaluation. Or, cet état ne dépend pas de manière univoque des actions de protection (la « gestion intentionnelle »), mais bien de tout un ensemble d'actions (la « gestion effective ») qui affectent, positivement ou négativement, l'état de ces systèmes. En matière de zones humides, par exemple, l'étude a rapidement montré que des actions publiques (agricoles, forestières, urbaines, etc.) étaient à l'origine

¹⁴ Et en particulier, le mode d'intervention et le résultat souhaité.

¹⁵ Par cette formulation, nous voulons souligner (1) que l'action environnementale doit souvent viser à provoquer des changements dans les structures (sociales, économiques, etc.), mais que (2) ces structures ne sont pas accessibles directement aux interventions de changement : celles-ci doivent (si l'on rejette comme nous les positions « globalitaires ») et ne peuvent que (si l'on adopte comme nous une position « réaliste », stratégique, sur l'action) s'inscrire dans les processus en cours, en y déployant des stratégies susceptibles d'induire des changements futurs dans les structures – et, par là, dans les processus à venir.

¹⁶ On pourra se référer notamment aux deux rapports d'étude réalisés par ASCA pour l'instance d'évaluation présidée par le préfet Bernard (Mermet *et al.*, 1993 ; Cattan et Mermet, 1994), au rapport de celle-ci (CIME, 1994) et à des textes de réflexion ou d'évaluation publiés depuis sur ce travail (Mermet, 1996 et 1998 ; Lascoumes et Setbon, 1996 ; Bazin et Mermet, 1999 ; Mermet et Barnaud, 1999).

des plus importants processus dommageables aux zones humides. Pour rendre compte de l'exercice de la responsabilité des pouvoirs publics sur les zones humides, c'est donc l'ensemble des effets de l'action publique sur les zones humides qu'il fallait analyser, et c'est seulement dans ce cadre plus large que l'évaluation des mesures ayant pour but spécifique la protection des zones humides a pu prendre son sens.

La seconde approche courante dans le domaine de l'évaluation des politiques est celle qualifiée de pluraliste (Monnier, 1992). Elle consiste schématiquement à fonder l'évaluation d'une politique publique sur sa mise en discussion par un collectif constitué des acteurs concernés par elle et que l'on a réunis « autour d'une table ». Lorsqu'il s'agit d'une politique environnementale dont le but est d'obtenir la transformation d'actions publiques et privées portées par des administrations et des filières économiques et socioprofessionnelles très puissantes (agriculture, transport routier, etc.), cela tend à instaurer un dispositif au sein duquel les opérateurs préoccupés de l'efficacité du changement sont structurellement mis en forte minorité face aux acteurs vis-à-vis desquels ils doivent promouvoir le changement. On se trouve alors dans la situation que nous avons critiquée plus haut : celle où le système d'action même qui provoque le problème environnemental et résiste au changement est chargé d'évaluer les actions entreprises par les pouvoirs publics pour le faire changer. . .

Pour échapper à une telle impasse, il est capital (1) de construire l'évaluation de l'action publique en distinguant dès le départ le système de « gestion effective » (l'ensemble des actions publiques qui ont un effet sur le problème d'environnement) et le système de « gestion intentionnelle » (les actions publiques indépendantes des filières responsables des impacts négatifs, et qui ont pour mission d'induire des changements), (2) d'étudier chacun de ces deux systèmes de manière séparée, puis (3) d'analyser leurs interactions de manière à pouvoir déboucher sur une évaluation de la capacité de l'ensemble de l'action publique à faire émerger une gestion efficace du problème environnemental concerné. Faut de pouvoir mettre en regard, d'un côté, les efforts entrepris en faveur des changements nécessaires à l'efficacité environnementale et, de l'autre, les résistances que le système de gestion effective oppose à ces efforts, il n'est pas possible d'apprécier dans quelle mesure une politique environnementale est adéquate ou non.

C'est en s'ancrant dans ces principes et en y adossant les innovations méthodologiques appelées par les caractéristiques spécifiques de l'objet traité, que l'évaluation « zones humides » de 1994 a permis de mesurer clairement les moyens mis en œuvre pour promouvoir, en France, la gestion durable des zones humides,

de constater qu'ils ne suffisaient pas¹⁷ (au moment de l'évaluation) à enrayer la dégradation observée de la situation en la matière et de pointer de façon précise les différentes actions publiques (agricoles, d'équipement, etc.) responsables de cette évolution. C'est sur cette base qu'ont pu s'appuyer une étude des marges de manœuvre envisageables pour améliorer la situation, puis la définition d'un plan national d'action. La mise en œuvre de celui-ci se poursuit encore aujourd'hui (Barnaud *et al.*, 2004), suites qui font désormais qualifier cette évaluation de réussite, alors que dans un premier temps elle a, par les innovations de cadrage sur lesquelles elle reposait, essuyé une appréciation négative du Conseil scientifique de l'évaluation. D'autres recherches plus récentes portant sur des problèmes d'évaluation nous ont permis de mettre à l'épreuve cette capacité du cadre théorique ASGE à fournir une structuration spécifique des questions, suffisamment claire et solide pour servir de point d'appui au travail d'analyse considérable qu'il faut accomplir pour dénouer l'entrelacs des responsabilités – et des dénis de responsabilités – qui caractérise les programmes ou les dispositifs de gestion de l'environnement¹⁸.

Un travail de (re)cadrage, de mobilisation et d'innovation, qui conduit à développer un corpus théorique et méthodologique

Si la perspective centrale qu'offre l'ASGE sort confortée de quinze années de travaux, il s'avère aussi indispensable de mieux caractériser les différents types d'activités

¹⁷ Alors même qu'ils engageaient à peu près la moitié des moyens (humains et financiers) de l'action publique en matière de protection de la nature.

¹⁸ Le cadre limité du présent article ne nous permet pas de présenter d'exemple de l'analyse stratégique d'un cas de terrain où est en jeu l'évaluation de la gestion d'un écosystème donné. Nous renvoyons pour cela le lecteur au travail de Maya Leroy (2004) sur la gestion des écosystèmes de la vallée du fleuve Sénégal, le plus abouti des travaux de ce type réalisés jusqu'ici dans notre groupe de recherche. Dans une situation marquée par la multiplicité des dispositifs d'action, qui rendait très difficile toute évaluation, ce travail de réexamen critique a permis de rendre plus lisibles les relations entre les engagements environnementaux (objectifs de référence), l'ensemble des actions publiques qui constituent la gestion effective des écosystèmes du fleuve Sénégal, les dispositifs de gestion environnementale (gestion intentionnelle) et les connaissances sur les processus et les causes de la dégradation des écosystèmes. On y trouvera en outre une discussion théorique approfondie des enjeux de l'adoption d'une perspective d'ASGE pour un tel terrain. D'autres travaux fourniront des exemples en France, à une échelle plus locale : notamment l'analyse des apports et des limites du dispositif de « gestion patrimoniale » affiché dans le dossier de l'ours des Pyrénées (Mermet, 2001), ainsi que les cas de terrain sur la gestion intégrée du littoral dans la recherche de Raphaël Billé (2004).

auxquelles elle donne lieu. Cette explicitation est nécessaire pour éviter le risque d'un malentendu majeur : celui qui consisterait à considérer l'ASGE comme une boîte à outils méthodologique intégrée, qu'il suffirait d'appliquer à un terrain, quel qu'il soit, pour obtenir un résultat garanti d'avance – et labellisé ! Il importe tout particulièrement de bien distinguer les niveaux où se déroule un travail d'étude, ou de recherche, en tension entre un travail conceptuel et l'implication dans des dossiers, ou des terrains – souci que partagent avec nous d'autres chercheurs, notamment en sciences de gestion (voir en particulier David, 2000).

À un premier niveau, l'ASGE travaille à une base théorique dans la mesure où elle repose sur l'identification a priori d'un certain nombre de conditions d'ordre très général que doit remplir l'analyse d'une situation, lorsque cette analyse a pour but de répondre à une question de responsabilité et/ou d'action portant sur l'état d'un système écologique. Pris ensemble, ces choix de cadrage fondamentaux (en anglais, on parlerait de *framework*) sont générateurs d'une position, d'un regard particulier sur les situations à analyser, et structurent une problématique¹⁹. Reformulons-en les principes directeurs :

1. L'analyste donne à l'état d'un système écologique le statut d'un référentiel externe, fondateur pour l'analyse et l'évaluation d'un système socio-écologique (et pas seulement le statut d'une variable interne dans le fonctionnement de celui-ci).
2. L'ensemble des déterminants de cet état constitue par définition un système socio-écologique que l'on peut analyser sous l'angle à la fois de la responsabilité et de l'action stratégique de changement.
3. L'analyste élabore une lecture de ce système qui prend en compte aussi bien les facteurs bio-physico-chimiques que sociaux, les deux restant articulés de façon à conserver la lisibilité des « ponctuations » qui clivent ces deux domaines.
4. Tout au long de ce travail d'interprétation, les multiples choix théoriques, méthodologiques, pratiques, rédactionnels, sont guidés par un double souci : mettre en évidence les responsabilités sur l'état du système (voir 1) ; produire des interprétations qui aient un sens pour un acteur de référence qui, placé au cœur du système en cause, aurait pour but d'y intervenir comme acteur stratégique de changement en faveur de l'environnement.

¹⁹ Comme l'écrivent Ostrom *et al.* (1994), « un cadre théorique oriente l'analyste vers des questions particulières à poser ». Parmi les travaux de notre groupe qui relèvent directement de ce type de recadrage, on peut encore donner comme exemple les propositions de Mermet et Poux (2000) et de Poux (2001) pour une reformulation (à des échelles différentes) de la problématique de l'évaluation des impacts environnementaux de l'agriculture.

À ce premier niveau, où le travail théorique est un travail de structuration et d'élaboration des questions environnementales, les recherches sur l'ASGE consistent en une réflexion sur les concepts et principes organisateurs, en tentatives de réélaboration et de reformulation, en discussions avec d'autres perspectives théoriques, qui structurent différemment les questions environnementales²⁰.

À un second niveau, il s'agit de traiter ces questions organisatrices. Chacune soulève de multiples questions secondes. Comment mesurer l'état de l'objet environnemental pris en référence ? Quelle analyse conduire sur les dynamiques organisationnelles sous-jacentes à une activité économique donnée, génératrice d'impacts négatifs sur l'environnement ? Comment mettre en rapport les rhétoriques présentées par les acteurs dans l'espace public et l'analyse de leurs actions ? Etc. Pour instruire ces questions, étant donné la complexité et le caractère multidimensionnel des situations de gestion environnementale, on peut – il faut – mobiliser des ressources théoriques spécifiques. Le plus souvent, elles sont à choisir dans l'immense corpus généré par les différentes disciplines qui peuvent concerner l'environnement. Leur utilisation requiert alors des adaptations plus ou moins profondes. Dans d'autres cas, il faudra innover en faisant des propositions nouvelles. Le cadre théorique de l'ASGE ne peut pas ici répondre directement. Il « fournit un langage métathéorique pour réfléchir à diverses théories du point de vue de leur utilité pour traiter les questions qui importent pour l'analyste » (Ostrom *et al.*, 1994). Il organise un espace de travail ouvert dans lequel rien n'est jamais joué d'avance. Cependant, à mesure que se multiplient les travaux conduits dans la perspective de l'ASGE, viennent s'accumuler des ressources et des développements théoriques – concepts, grilles de lecture, lignes de raisonnement, etc. – en partie importés et adaptés, en partie spécifiques. À ce second niveau, les recherches en ASGE se présentent donc comme l'accumulation progressive et la discussion d'un corpus en développement de théories propres et d'éléments théoriques repris à d'autres perspectives et retravaillés dans une direction spécifique²¹.

²⁰ Sans développer ce thème ici, mentionnons simplement que de telles approches ont été engagées, par exemple autour de la théorie de la justification de Boltanski et Thévenot (1991) (voir Nancy, 2004 ; Nancy et Mermet, 2003), de la théorie des « politiques de la nature » proposée par Latour (1999) (voir Mermet, à paraître (a)), ou d'approches critiques comme celle proposée par Boltanski et Chiapello (1999) (voir Leroy, 2004 ; Mermet, à paraître (b)).

²¹ Il faut citer ici les travaux qui s'attachent à développer des aspects particuliers de l'action environnementale, aspects dont l'analyse stratégique a conduit à mettre en relief l'importance et à orienter le traitement ; par exemple : les résistances anti-environnementales (Benhammou et Mermet, 2003), les stratégies des ONG de protection de la nature (Gaudefroy de Mombynes et Mermet, 2003).

Si on descend encore, à un troisième niveau, vers telle intervention spécifique d'étude ou de recherche, conduire une analyse stratégique de la gestion environnementale suppose que l'on définisse une marche à suivre pour aborder une situation-problème et que l'on choisisse ou que l'on invente des outils méthodologiques à mobiliser à différentes étapes de cette démarche. Le travail d'ASGE effectué à ce niveau suppose de concevoir et de mettre en œuvre des méthodes, des savoir-faire spécifiques pour aborder telle ou telle question et tel ou tel cas de terrain. Il peut donner lieu à deux types différents de développements. D'un côté, il conduit à envisager de proposer à l'avenir des méthodologies stabilisées et reproductibles pour des gammes bien définies de situations similaires, par exemple une méthodologie pour le diagnostic d'un problème environnemental à l'échelle d'un territoire²². De l'autre côté, parce qu'aucune méthode standardisée ne permettra d'embrasser l'ensemble des situations (dans le temps, dans l'espace, dans les types de contextes, dans les types de problèmes), il appelle des travaux d'innovation méthodologique destinés à répondre à des situations uniques ou, du moins, nouvelles. Enfin, la conduite d'analyses stratégiques de systèmes de gestion environnementale passe par l'élaboration d'une pratique de plus en plus précise et explicite du terrain, où les questions d'engagement ou non du chercheur, de rapport entre la recherche et les préconisations qui en sont attendues, des liens entre les intérêts des acteurs du terrain et l'intéressement du chercheur, soient traités avec l'attention que ces questions fondamentales méritent (Barbier, 1998 ; David *et al.*, 2000).

L'enjeu d'une démarche d'analyse stratégique de la gestion environnementale ne peut donc pas être simplement d'appliquer (ou pas) une grille de lecture canonique. Il se situe au contraire dans la présence toujours active des trois niveaux de travail conceptuel où se construit l'ASGE : (re)formulation de la perspective, mobilisation/développement d'un corpus théorique, mise en œuvre et enrichissement d'un répertoire de ressources méthodologiques.

En distinguant et en articulant clairement ces trois niveaux, l'ASGE se dote à la fois d'une cohérence d'ensemble et d'une capacité à évoluer, en bénéficiant notamment des développements continus d'autres recherches, dont elle mobilise – ou critique – les outils et résultats pour répondre à ses propres questionnements.

Conclusion et perspectives

« Qui peut agir, et comment, pour préserver ou rétablir telle qualité désirable de tel écosystème ? » Cette

²² Un peu comme l'approche « systèmes agraires » (Deffontaines et Lardon, 1994), qui se traduit notamment (mais pas seulement) par une méthode standardisée pour le diagnostic de système agricole à l'échelle d'un terroir.

question est celle de l'action, de la responsabilité, de l'efficacité environnementales. Ce questionnement trouve notamment sa légitimité (1) dans les attentes des citoyens et des mouvements sociaux qui soulèvent ces questions de responsabilité et d'action environnementale, qui attendent une efficacité concrète, lisible dans l'état des écosystèmes, et (2) dans les engagements officiels pris par les pouvoirs publics, depuis la sphère locale jusqu'aux conventions internationales, pour répondre à cette attente.

Traiter sérieusement ces questions, au sujet d'un problème environnemental donné, c'est ouvrir un dossier complexe, à la fois social, écologique, technique, économique, etc. ; c'est choisir des concepts organisateurs appropriés pour guider une lecture spécifique de ce dossier ; c'est mobiliser, dans la construction de cette lecture, des concepts, des éléments d'analyse, des données, empruntés à diverses disciplines des sciences de la nature, de l'univers, de l'homme et de la société. C'est à de tels travaux de « mise en lisibilité » que nous appelons et que nous voulons contribuer par les cadrages théoriques de l'ASGE et le corpus ouvert de réalisations et de méthodes qui se constitue avec ses développements et ses utilisations.

La situation actuelle du domaine de l'environnement nous donne à penser que cette perspective répondra à un besoin majeur des années qui viennent. En effet, depuis sa genèse au milieu des années 1980, l'ASGE porte une interpellation critique des approches qui choisissent, sous des formes diverses, de voir les problèmes d'environnement essentiellement (voire même seulement) comme problèmes de coordination entre acteurs (action collective, apprentissage collectif, gestion intégrée et concertée, etc.). Innovantes dans les années 1980, en pleine expansion dans les années 1990, ces approches sont aujourd'hui dans une position d'hégémonie. Sur le plan pratique, la mise en œuvre de dispositifs de gestion fondés sur elles s'est très rapidement généralisée ces dernières années, souvent au détriment d'autres formes d'action tout aussi nécessaires. C'est seulement aujourd'hui que l'on commence à découvrir les limites de ces dispositifs, la fréquence et les conséquences de carences dans leur conception ou leur mise en pratique²³. Leur examen critique, et celui des conceptions sur lesquelles ils reposent, la réflexion sur les moyens de dépasser leurs insuffisances, sont des tâches qui incombent aux chercheurs du champ de l'environnement (en particulier dans les disciplines de sciences sociales) et dont l'urgence ne devrait que croître dans les prochaines années.

²³ Pour ne citer qu'un exemple, les travaux de Busca et Salles (à paraître) démontent avec précision les processus par lesquels la mise en œuvre négociée de certaines mesures agrienvironnementales conduit, in fine, à les vider de leur contenu.

Références

- Babin, D., Bertrand, A., Weber, J., et al., 1997. *Médiation patrimoniale et gestion subsidiaire*, Montpellier, Antananarivo, Cirad-GREEN.
- Barbier, M., 1998. *Pratiques de recherche et invention d'une situation de gestion d'un risque de nuisance : d'une étude de cas à une recherche intervention*. Thèse de doctorat, Université Lyon 3.
- Barnaud, G., Barre, V., Weng, P., 2004. *Programme national de recherche sur les zones humides : les actes du colloque de Toulouse (22-24 octobre 2001)*, Toulouse, BRGM-Agences de l'Eau, MEDD-MAAPAR-METLTM.
- Barouch, G., 1989. *La Décision en miettes : systèmes de pensée et d'action à l'œuvre dans la gestion des milieux naturels en France*, Paris, L'Harmattan.
- Bazin, P., Mermet, L., 1999. L'évaluation des politiques « zones humides » de 1994 : son origine, son déroulement, ses résultats, *Annales des Mines/Responsabilité & Environnement*, 14, 79-89.
- ◆ Benhammou, F., Mermet, L., 2003. Stratégie et géopolitique de l'opposition à la conservation de la nature : le cas de l'ours des Pyrénées, *Natures Sciences Sociétés*, 11, 4, 381-394.
- Berry, M., 1983. *Une technologie invisible*, Paris, Centre de recherche en gestion de l'École polytechnique.
- Bertier, P., Montgolfier, J. de, 1979. Tentative pour poser le problème forestier en termes de patrimoine, in *Congrès de l'association des ruralistes français*.
- ◆ Billé, R., 2004. *La Gestion intégrée se décreète-t-elle ? Une analyse stratégique de la mise en œuvre, entre approche programme et cadre normatif*. Thèse de doctorat, Engref, Paris.
- ◆ Billé, R., Mermet, L., 2002. Sectorialization of an Integrated Coastal Management Program: A case study in Madagascar, *Journal of Environmental Planning and Management*, 45, 6, 913-926.
- Boltanski, L., Chiapello, E., 1999. *Le Nouvel Esprit du capitalisme*, Paris, Gallimard.
- Boltanski, L., Thévenot, L., 1991. *De la justification. Les économies de la grandeur*, Paris, Gallimard.
- Busca, D., Salles, D., à paraître. Quelle performance des dispositifs agri-environnementaux ?, in *Concertation, décision et environnement : regards croisés*, vol. IV, Paris, La Documentation française.
- ◆ Cattan, A., Dubien, I., Laurans, Y., Mermet, L., 1996. *Élaboration d'un plan d'utilisation de l'espace inondable et d'un plan de gestion pour le Val de Saône*, Paris, ASca/Syndicat mixte d'études pour l'aménagement du bassin de la Saône et du Doubs.
- ◆ Cattan, A., Mermet, L., 1994. *Évaluation des politiques publiques en matière de zones humides : rapport de deuxième phase et recouplement avec la première phase*, Paris, ASca/Commissariat général du plan – Instance d'évaluation des politiques publiques en matière de zones humides.
- Cicin-Sain, B., Knecht, R.W., 1998. *Integrated Coastal and Ocean Management, Concepts and Practises*, Washington (D.C.), Island Press.
- CIME, 1994. *Les Zones humides : rapport de l'Instance d'évaluation*, Paris, La Documentation française.
- Compagnon, D., 2000. Présentation. Impératifs et contraintes de la gestion communautaire, in Compagnon, D., Constantin, F. (Eds), *Administrer l'environnement en Afrique*, Kartala/IFRA.
- Crozier, M., Friedberg, E., 1977. *L'Acteur et le Système*, Paris, Le Seuil.
- CSE, 1996. *Petit guide d'évaluation des politiques publiques*, Paris, La Documentation Française.
- David, A., 2000. Logique, épistémologie et méthodologie en sciences de gestion : trois hypothèses revisitées, in David, A., Hatchuel, A., Laufer, R. (Eds), *Les Nouvelles Fondations des sciences de gestion : éléments d'épistémologie de la recherche en management*, Paris, Vuibert, 83-109.
- David, A., Hatchuel, A., Laufer, R. (Eds), 2000. *Les Nouvelles Fondations des sciences de gestion : éléments d'épistémologie de la recherche en management*, Paris, Vuibert.
- Deffontaines, J.-P., Lardon, S. (Eds), 1994. *Itinéraires cartographiques et développement*, Paris, INRA Éditions.
- ◆ Gaudefroy de Mombyne, T., Mermet, L., 2003. La stratégie d'une ONG internationale d'environnement : articuler biologie et management, action publique et concurrence, *Annales des Mines/Gérer & Comprendre*, 73, 14-24.
- Kalaora, B., Charles, L., 2000. Intervention sociologique et développement durable : le cas de la gestion intégrée des zones côtières, *Natures Sciences Sociétés*, 8, 2, 31-38.
- Lascoumes, P., Setbon, M., 1996. *L'Évaluation pluraliste des politiques publiques : enjeux, pratiques, produits*, Paris, GAPP-CNRS/Commissariat général du plan.
- Latour, B., 1999. *Politiques de la nature : comment faire entrer les sciences en démocratie*, Paris, La Découverte.
- ◆ Leroy, M., 2004. *Gestion stratégique des écosystème dans un contexte d'aide internationale : engagements environnementaux et dispositifs de gestion dans la vallée du fleuve Sénégal*. Thèse de doctorat, Engref, Paris (à paraître sous forme d'ouvrage aux éditions L'Harmattan).
- ◆ Leroy, M., Mermet, L., 2004. La gestion patrimoniale : innovations et limites de 25 ans de recherche d'une gestion concertée de l'environnement rurale, *Séminaire Sciences sociales et Environnement : perspectives franco-allemandes*, Strasbourg, 12-14 février.
- Margerum, R.D., 1999. Integrated environmental management: the foundations for successful practice, *Environmental Management*, 24, 2, 151-166.
- Margerum, R.D., Born, S.M., 1995. Integrated environmental management: moving from theory to practice, *Journal of environmental planning and management*, 38, 3, 371-392.
- Mermet, L., 1981. *Éléments pour une gestion patrimoniale : perspectives, facteurs de blocage*, Ministère de l'Environnement – Direction de la Prévention des pollutions – Mission des Études statistiques et du Plan/Ministère de l'Urbanisme et du Logement – Mission des Études et de la Recherche – Groupe de Prospective/SCORE.
- ◆ Mermet, L., 1991. Dans quel sens pouvons-nous gérer l'environnement ?, *Annales des Mines/Gérer & Comprendre*, 22, 68-81.
- ◆ Mermet, L., 1992. *Stratégies pour la gestion de l'environnement : la nature comme jeu de société ?*, Paris, L'Harmattan.
- ◆ Mermet, L., 1996. Les études d'évaluation entre stratégie et méthodologie : l'exemple des politiques publiques en matière de zones humides, *Annales des Mines/Gérer & Comprendre*, 46, 55-64.
- ◆ Mermet, L., 1998. *L'Analyse stratégique de la gestion environnementale, illustrée par les tribulations d'un noyau de population relictuel d'ours bruns (Ursus Arctos) dans les Pyrénées occidentales françaises*, Engref/RGTE.
- ◆ Mermet, L., 2001. L'Institution patrimoniale du haut Béarn : gestion intégrée de l'environnement ou réaction anti-environnementale ?, *Annales des Mines/Responsabilité & Environnement*, 21, 9-21.

- ◆ Mermet, L., à paraître (a). Quand le collectif cosmopolitique, hypostasié en « Institution patrimoniale », devient machine à exclure : le cas de l'ours des Pyrénées, in Lolive, J., Soubeyran, O. (Eds), *Émergence des cosmopolitiques et re-fondation de la pensée aménagiste* (colloque du Centre culturel international de Cerisy-la-Salle, 20-27 septembre 2003).
- ◆ Mermet, L., à paraître (b). Ouvrir de nouveaux espaces critiques : clarifier, renouveler, « pluraliser » les ancrages normatifs des recherches, in *Concertation, décision, environnement : regards croisés*, vol. IV, Paris, La Documentation française.
- Mermet, L., Barnaud, G., 1999. L'action publique en matière de zones humides : revue, 5 ans après l'évaluation des politiques publiques de 1994, *Annales des Mines/Responsabilité & Environnement*, 14, 75-78.
- ◆ Mermet, L., Cattan, A., Jubault, P., et al., 1993. *Évaluation des politiques publiques en matière de zones humides : rapport de première phase*, Paris, ASca/Commissariat général du plan – Instance d'évaluation des politiques publiques.
- ◆ Mermet, L., Poux, X., 2000. Recherches et actions publiques à l'interface agriculture-biodiversité : comment déplacer le front du débat ?, *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 41, 43-55.
- Minzberg, H., 1989. *Structure et dynamique des organisations*, Paris, Les Éditions Agence d'Arc.
- Monnier, E., 1992. *Évaluation de l'action des pouvoirs publics*, Paris, Economica.
- Montgolfier, J. de, Natali, J.-M., 1987. *Le Patrimoine du futur*, Paris, Economica.
- ◆ Nancy, J.-B., 2004. *Pour une gestion spatiale de l'eau : comment sortir du tuyau ?*, Bruxelles, Peter Lang.
- ◆ Nancy, J.-B., Mermet, L., 2003. Nouvelles justifications pour une gestion spatiale de l'eau, *Natures Sciences Sociétés*, 11, 2, 135-145.
- Ollagnon, H., 1979. Propositions pour une gestion patrimoniale des eaux souterraines : l'expérience de la nappe phréatique d'Alsace, *Bulletin interministériel pour la rationalisation des choix budgétaires*, 36 (mars).
- Ollagnon, H., 1987. *Une nécessaire rencontre des approches théoriques et pragmatiques de la gestion de la nature : l'audit patrimonial de type système-acteurs*, Paris, Ministère de l'Agriculture-DAFE.
- Ostrom, E., 1990. *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Ostrom, E., Gardner, R., Walker, J., 1994. *Rules, Games, & Common Pool Resources*, Ann Arbor, The University of Michigan Press.
- ◆ Poux, X., 2001. Entreprendre l'évaluation environnementale de la PAC. Responsabilité en environnement, *Annales des Mines/Responsabilité & Environnement*, 23, 72-85.
- ◆ Poux, X., Dubien, I., et al., 1996. *État des lieux de la population d'ours des Pyrénées. Stratégie de conservation et de renforcement éventuel. Dimensions naturaliste et socio-économique*, ASca/Institution patrimoniale du haut Béarn.
- Poux, X., Mermet, L., 1998. Un diagnostic territorial et prospectif comme support de la concertation sur l'environnement, in *Gestion des territoires ruraux : connaissances et méthodes pour la décision publique*, Actes du colloque Cemagref-Engref-ENITAC, Clermont-Ferrand, 27-28 avril 1998, Paris, Cemagref, T 2, 529-548
- Riveline, C., 1983. Nouvelles approches des processus de décision (les apports des recherches en gestion), *Futuribles*, 64-77.
- Rosnay, J. de, 1975. *Le Macroscopie*, Paris, Le Seuil.
- Walters, C.J., 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*, New York, McMillan.
- Watzlawick, P., Weakland, J.H., Fisch, R., 1977. *Changements, paradoxes et psychothérapies*, Paris, Le Seuil.

Reçu le 26 mars 2004. Accepté le 3 février 2005.

LES ÉTUDES D'ÉVALUATION ENTRE STRATÉGIE ET MÉTHODOLOGIE

L'exemple des politiques publiques en matière de zones humides

PAR LAURENT MERMET

Professeur - ENGREF

Entre sauvegarde d'un patrimoine environnemental exceptionnel et projets d'aménagement du territoire, la préservation des zones humides constitue l'un des objectifs prioritaires des politiques de protection de la nature. Mais celles-ci sont-elles efficaces ? Se poser la question, c'est entrer dans le domaine de l'évaluation, terrain mouvant où s'affrontent experts d'une science en devenir et praticiens de la vie publique.

Marais, tourbières, prairies inondées, vasières..., les zones humides sont importantes pour la conservation des espèces animales et végétales, la protection des paysages, la chasse et la pêche, la gestion des eaux (1) : Depuis une quinzaine d'années, elles constituent l'un des objectifs prioritaires des politiques de protection de la nature. Mais celles-ci sont-elles efficaces en la matière ? Nous garantissent-elles de manière durable un état satisfaisant des zones humides françaises ?

S'attaquer à de telles questions, c'est entrer dans le domaine de l'évaluation des politiques publiques. Dans une sphère académique et

experte, il se présente comme champ de recherche théorique et méthodologique, avec ses traditions et ses réseaux, ses ressources et ses obstacles (2). Dans une sphère administrative et politique, c'est un champ de manoeuvre très concret de la vie publique, avec ses procédures, ses enjeux politiques et administratifs, ses praticiens, stratèges et tacticiens (3).

(1) Sur la question des zones humides, voir par exemple : Dugan, 1992, Mitch, 1994.

(2) Voir par exemple Patton, 1986, ou Monnier, 1992.

(3) Voir : Commissariat au Plan, 1991.

RÉALITÉS MÉCONNUES

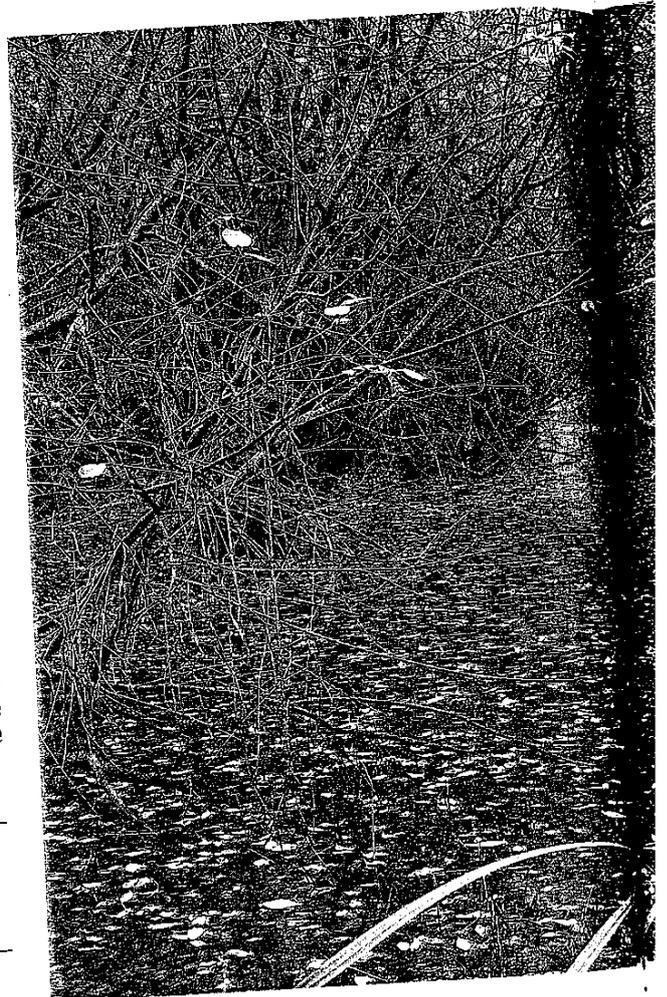
Sous l'angle de l'analyse, « évaluer une politique publique, c'est reconnaître et mesurer ses effets propres ». Sous l'angle du jugement, « évaluer une politique publique, c'est former un jugement sur sa valeur ». Dans ces deux définitions (4), ce sont respectivement une démarche scientifique et une démarche politique qui dominent. Chacune correspond à une sensibilité et à des pratiques assez différentes au regard des procédures et des méthodes d'évaluation.

Pourtant, elles sont *a priori* complémentaires dans le principe. Alors peuvent-elles, doivent-elles, s'articuler dans la mise en œuvre de l'évaluation et, si oui, comment ? Le présent article tente d'éclairer cette question à partir du travail accompli en tant que chargé d'évaluation, pour l'Instance d'Évaluation des Politiques Publiques en Matière de Zones Humides (5). Il ne s'agit pas ici de détailler le contenu des études, mais de proposer une réflexion sur les stratégies – à l'interface entre analyse et débat de politique – qui ont présidé à leur conception méthodologique. Tout en bénéficiant du recul du temps, cette réflexion reflète les principes stratégiques et la conception du rôle des études d'évaluation qui ont guidé en temps réel l'équipe d'étude. Elle tire aussi les enseignements de la mise à l'épreuve qu'a constitué le processus d'évaluation.

TRAVERSER LE LABYRINTHE DES DONNÉES, SOUS LE FEU DE LA CONTROVERSE

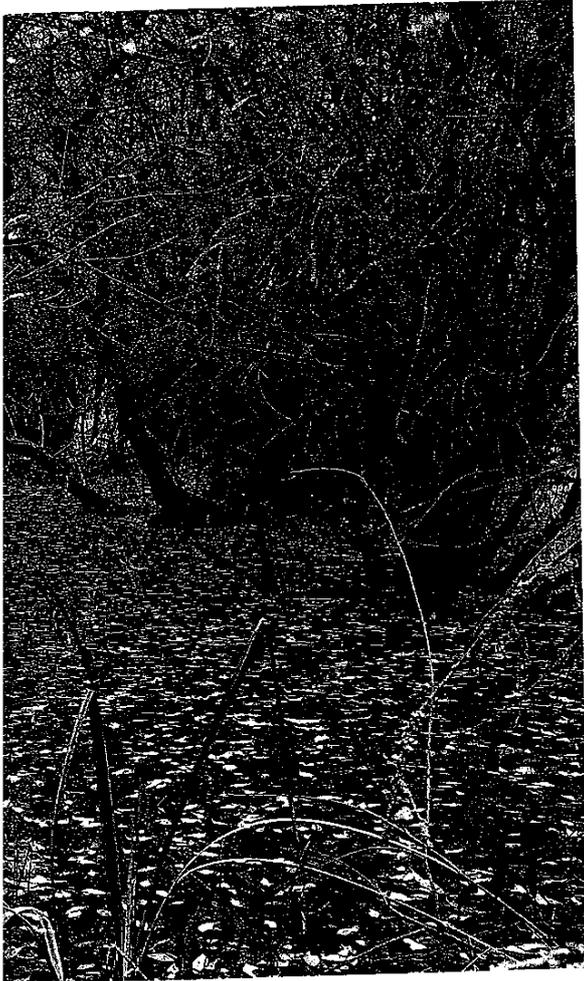
Un contexte riche en polémiques et controverses

Par la convention internationale de Ramsar (6) la France s'est engagée à poursuivre une politique de protection et d'« utilisation avisée » (*Wise use*) des zones humides, c'est-à-dire une « utilisation durable [...] compatible avec la maintenance des propriétés naturelles de l'écosystème [...] notamment l'eau, la flore, la faune et les éléments nutritifs, ainsi que les interactions existant entre ces éléments ». Depuis la fin des années 70, nombre d'opérateurs publics s'emploient à poursuivre ces objectifs, mobilisant tout un arsenal de mesures, des inventaires de Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) aux achats de terrains par des Conservatoires, des Réserves Naturelles aux études d'impact sur les projets d'aménagement, des arrêtés de biotope aux Parcs Naturels Régionaux. Mais, dans le même temps, d'autres opérateurs publics mènent des actions d'aménagement ou d'incitation économique qui vont dans l'autre sens – par exemple le drainage de marais, l'encouragement des plantations de peupliers, le remblaie-



ment de zones humides pour urbaniser ou faire passer des infrastructures, l'artificialisation des estuaires par certains aménagements portuaires, etc. Il n'est donc pas étonnant qu'au sujet des zones humides le ministère de l'Environnement entretienne depuis plus de dix ans avec celui de l'Équipement, et avec celui de l'Agriculture (7), des relations mouvementées où affrontements, négociations, coopérations se combinent diversement selon les dossiers, les périodes, les sensibilités des agents.

De manière très schématique, ces relations stratégiques autour des zones humides s'organisent autour du jeu suivant. Les acteurs chargés de la protection des zones humides prennent des initiatives pour mettre en évidence les causes de leur dégradation, pour mettre en place un contrôle des activités qui en sont responsables, et pour modifier les décisions publiques négatives pour les zones humides. Les acteurs visés, en retour, déploient des efforts de toute nature pour se soustraire aux conséquences de ces initiatives et, schématiquement, poursuivre



leurs actions en subissant le moins d'interférences possibles. Entreprendre d'évaluer les politiques publiques en matière de zones humides, c'est s'exposer d'emblée à ce tir croisé. Son poids sur l'analyse et l'évaluation de l'action publique peut être illustrée par cette anecdote, digne d'une fable de La Fontaine.

Un ensemble d'acteurs est engagé depuis une dizaine d'années dans un programme de grande ampleur qui porte sur le drainage d'une zone humide. La transformation des prairies humides en terres de culture constitue le principal objectif de l'opération et la justification économique avancée par ses promoteurs. Le programme se déroule, l'argent est dépensé. Pendant des années, les machines à drainer sont en évidence partout sur le terrain. Il suffit de parcourir la zone en voiture pour que le changement de paysage saute aux yeux. Pourtant, lorsqu'ils sont interpellés sur le problème de la régression des prairies naturelles, ces mêmes acteurs invoquent le manque de preuve : « *Qu'est-ce qui nous prouve que les prairies naturelles régressent ?*

Nous refusons de le croire ». Après quelques années d'impasse, il a fallu que le ministère de l'Environnement lance une étude très coûteuse, par télédétection, pour leur prouver qu'effectivement ils étaient bien en train de drainer les prairies humides !

Encore la question posée dans ce cas est-elle relativement simple. Le plus souvent, il faut aussi s'intéresser aux problèmes d'altération du régime et de la qualité des eaux, à l'évolution des multiples peuplements animaux et végétaux, il faut essayer de reconstituer – et ce n'est, de loin, pas le plus facile ! – l'action des pouvoirs publics sur chaque zone au fil des années. A ce maquis redoutable de données et de débats scientifiques, il faut ajouter la très grande hétérogénéité des zones humides, le caractère partiel ou local des connaissances scientifiques, la limitation des moyens de recherche. Et pourtant, les débats scientifiques ont une portée essentielle sur la décision. D'abord, le problème des zones humides a été largement soulevé et porté par des scientifiques. Ensuite, la compréhension et le traitement des problèmes de gestion des zones humides supposent souvent des diagnostics à la pointe des connaissances disponibles. Enfin, les acteurs administratifs concernés partagent une culture qui accorde une place centrale aux arguments scientifiques. Nombre d'entre eux sont passés maîtres dans l'art de leur utilisation tactique, que ce soit pour motiver l'action ou, au contraire, pour l'entraver.

Les ministères concernés entretiennent entre eux des relations mouvementées où affrontements, négociations, coopérations se combinent diversement selon les dossiers, les périodes, les sensibilités des agents.

Le rôle du « chargé d'évaluation »

Dans un tel contexte, le moindre élément d'analyse ou de jugement sur les politiques publiques concernées est susceptible de provoquer une vive polémique entre acteurs et/ou un inextricable débat d'experts. Pour y faire face, il faut disposer à la fois :

- d'une légitimité pour formuler un jugement ;
- d'une expertise professionnelle sur les méthodes d'évaluation et sur le domaine de politique traité (ici, les zones humides).

Remplir et combiner ces deux conditions, c'est l'objet de la procédure d'évaluation des politiques publiques (8).

(4) La première reprise du rapport Deleau (1986), et la seconde, du rapport Viveret (1989).

(5) Le chargé d'évaluation est ici une équipe de quatre personnes - L. Mermet, A. Cattan, P. Jaubaut, E. Liederman - qui a effectué ce travail dans le cadre du bureau d'études ASca (Mermet et al., 1993, Cattan et Mermet, 1994). Le rapport de l'Instance d'Évaluation est publié à la Documentation Française (CIME, 1994).

(6) 1971, ratifié par la France en 1986.

(7) La même observation vaut dans une moindre mesure pour d'autres ministères concernés.

(8) Instaurée par le décret 90-82 du 22 janvier 1990.

RÉALITES MÉCONNUES

C'est le ministère de l'Environnement qui a pris l'initiative de demander l'évaluation des politiques publiques en matière de zones humides. Le caractère interministériel de la procédure en faisait à ses yeux un moyen prometteur de traiter le problème de cohérence des actions publiques évoqué plus haut. Les ministères concernés ont accepté de s'associer à la démarche.

Dans le dispositif mis en place, la légitimité pour formuler une évaluation était détenue sans ambiguïté par l'Instance d'Évaluation, présidée par le Préfet de la Région Rhône-Alpes, composée de personnalités représentatives et d'experts du domaine, et où siégeaient bien sûr les différentes administrations concernées. L'expertise méthodologique sur l'évaluation et sur les zones humides était largement déléguée aux chargés d'évaluation (9). Par définition, le rôle de ceux-ci est avant tout de conduire un travail de recueil de données et d'analyse, pour mettre en évidence et pour étayer des faits capables de nourrir l'évaluation. Ce travail s'exerce sous une pression polémique qui donne aux enjeux scientifiques et aux débats d'experts une acuité particulière, et fait planer comme une atmosphère de menace.

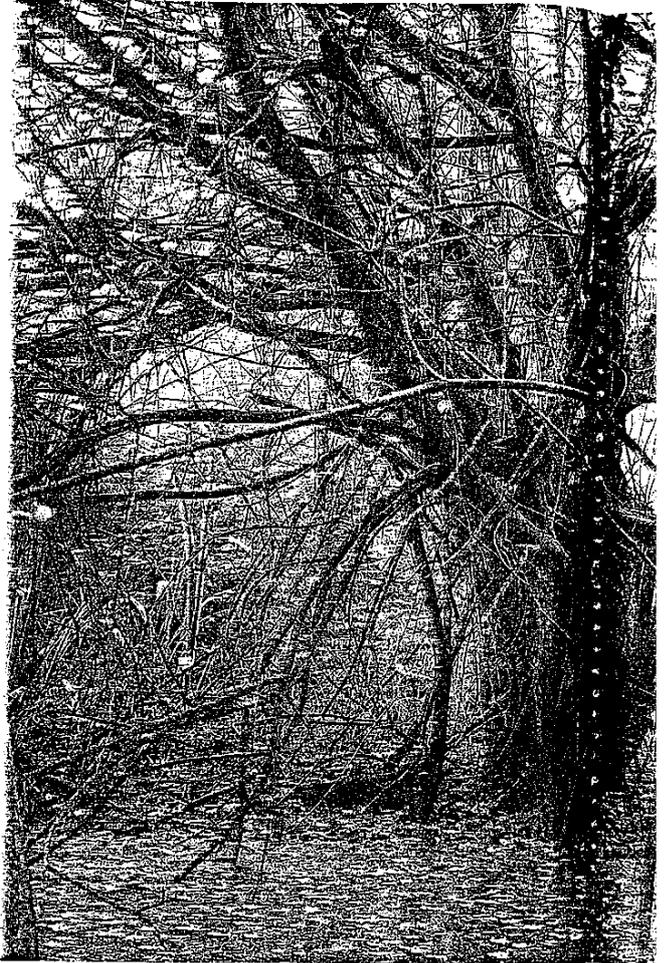
Deux stratégies classiques

Face à cela, les professionnels de l'évaluation ont souvent recours à l'une ou l'autre de deux stratégies opposées.

La première consiste à se réfugier dans un registre de formalisme scientifique. La charge d'évaluation se « contente » de produire des données et de les rendre « incontestables » en s'abritant derrière le double rempart de l'hermétisme technique et de l'orthodoxie méthodologique. Ce faisant, il s'expose certes au débat interne à sa discipline scientifique, mais reste assez bien à l'abri des atteintes du débat de politique.

À l'opposé, le chargé d'évaluation peut chercher la sécurité dans une attitude centrée sur l'écoute. Sur la base d'entretiens, de réunions, de lectures diverses, il est là pour refléter les opinions et les positions des acteurs, de montrer la logique des comportements. Il tire sa force de sa soumission à une procédure d'audition. Bien conduit, ce travail d'écoute permet, au pire de renvoyer les acteurs dos à dos, au mieux de favoriser une réflexion collective des acteurs et d'amorcer une dynamique de consensus. Quoiqu'il advienne, le chargé d'évaluation est protégé. Il n'est pas amené à s'opposer lui-même à tel acteur ou tel expert : il « constate simplement » que les acteurs ou les experts sont, ou ne sont pas, d'accord entre eux.

La critique réciproque et le débat entre les tenants de chacune de ces deux optiques occu-



pent une place centrale dans le champ de la recherche sur l'évaluation des politiques publiques [Patton, 1986, pp. 177-217]. Dans le cas qui nous occupe, aucune des deux approches n'aurait sans doute été satisfaisante, pour des raisons qui apparaîtront au fil de l'article.

Méthodologie d'analyse et stratégie d'intervention

On peut déjà souligner qu'isoler le recueil des données et l'analyse des effets de la politique dans une sphère scientifique ne peut être une stratégie efficace que si deux conditions sont remplies. La première est que les acteurs veuillent bien accepter les conclusions du débat scientifique – par répugnance à s'y engager, par exemple, ou bien parce que les chercheurs du domaine semblent unis et sûrs de leur fait face aux décideurs. La seconde condition est que les travaux effectués dans la sphère scientifique



qui ont intérêt – et c'est de bonne guerre – à faire obstacle à ce que l'évaluation mette en évidence certains problèmes, certaines responsabilités, certaines réformes souhaitables.

Ce travail s'exerce sous une pression polémique qui donne aux enjeux scientifiques et aux débats d'experts une acuité particulière et fait planer comme une atmosphère de menace.

QUATRE STRATAGÈMES ARGUMENTAIRES

La réflexion méthodologique s'est appuyée dès le départ sur une analyse des principaux stratagèmes argumentaires sur lesquels ces résistances étaient susceptibles de se fonder. Il fallait pour cela revenir, à la lumière de l'expérience acquise au fil des études antérieures sur la gestion des zones humides, sur certaines impasses auxquelles se heurtait, depuis plusieurs années, l'évolution du débat entre les acteurs. Chacune correspondait à un point vulnérable des études existantes, exploité de manière délibérée par certains. La stratégie d'étude a visé à mobiliser les ressources de la recherche et de l'expertise, d'une manière telle qu'elle rende difficile l'utilisation efficace de ces stratagèmes. On en a identifié quatre principaux, que l'on passera ici en revue. Pour chacun, on verra comment il fonctionnait, et les solutions méthodologiques que l'on a retenues pour le neutraliser.

L'exploitation des problèmes de définition et de délimitation

Les zones humides constituent un ensemble assez composite de types de milieux naturels. Dans l'ensemble, leur identification ne pose pas de problème particulier. Cependant, il est difficile de les définir par quelques caractéristiques communes et d'une manière qui serait absolument dépourvue d'ambiguïtés. De plus, étant des milieux de transition entre milieux aquatiques et terrestres, elles sont souvent délicates à délimiter de manière exacte et incontestable, même quand leurs contours généraux sont facilement cernés.

Ces difficultés de définition générale et de délimitation sont souvent exploitées pour disqualifier le problème. A l'extrême, on met en doute son existence – « *Je ne vois pas exactement de quel problème vous parlez* ». On peut aussi se dérober à l'analyse des responsabilités – « *En l'absence d'une définition (ou délimitation) générale et sans ambiguïté, nous ne pouvons dans l'ensemble (10) pas savoir si le terrain où portent nos actions est une zone humide* ».

(9) Avec le soutien de nombreux experts consultés lors des travaux.

(10) C'est là que se localise le dérapage rhétorique, dans la mesure où des difficultés ponctuelles, ou marginales, sont invoquées pour motiver et organiser une méconnaissance globale ou problème.

répondent à peu près aux questions autour desquelles s'articule le débat entre les acteurs pour juger de la politique publique. Aucune de ces deux conditions n'était remplie pour ce qui concerne les zones humides.

Il n'était pas possible de faire comme si une méthodologie scientifique standard s'imposait, dont l'extériorité au problème étudié aurait paru renforcer la crédibilité. Il fallait au contraire concevoir une méthodologie appropriée, reposant sur une stratégie adaptée, sur mesure, au terrain scientifique et politique. Lorsqu'on parle ici de stratégie, il ne s'agit pas seulement d'une stratégie au sens faible (comme lorsque l'on parle de stratégie de recherche), c'est-à-dire de combiner les ressources humaines et méthodologiques pour faire face aux difficultés propres à l'état des connaissances scientifiques en matière de zones humides. Mais il s'agit aussi d'une stratégie au sens fort (comme lorsque l'on parle de stratégie politique), c'est-à-dire que l'exercice se déroule dans un contexte où il se heurte à l'opposition délibérée, active, réfléchie, de la part d'acteurs

REALITES MÉCONNUES

Dans son principe, la solution retenue est la suivante : au lieu de définir l'ensemble *zones humides* par une règle d'inclusion, on le définit par extension, en donnant une carte et une liste de zones humides (cf. carte). Si certains continuent à jouer sur le flou du concept de zone humide, on leur enjoint de remplacer celui-ci par la liste des zones humides, pour répondre cette fois aux questions posées, par exemple : « *Quelles sont, dans cette liste, les zones sur lesquelles s'exerce votre action ?* ».

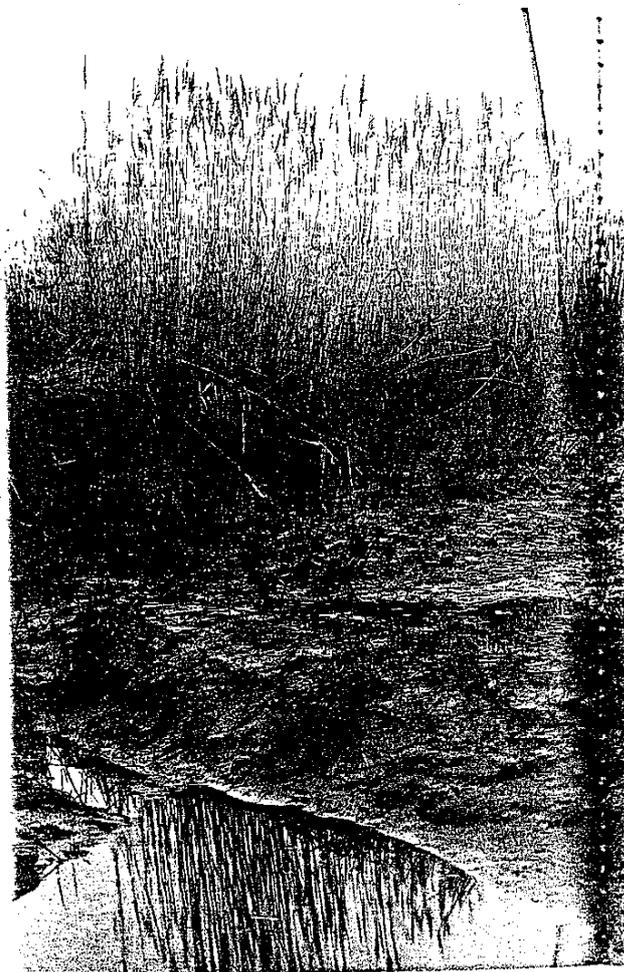
Si le principe est simple, sa mise en œuvre se heurte à deux obstacles. Le premier est d'ordre scientifique : même en acceptant une certaine approximation, dresser la liste demande un travail lourd et délicat de mobilisation de connaissances locales. Le second obstacle reste le flou des frontières de l'ensemble *Zones Humides* : pour quelques zones, l'inclusion ou non dans la liste pose problème. Si l'on n'y prenait garde, ce flou prêterait ici de nouveau le flanc au stratagème que l'on entendait contrer en dressant une liste. La solution retenue a été de dresser une liste qui comprend les zones dont aucun acteur ne conteste qu'elle puissent être considérées comme zones humides d'une importance significative. Cette liste s'avère quasi exhaustive : dès lors, une analyse qui porte sur l'ensemble des zones de cette liste fournit déjà une réponse par approximation acceptable à des questions concernant les « *zones humides françaises en général* » (11).

La bataille des exemples

Étant donnée la diversité des situations (à la fois sur le plan écologique et sur le plan socio-économique), on peut presque toujours trouver au moins un exemple pour illustrer une thèse donnée sur les zones humides, et une autre pour la contredire.

« *De nombreuses zones humides ont été détruites par des aménagements hydrauliques. Par exemple, l'aménagement hydroélectrique du Rhône a eu des impacts majeurs sur les zones humides qui lui sont associées. — Les aménagements en ont aussi créé ; la preuve, les barrages-réservoirs "Seine", "Aube", "Marne" sont devenus une zone humide d'importance internationale sur le plan écologique.* »

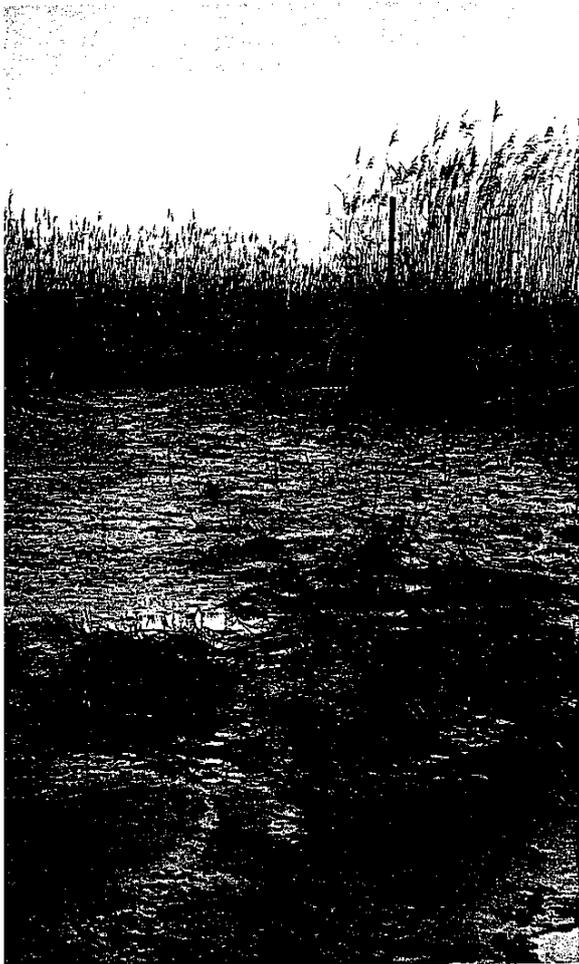
« *Dans de nombreux cas, les pratiques agricoles ont dégradé les zones humides. Par exemple, les superficies de prairies humides du Marais Poitevin sont passées de 65 000 ha (1960) à 50 000 ha (1980), puis 20 000 ha (1992). — Oui, mais dans d'autres cas, elles les ont enrichies ; la preuve, des études conduites sur des parcelles du marais Vernier ont montré que l'abandon de l'élevage y entraînait une banalisation de la flore et de la faune.* »



« *Les relations ont bien évolué entre les agriculteurs et les gestionnaires de milieux naturels ; la preuve : les cas de gestion contractuelle par les agriculteurs se multiplient. — Elles restent quand même conflictuelles, par exemple, une vingtaine d'hectares de prairies humides viennent d'être nivelés et labourés sans autorisation, en pleine zone protégée, en Charente-Maritime, malgré toutes les mesures contractuelles qui se sont mises en place dans ce département.* »

Le problème, c'est qu'à discuter toujours à partir d'exemples, aussi intéressants soient-ils pour illustrer tel ou tel point, on reste incapable d'établir clairement une tendance générale. Chaque acteur retient l'hypothèse qui l'arrange : « *Ça va mieux, même s'il reste des cas problématiques* » affirment les optimistes. « *Ça reste très problématique, même si quelques cas plus positifs sont apparus !* » rétorquent les plus pessimistes. Et c'est l'impasse.

Souvent, les études d'évaluation procèdent par études de cas. Celles-ci sont utiles pour éclairer les mécanismes de mise en œuvre des



dent, combien s'améliorent? Jusqu'à quel point se dégradent-elles? Ou s'améliorent-elles?

Le ministère X a une action favorable sur les zones humides dans certains cas, et défavorable dans d'autres. Dans quels cas? Favorable dans combien de cas et jusqu'à quel point?

Là encore, la parade peut paraître triviale *a posteriori*. Pourtant, son principe a été difficile à faire accepter et sa mise en œuvre a demandé un gros effort. Tout d'abord, on l'a vu, il a fallu passer outre à certaines habitudes de pensée et aux recommandations du CSE. Ensuite, on a dû mettre en place une approche systématique sur toutes les zones humides de la liste de référence. C'est là un exercice lourd (une quarantaine d'experts, environ 80 zones, un questionnaire de 15 pages, de nombreux entretiens, réunions et échanges téléphoniques). Seule une certaine persévérance a permis de tenir le cap suivant : « Mieux vaut un passage en revue systématique au mieux de l'information disponible, qu'une analyse même beaucoup plus fine qui ne porterait que sur quelques cas ».

Mais il est frappant de constater l'impact qu'a eu cette approche. Elle a pratiquement mis fin à certaines controverses enlisées dans l'impasse depuis des années, à la fois sur l'évolution de l'état des zones humides, et sur les responsabilités à attribuer à divers types d'actions publiques.

La contestation des experts et des connaissances

Un tel passage en revue systématique

suppose :

- que l'on accepte de comparer systématiquement des informations qui ont un niveau de précision et une origine différents selon les zones,
- que l'on se repose, pour de nombreux points, sur des avis à *dire d'experts*, et ce dans un contexte où l'origine des experts est diverse et où il n'existe aucune institution ni certification de l'expertise.

Ces deux points ont nécessité toutes sortes de précautions méthodologiques, par

(11) Pour plus de détail, voir Lierdeman et Mermet, 1992. Cette stratégie avait été conçue pour servir de base à la mise en place éventuelle d'un observatoire des zones humides. Elle a été reprise comme pivot des études d'évaluation, et mis à rude épreuve dans le débat. On trouvera une discussion des limites de la représentativité de la liste dans le rapport d'étude d'évaluation phase 1 (pp. 88 à 92).

(12) Ce choix a été rendu possible par le fait qu'il existait déjà suffisamment de monographies, et de cas très bien connus par les experts, pour apporter les éléments nécessaires à la compréhension des mécanismes d'action des politiques, préalable indispensable à toute évaluation.

Les zones humides étant des milieux de transition, elles sont souvent délicates à délimiter de manière exacte et incontestable.

Dans le débat sur les zones humides, les acteurs entretenaient - ou acceptaient - un manque de clarté en ce qui concerne la charge de la preuve et la définition des moyens de la preuve. (Voir pages suivantes)

politiques publiques, les causes de leurs succès ou de leurs échecs, la diversité des situations. Par contre, elles ne permettent pas de stabiliser les controverses entre acteurs sur l'ampleur et la signification d'ensemble de problèmes constatés localement. La difficulté se situe au niveau du nombre et du choix des cas étudiés. En caricaturant un peu, on retient en général un cas nettement négatif, un exemple positif et un cas plus complexe et ambigu. Qu'on le veuille ou non, et quelle que soit la qualité des études de cas, on produit alors l'impression que, dans l'ensemble, la situation est équilibrée ; on renvoie les acteurs dos à dos ; on reste dans le flou.

Après une discussion approfondie, l'Instance d'Évaluation et les chargés d'évaluation ont donc renoncé à conduire des monographies, malgré le vœu émis initialement par le CSE (Conseil Scientifique de l'Évaluation) (CIME, 1994, p. 385) (12).

On a jugé plus approprié de s'efforcer de mettre un terme à la guerre des exemples.

Certaines zones se dégradent, d'autres s'améliorent... Lesquelles? Combien se dégra-



RÉALITÉS MÉCONNUES

exemple dans la conception et l'exploitation des questionnaires, ou dans le recoupement de l'information fournie par les experts. Mais surtout, ils ont exposé les travaux à un feu roulant d'attaques, dont voici quelques exemples :

– « Comment ajouter foi aux informations fournies par Monsieur X : ce n'est pas un scientifique, il n'a même pas de doctorat ? » ;

– « Je ne peux accepter les affirmations de Monsieur Y ; c'est bien un scientifique, mais sa discipline d'appartenance le disqualifie pour se prononcer sur tel ou tel point » ;

– « Presque tous les experts sont proches, à un titre ou un autre des organismes chargés de l'environnement : leurs avis ne peuvent pas être objectifs » ;

– « Il n'existe pas de mesure incontestable et précise sur l'évolution de tel type de milieu dans telle zone humide ; je refuse d'accepter que de simples estimations soient versées au dossier ».

Si l'on accepte sans réagir de tels arguments, il devient impossible d'établir quoi que ce soit en matière de zones humides (et dans bien d'autres domaines !). Mais ce ne sont que de mauvaises raisons :

– parce que de nombreux détenteurs de la connaissance de terrain ont acquis leur expertise autrement que par des cursus académiques traditionnels ;

– parce que les connaissances mobilisées recouvrent un large spectre de disciplines, qui dépasse en général la formation initiale des experts ;

– parce qu'il y a là un cercle vicieux : si l'acteur X ne s'intéresse pas aux zones humides et n'embauche pas d'experts en la matière, et s'il refuse en même temps les experts liés d'une manière ou d'une autre à l'acteur Y qui, lui, s'y intéresse, le débat restera indéfiniment bloqué... ;

– parce qu'il suffit de manifester une exigence élevée en matière de précision des mesures (même si elle n'est pas pertinente) pour rendre l'information trop coûteuse ou même techniquement impossible à obtenir.

Ces stratagèmes parvenaient pourtant effectivement à créer des impasses dans le débat sur les zones humides. C'est que les acteurs entretenaient – ou acceptaient – un manque de clarté en ce qui concerne la charge de la preuve et la définition des moyens de la preuve. Dans le cadre des études d'évaluation, on a donc clairement affiché la règle suivante : l'acteur X ne peut pas récuser l'information avancée par l'acteur Y au seul motif qu'« elle n'est pas incontestable ». Il peut la refuser s'il apporte effectivement une preuve qui réfute cette information.

C'est la mise en œuvre systématique de ce principe – et l'obstination face aux remous qu'il a suscités dans un premier temps – qui a permis au travail d'évaluation d'aboutir. Plus concrètement :

– l'Instance d'Évaluation a pu choisir des experts largement reconnus par leur pairs ;

– les chargés d'évaluation ont insisté pour que ces experts utilisent les meilleures sources d'informations disponibles et ont vérifié (par des entretiens, notamment) que leurs avis reposaient aussi sur une expérience effective des terrains concernés ;

– les experts membres de l'Instance et les chargés d'évaluation ont recoupé les informations fournies, à la fois par rapport à la littérature dont ils disposaient et, souvent, par rapport à leur propre connaissance du terrain.

Pour contredire les résultats, sur une zone donnée, il ne suffisait plus à un éventuel contradicteur de jeter vaguement le doute. Il lui fallait présenter un contre-expert, disposant d'une reconnaissance équivalente, et montrer que l'avis de celui-ci reposait sur des sources d'information au moins aussi crédibles.

A fortiori, pour modifier les résultats d'ensemble, qui résultent de l'accumulation des informations zone par zone, il fallait apporter des éléments de contradiction fondés, et ce sur un nombre suffisamment élevé de zones.

Cette méthode de travail permet désormais de conserver l'ouverture du débat et des conclusions, tout en stabilisant fortement la controverse, et donc en constituant une base solide pour l'évaluation. Personne ne prétend que l'information donnée sur chaque zone soit parfaitement et définitivement exacte – ce serait une mission impossible. Mais il n'est plus possible de rayer d'un trait de plume, par un argument de principe, l'accumulation des présomptions, des preuves et des avis d'experts.

Le recours à la foi en matière de perspectives d'avenir

« Nous venons de changer, les analyses fondées sur le passé ne valent plus » semblent affirmer certains acteurs. De fait, sur un plan général, rien ne prouve jamais *a priori* que les tendances observées hier se poursuivront demain. Un comportement des acteurs resté stable depuis vingt ans peut changer l'année prochaine. Même le fait que ce changement soit annoncé chaque année depuis dix ans, sans se produire, ne prouve pas absolument qu'il ne viendra pas l'année prochaine. Cette règle de logique est exploitée stratégiquement ; si l'on n'y prenait garde, il permettrait de balayer d'un revers de manche toutes les perspectives tirées de l'évaluation *ex post* des politiques.

On a vu qu'à propos du bilan des années écoulées, les acteurs s'affrontent dans une bataille d'exemples. Le débat d'évaluation et les entretiens approfondis ont montré qu'au contrai-

re, s'agissant des perspectives d'avenir, la plupart des acteurs partagent un biais cognitif optimiste – ils estiment « que l'on va dans le bon sens ». Plusieurs motivations les y poussent. D'abord, l'Administration ne doit pas désespérer les administrés (ni ses propres agents...) et aime généralement, une fois les épouvantails dûment brandis, s'arrêter à un optimisme raisonnable. Ensuite, la gestion de quelques opérations pilotes prometteuses absorbe toutes les énergies, focalise les attentions, et finit par induire un optimisme global. Enfin, les acteurs sont soucieux de sortir de l'affrontement, ou au moins de l'atténuer ; ils se comportent comme si jeter un voile rose d'optimisme sur le futur (de leur relation, de l'évolution du problème des zones humides) était une condition nécessaire pour engager un dialogue constructif. Cette position mobilise aussi dans le débat des harmoniques psychologiques majestueuses : « A ceux qui ont beaucoup péché, il sera beaucoup pardonné », ou enfantines : « Promis, je ne le ferai plus ! ».

La solution retenue pour traiter le problème a été la même que pour la bataille d'exemples. On a compté les cas où une évolution favorable était respectivement : plutôt probable, incertaine, improbable. Les critères d'appréciation retenus ont été d'autant plus utiles pour le débat qu'ils sont liés aux positions effectivement prises par chaque acteur sur le terrain : quelles interventions publiques positives ou néfastes pour la zone sont prévues dans les années à venir ? Quel est l'état des relations entre les représentants locaux des acteurs des politiques publiques ?

En accumulant les diagnostics zone par zone, pour toute la liste de référence, on obtient une image à la fois globale et détaillée. Elle a fait l'effet d'une véritable purge par rapport aux impressions vagues et aux vœux pieux sur l'avenir, sans pour autant ouvrir la porte à un catastrophisme tout aussi vague et stérile. Elle a spectaculairement rétabli le contact entre, d'une part, les positions rassurantes affichées par certains acteurs au plan national et, d'autre part, le passage en revue systématique des positions prises par ces mêmes acteurs sur le terrain.

Après cet examen, il reste possible que la situation évolue demain dans le sens positif qu'ils souhaitent afficher, mais la seule manière pour eux d'étayer cette proclamation, c'est désormais de procéder effectivement à des changements dans leurs propres actions.

L'ART ET LA SCIENCE DU CHARGÉ D'ÉVALUATION

Pour le chargé d'évaluation, options stratégiques (face au contexte du débat évaluatif) et choix méthodologiques (pour l'acquisition et le traitement des données) sont intimement liés. Il

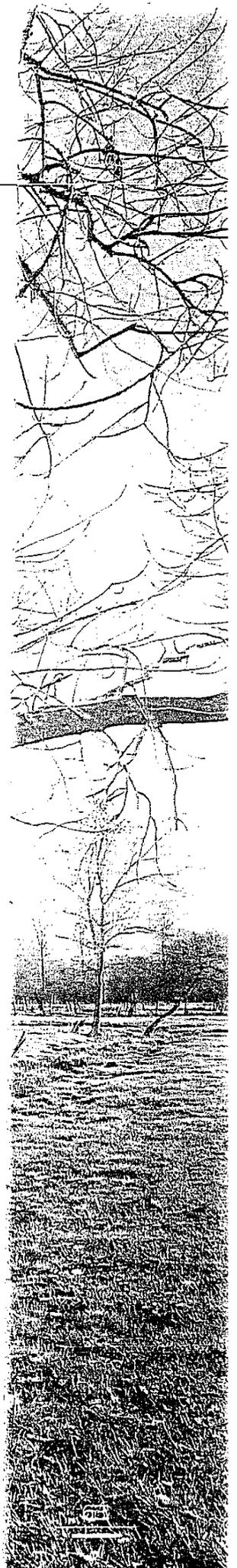
n'existe pas une approche méthodologique (c'est-à-dire une combinaison fixée d'instruments méthodologiques) qui dominerait a priori les autres en matière d'études d'évaluation. Parce que ces dernières ont un caractère stratégique, leur succès dépend des réactions des acteurs. Méthodes et contenus doivent anticiper sur ces réactions, et sont dès lors profondément dépendants du contexte. L'art et la science du chargé d'évaluation consistent précisément à combiner des instruments méthodologiques d'origines diverses dans le cadre d'une approche conçue pour être défendable (voire efficacement offensive) à la fois sur le plan scientifique et sur le plan de la procédure d'évaluation.

La stratégie méthodologique présentée ici donne une impression trompeuse de simplicité. On attribue à Napoléon l'aphorisme suivant : « La stratégie est un art simple, tout d'exécution »... Il s'applique assez bien aux stratégies d'évaluation, aux méthodologies d'études. Si les stratégies d'investigation retenues paraissent simples, réduites comme ici à leur fil conducteur face à des menaces rhétoriques repérées, leur mise en œuvre nécessite une mobilisation à la fois lourde et délicate de ressources de connaissance (13). Ces problèmes d'exécution méthodologique constituent d'ailleurs, eux aussi, sans qu'on puisse le développer ici, une considération majeure dans la conception stratégique à retenir.

Sur un autre plan, le terme de débat doit être pris dans son sens le plus concret. Il ne se réduit pas à la mise en regard abstraite de contenus (faits, analyses, conclusions) divergents. Il implique aussi des confrontations de personne à personne, chacun défendant avec vigueur son point de vue, devant un public d'acteurs intéressés. En construisant, en proposant un point de vue d'évaluation, le chargé d'évaluation doit prendre en considération les règles (implicites) de cette défense, les conditions de son succès. Il y a là encore une dimension essentielle des choix méthodologiques en matière d'évaluation.

Les études d'évaluation ne durent qu'un temps. Il est essentiel pour les conduire de se situer clairement dans l'évolution à moyen terme du domaine concerne. Le développement des politiques publiques dans un domaine donné s'entoure au fil des années d'un débat à la fois scientifique et décisionnel, au sein d'un réseau relativement stable d'intervenants [Latour, 1989 ; Callon et Rip, 1991]. L'évaluation des politiques publiques ne peut pas prétendre en faire table rase. Elle n'est ni au-dessus, ni à côté du débat et du jeu des acteurs : elle en est un moment. On peut parler d'un front, qui à chaque moment caractérise à la fois l'état des rapports entre acteurs, celui des connaissances et des idées. Au

(13) C'est-à-dire la littérature, les données, les experts, les techniques de traitement des données, etc.



RÉALITÉS MÉCONNUES



LES ZONES HUMIDES FRANÇAISES

Deux définitions générales :

- Celle de la convention de Ramsar : « Les zones humides sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est statique, ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres. »
- Celle de la loi sur l'eau de 1992 : « On entend par zones humides les terrains exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année. »

moment où commence la procédure d'évaluation, certains problèmes anciennement litigieux sont résolus, le débat est actif autour de certains points de fixation, il s'enlise dans l'impasse sur d'autres thèmes. Composée d'acteurs et d'experts représentatifs, l'Instance a montré au départ une tendance à laisser structurer les travaux d'évaluation par cet « état initial du débat », à le reproduire sur un mode plus approfondi, le faisant bénéficier du poids de la procédure. Si cette ligne de conduite avait été tenue, l'évaluation aurait été l'occasion pour les acteurs de renforcer des positions déjà largement définies.

A l'inverse, la stratégie finalement retenue à la suite des discussions entre Instance et chargés d'évaluation a conduit à faire de la procédure d'évaluation l'occasion de déplacer le front du débat sur certains points figés jusque là, de le stabiliser sur d'autres. Au terme des études et de la procédure, les questions qui se posent ne sont

plus tout à fait celles qui ont prévalu depuis quelques années. D'une certaine façon, c'est en s'efforçant de désembourber les rapports figés entre les acteurs et, de faire progresser le débat vers des thèmes nouveaux, que les chargés d'évaluation se sont placés en position d'agents de changement.

Cela a été rendu possible par la procédure d'évaluation elle-même qui, avec ses allers et retours intenses entre l'Instance d'Évaluation et les chargés d'évaluation, a créé un cadre où débats d'acteurs et débats d'experts sont restés ouverts pendant plus d'un an dans une enceinte commune. Pour nous, cette expérience confirme l'intérêt de certains aspects majeurs de la procédure d'évaluation instaurée par le décret de 1990 : déroulement parallèle et interactif entre sphère administrative et politique d'une part, scientifique de l'autre ; complémentarité entre instance d'évaluation et chargés d'évaluation ; caractère adaptable à chaque cas du mode de représentation des acteurs et des bases méthodologiques des études.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- M. CALLON, A. RIP, « Forums hybrides et négociations des normes socio-techniques dans le domaine de l'environnement », in « Environnement, Science et Politique - les experts sont formels », *Cahier du GERMES*, n° 13, 1991.
- A. CATTAN, L. MERMET, *Évaluation des politiques publiques en matière de Zones Humides - rapport de deuxième phase, recouplement avec la première phase*, ASCA - Commissariat Général du Plan/Instance d'Évaluation des Politiques Publiques en matière de Zones Humides, avril 1994.
- CIME (Comité Interministériel de l'Évaluation des Politiques Publiques) - Commissariat Général du Plan, *Les Zones Humides, Rapport de l'Instance d'Évaluation*, La Documentation Française, septembre 1994.
- Commissariat Général du Plan, *Outils, pratiques, institutions pour évaluer les politiques publiques, Actes du Séminaire Plan-ENA d'avril à juillet 1990*, La Documentation Française, avril 1991.
- M. DELEAU, J.P. NIOCHE, Ph. PENZ, R. POINSARD, *Évaluer les politiques publiques, Rapport pour le Commissariat Général au Plan*, La Documentation Française, 1986.
- P.J. DUGAN, *La conservation des zones humides, Problèmes actuels et mesures à prendre*, UICN - Union Mondiale pour la Nature éd., 1992, 100 p.
- B. LATOUR, *La science en action*, La Découverte, 1989.
- E. LIERDEMAN, L. MERMET, *Faisabilité d'un observatoire des zones humides*, (3 vol.) Ministère de l'Environnement (Direction de la Nature et des Paysages) - Association AIDA et SRPN, 1992.
- L. MERMET, A. CATTAN, P. JUBAULT, L. LIERDEMAN, *Évaluation des politiques publiques en matière de Zones Humides - rapport de première phase*, ASCA - Commissariat Général du Plan/Instance d'Évaluation des Politiques Publiques en matière de Zones Humides, juillet 1993.
- W.J. MITSCH (ed.), *Global wetlands, Old World and New*, Elsevier Science, 1994.
- E. MONNIERS, *Évaluations de l'action des pouvoirs publics*, Economica (2^e éd.), 1992, 245 p.
- M.Q. PATTON, *Utilization-focused evaluation*, Sage, 1986.
- P. VIVERET, *L'évaluation des politiques et des actions publiques. Propositions en vue de l'évaluation du revenu minimum d'insertion*, La Documentation Française, 1989.

L'Institution patrimoniale du Haut Béarn : gestion intégrée de l'environnement, ou réaction anti-environnementale ?

**Comment, sous couvert
de réforme et
d'innovation affichée,
contrôler les partisans
d'une gestion plus
écologique de l'ours
et préserver le statu quo.
Et les intérêts
économiques en jeu.**

par Laurent Mermet
Engref

Le sentiment semble prévaloir aujourd'hui — aussi bien chez les acteurs que chez les chercheurs — que les problèmes environnementaux sont à poser surtout en termes de procédures de négociation, de concertation, de « coordination ». Dans le même temps, leurs aspects conflictuels sont souvent minorés, ignorés, voire déniés. Tout au long de la décennie 90, la montée en puissance du modèle de la gestion concertée

de l'environnement s'est accompagnée d'une vague d'expérimentations quant à la manière de poser les problèmes, d'organiser leur prise en charge, de débattre et de négocier des programmes d'action. Ces expérimentations entrent aujourd'hui dans une phase d'analyse et d'évaluation. C'est — entre autres — l'objet du programme de recherches « Concertation, Décision, Environnement » du ministère chargé de l'Environnement. Mais cela passe aussi, plus près du terrain, par le fait que chacune de ces multiples expériences est appelée à tirer un bilan de ses réussites, de ses échecs, de ses enseignements.

Pour alimenter le débat, nous nous livrerons ici à cet exercice au sujet de l'Institution patrimoniale du Haut-Béarn (IPHB), mise en place en 1994 pour

prendre en charge le problème de l'ours des Pyrénées [1]. L'attention est attirée sur ce cas d'abord par ses promoteurs eux-mêmes, qui le présentent comme un modèle. Du côté des experts, Henry Ollagnon, pionnier de la gestion patrimoniale et concepteur de l'IPHB, propose dans sa thèse [1] un modèle général de ce que devraient être les « institutions patrimoniales », modèle qui correspond, trait pour trait, à l'organisation de l'IPHB. Sur le plan politique, les responsables de l'IPHB ont eux aussi revendiqué à plusieurs reprises son caractère exemplaire [2]. L'intérêt de l'IPHB comme cas de référence est renforcé par le caractère emblématique que revêt le dossier de l'ours dans le domaine de la gestion de la faune.

Pour notre part, après une première prise de contact avec ce

terrain en 1995 à l'occasion d'une expertise, nous avons suivi avec beaucoup d'attention les développements de ce qui constitue un véritable cas d'école, que nous utilisons notamment comme matériau d'appui pour la formation des étudiants de l'Engref à la gestion de l'environnement. C'est sur cette base que nous proposons ici une analyse et une évaluation de l'IPHB selon deux points de vue complémentaires. D'abord, nous examinerons son fonctionnement et ses réalisations au regard des priorités et des caractéristiques originales revendiquées par les fondateurs de l'IPHB. Nous envisagerons, ensuite, une interprétation de « l'expérience IPHB » comme stratégie de réaction anti-environnementale. Au croisement de ces deux lectures, nous esquisserons une évaluation, et nous tirerons quelques enseignements sur la mise en œuvre d'une gestion intégrée de l'environnement.

Présentation d'une expérience pilote dans l'air du temps

Au préalable, présentons brièvement la genèse et le fonctionnement de l'IPHB. Depuis

la fin des années 50, la protection des ours des Pyrénées est devenue un dossier emblématique pour tous les acteurs soucieux de la faune, depuis le public [3] jusqu'aux associations et administrations chargées de la protection de la nature. Des mesures nombreuses et diverses ont été prises au fil des années (interdiction totale de chasse en 1957, création du Parc national des Pyrénées en 1967, généralisation de l'indemnisation des bergers pour les moutons tués en 1979, dispositifs de concertation sur les aménagements en montagne à partir du « plan ours » de 1984 puis de la « directive ours » de 1988). Ces mesures ne se sont mises en place que lentement, face à des réticences extrêmement vives, notamment de la part de groupes de pression agricoles, forestiers et cynégétiques [4]. Elles n'ont pas été suffisantes pour stabiliser la population d'ours : de 25 en 1975, celle-ci était tombée à 7 ou 8 en 1990. Les causes principales de cette régression sont de deux ordres : la destruction clandestine d'ours par le fusil ou le poison et, aussi, la dégradation de son habitat due à la construction, vallon après vallon, de pistes carrossables desservant les secteurs de montagne les plus reculés où l'ours trouvait la tranquillité et le refuge nécessaires à son ali-

mentation, à sa reproduction, à sa sécurité. De plus, l'effectif est aujourd'hui si faible que la conservation de la population d'ours passe nécessairement par des renforcements de population, c'est-à-dire par le lâcher d'individus capturés ailleurs que dans le Béarn [5]. En 1990 et 1991, le ministère de l'Environnement poursuit ses efforts pour la conservation de l'ours en mettant en place un dispositif plus exigeant d'études et de concertation préalables à la construction de pistes. Il engage aussi la négociation avec les chasseurs pour tenter d'obtenir la mise en place de réserves de chasse sur environ 10 % du territoire occupé par l'ours. Suite à une résistance virulente, qui déclenche sur un conflit local extrêmement aigu, cette tentative débouche sur une impasse.

Deux interventions vont converger pour résoudre cette crise. La première, en 1991, est la réalisation d'un « audit patrimonial » au cours duquel Henry Ollagnon mènera une procédure d'écoute auprès des protagonistes du conflit, qui permettra de réamorcer un certain dialogue. Il en tirera, dans son rapport d'audit [6], un diagnostic global du problème, assorti de propositions, au premier rang desquelles la création d'une institution patrimoniale. La seconde

intervention, au cours de l'été 1993, est le traitement politique du problème par Michel Barnier, alors ministre de l'Environnement. Ayant noué lui-même le dialogue avec une partie des responsables, il propose une prise en charge locale et contractuelle du dossier dans le cadre d'une charte. C'est ainsi qu'au cours du dernier trimestre de 1993, un « groupe de travail des vallées béarnaises » constitué de cinq commissions (structures de gestion, forêt, agro-pastoralisme, chasse, ours), auxquelles les associations de protection de l'environnement ne sont pas conviées, mettra sur pied, en suivant les recommandations du rapport d'audit de 1991, la « Charte de développement durable des vallées béarnaises et de protection de l'ours ».

Cette charte, que ses promoteurs [7] présentent comme « une nouvelle stratégie de qualité », « une alternative à l'écologisme excessif », instaure un nouveau dispositif institutionnel : l'Institution patrimoniale du Haut-Béarn (IPHB) (voir encadré ci-contre). Par ailleurs, elle entérine un programme d'actions, dont les partenaires arrêtent le financement.

Cette mise en place de l'IPHB s'inspire des chartes d'environnement (municipales, départementales, ad hoc,...) et des

L'INSTITUTION PATRIMONIALE DU HAUT-BÉARN

L'IPHB est composée de trois instances.

* Une instance de décision.

L'IPHB étant un syndicat mixte composé des communes béarnaises adhérentes, du département et de la région, il est dirigé par un comité syndical réunissant les maires des 16 communes, 5 conseillers généraux et 3 conseillers régionaux.

* Une instance consultative.

C'est le conseil de gestion patrimoniale (CGP). Il est constitué de trois collèges : le collège des élus (11 membres) ; le collège des valléens (11 membres) composé de représentants des bergers (4), des chasseurs (2), des exploitants forestiers, des sociétés de protection de la nature (2), de la Chambre de commerce et de celle des

métiers ; le collège des personnalités qualifiées où siègent 6 représentants des services et établissements publics de l'Etat, les services du conseil régional et du conseil général, ainsi que deux scientifiques. Il est à noter que ce dernier collège ne dispose pas du droit de vote dans les délibérations du CGP. La charte prévoit que celui-ci soit animé par un « animateur consultant ».

* Une instance d'exécution.

C'est l'équipe de gestion : un directeur, un ou deux ingénieurs, un secrétariat.

Toutes les décisions qui ont une portée pour la gestion de l'ours et de son territoire relèvent désormais de l'Institution patrimoniale, qu'il s'agisse des projets d'aménagement de pistes, de l'aide aux bergers, de la chasse, de la gestion des forêts, et des mesures de protection de l'ours.

structures intercommunales qui se multiplient dans les années 90. Elle y puise en particulier :

✓ sa philosophie (« le contrat plutôt que la contrainte » — c'est ce mot d'ordre que

Michel Barnier lance aux responsables locaux lors de sa visite de l'été 1993),

✓ sa procédure (la signature d'une charte suite à des travaux en commissions consultatives),

- ✓ ses orientations de contenu (la juxtaposition des actions d'aménagement et de protection, assortie d'une innovation essentiellement procédurale),
- ✓ la structure de gestion mise en place, associant collectivités locales et territoriales.

Le diagnostic fondateur et les ambitions de l'IPHB à l'épreuve de la réalité

Cependant, les fondateurs de l'IPHB ne considèrent pas qu'ils adaptent simplement au Haut-Béarn les structures de concertation et de planification souples qui se répandent un peu partout en France. Ils considèrent que leur expérience possède des traits spécifiques qui en font un modèle pionnier de « gestion patrimoniale », « de portée beaucoup plus générale ». Cette spécificité et cette ambition portent essentiellement sur la volonté d'inaugurer de nouveaux rapports entre les acteurs. Ces nouveaux rapports, selon eux, seraient seuls capables de sortir de l'impasse où s'était enfoncée la protection de l'ours. Dans quelle mesure leur

expérience a-t-elle donné raison à ce diagnostic?

De nouveaux rapports entre acteurs ?

Dans les conclusions de son audit, Henri Ollagnon insiste sur une triple exigence quant aux rapports entre les acteurs locaux :

- ✓ « une négociation et une gestion patrimoniale démocratiquement légitimes » (c'est le rôle du comité syndical, l'instance de décision du syndicat mixte),
- ✓ « le conseil et l'implication des forces vives des vallées » (c'est le rôle du conseil de gestion patrimoniale),
- ✓ « un lieu de rencontre, de négociation et de communication patrimoniales » (c'est le sens de la création de la maison de l'IPHB à Oloron-Sainte-Marie).

L'innovation affichée se trouve dans l'articulation, dans l'équilibre, entre ces trois dimensions de la vie démocratique (démocratie électorale, démocratie des porte-parole, démocratie participative).

Pour renforcer la démocratie des porte-parole, la charte de 1993 prévoit, en particulier, que « le président du comité syndical devra obligatoirement recueillir l'avis écrit du conseil de gestion patrimoniale pour toute décision prise dans le

cadre de la charte avant de l'inscrire à l'ordre du jour du comité syndical » (art.11 de la charte). C'est en particulier le cas pour les orientations les plus importantes : « Le CGP [...] a pour rôle : de donner obligatoirement et préalablement son avis au syndicat mixte sur les programmes pluriannuels d'exécution de la charte [...] » (chapitre « conseil de gestion patrimoniale » de la charte).

Sur le plan de la participation du public des vallées à la gestion, le cahier des charges de l'étude internationale prévue dans la charte pour définir les orientations en matière d'ours prévoyait des réunions publiques dans les vallées pour débattre des différentes orientations possibles.

Sur ces deux plans, l'innovation prévue était donc de taille. Mais, après six ans de fonctionnement de l'IPHB, il ressort que les principales décisions d'orientation prises par le comité syndical (en particulier les programmes annuels d'action et surtout le pacte d'objectifs de décembre 1996) n'ont pas été soumises à avis préalable du CGP. Le rôle consultatif de celui-ci a essentiellement porté sur l'exécution des programmes, par exemple sur l'instruction de tel ou tel projet de construction de pistes pastorale ou forestière, ou d'exploitation fores-

tière. De plus, le CGP est en fait présidé (très activement) par l'élu président du syndicat mixte (et donc du comité syndical), ce qui limite sensiblement l'autonomie de pensée et de parole du CGP au sein de l'IPHB, au regard de ce qui était prévu dans la charte. Quant à la participation de tous, le programme de réunions publiques s'est arrêté net en 1996, peu après son démarrage, pour ne plus reprendre. Et la maison de l'IPHB ne s'est dotée d'aucun dispositif invitant à la participation du public ou permettant la communication avec lui : celle-ci se résume à une communication institutionnelle (plaquettes, courriers du président du syndicat, lettre d'information de l'IPHB) et aux conférences de presse au cours desquelles le président de l'IPHB s'attache à faire relayer sa lecture des situations par la presse locale.

Au total, l'IPHB est simplement un syndicat d'aménagement possédant, comme bien d'autres, une commission consultative extra-syndicale (le CGP) dont le fonctionnement n'est ici ni particulièrement ouvert, ni particulièrement innovant.

Des solutions « positives » et originales pour la gestion de l'ours ?

Si les efforts pour mettre en place une gestion patrimoniale portent, comme on vient de le voir, sur des changements dans les procédures de gestion, c'est parce que leurs promoteurs sont convaincus que la racine des problèmes d'environnement en général — et de celui de l'ours en particulier — réside dans une mauvaise communication entre les acteurs. Ainsi Henry Ollagnon affirme-t-il dans son audit de 1991 « ... une fois que la règle du jeu sera ainsi clarifiée, beaucoup d'innovations vont

Au total, l'IPHB est simplement un syndicat d'aménagement possédant, comme bien d'autres, une commission consultative extra-syndicale dont le fonctionnement n'est ici ni particulièrement ouvert, ni particulièrement innovant.

voir le jour, ce qui permettra de poser les problèmes les plus insurmontables de façon différente, tout en prenant en compte les vœux des différents acteurs ». Après six ans d'activité, les actions concrètes mises en place par l'IPHB confirment-elles ce pronostic? Et d'abord, en quoi consistent-elles ?

Les expériences multiples au niveau international montrent que la conservation d'une petite population d'ours comme celle du Béarn nécessite de répondre à quelques questions fondamentales :

Comment renforcer la population ? Comment conduire de vraies réorientations dans les développements agricole et forestier, de façon à diminuer la desserte routière, et donc la fréquentation des secteurs sensibles de la montagne ? Comment prévenir durablement l'exposition des troupeaux aux dégâts ?

Pour répondre à ces questions, la charte prévoyait que l'IPHB organise une expertise conduite par des intervenants indépendants à la fois de l'Etat et des acteurs locaux. Ainsi fut fait : en 1995, l'IPHB confie à un consortium constitué d'un expert américain à la compétence indiscutée en matière de gestion de l'ours et d'un bureau d'étude français spécialisé dans la gestion concertée de l'environnement, auquel l'auteur de ces lignes était associé, la mission de poser un diagnostic sur l'état du problème de l'ours et de mettre à plat les programmes possibles en matière de protection de l'ours pour débattre de cet « univers des possibles » dans les vallées et déboucher sur des préconisations. L'opération sera brutalement interrompue par le syndicat mixte au terme de la première étape, le diagnostic proposé [8] étant rejeté sans discussion de fond sur l'état du problème ursin et sur les solutions envisageables. Les réunions de

LE PACTE D'OBJECTIFS DE DÉCEMBRE 1996

Le principe du pacte d'objectifs a été conçu par Henry Ollagnon en 1996, dans le cadre d'un rapport confidentiel. Il le formule dans les termes suivants. Les options de guerre ou de déficience, de type « double zéro » (du type « zéro piste » ou « zéro ours ») ou de type « simple maximum » (du type « quarante pistes », « 120 ours pyrénéens »), dans lesquelles chacun maximise ses avantages propres et les inconvénients qu'il impose aux autres, apparaissent comme non-optimales. Et, sous des formes différentes, la faveur apparaissait nettement pour des options intégrées de type « multi-objectifs » (du type : « les pistes essentielles sur dix ans / chasse adaptée / exploitation forestière adaptée / quelques jeunes femelles ours sur dix ans // une sécurisation réciproque crédible des hommes et des ours) comme celles qui se dégagent aujourd'hui de la réflexion de l'Institution patrimoniale du Haut-Béarn » (sic). Concrètement, le pacte d'objectifs prévoit des mesures de sécurité pour les troupeaux, une accélération des dessertes des estives, pour partie par pistes et pour partie par les moyens alternatifs (minitracteurs de montagne), la poursuite des programmes

de coupes forestières et pour ce qui concerne l'ours, le marquage d'un ours pour permettre d'étudier ses déplacements par télémétrie et, surtout, le lâcher expérimental, en 1997, d'une ourse, suivie d'une deuxième en 1998, si « l'intégration de la première ourse s'avère réussie ».

Ce « pacte » reçoit un accueil très mitigé d'acteurs dont aucun n'avait été clairement associé à la décision. L'association des éleveurs et transhumants souligne que les réintroductions ne seront envisageables qu'après la réalisation de toutes les pistes décidées dans le pacte d'objectifs et de celles mentionnées dans les annexes de la charte de 1994. Les chasseurs expriment leur fureur devant le fait accompli et quelques semaines plus tard se retirent définitivement du conseil de gestion patrimoniale. Les associations de protection de la nature, tout en saluant la décision de réintroduction, déclarent qu'elles ne peuvent accepter le « marché » formulé par le pacte d'objectifs : la réalisation d'aménagements qui compromettent l'habitat des derniers ours, contre des lâchers conditionnels. Les élus sont loin d'être unanimes et l'annonce du pacte donnera lieu à de vives passes d'armes politiques.

discussion publique prévues pour en débattre n'auront pas lieu. Les fonds qui leur étaient destinés seront en partie utilisés pour financer, fin 1996, une expertise confidentielle réalisée par Henry Ollagnon [9]. Ce rapport qui n'a pas été communiqué au conseil de gestion patrimoniale (ni, à notre connaissance, au comité syndical) précise et argumente le contenu du « pacte d'objectifs » que le président de l'IPHB fera voter au comité syndical en décembre 1996 et qui constitue le programme d'actions à moyen terme de l'IPHB pour la gestion de l'ours.

Suite au pacte d'objectifs, l'IPHB a proposé, en 1997, un projet de renforcement de la population d'ours. Il était assorti de conditions et, en particulier, de l'exigence de capturer un (ou deux) des 5 ours restants pour l'équiper d'une balise permettant de suivre ses déplacements. Envisagé depuis deux décennies, ce marquage avait toujours été refusé, en raison du risque qu'il comporte pour des animaux déjà en difficulté. Le ministère de l'Environnement n'a donc pas retenu cette condition dans l'autorisation de renforcement de population qu'il délivre en réponse au projet de l'IPHB. De ce fait, et aussi pour manifester son opposition à l'application sur son territoire de la directive

« habitats » (zones natura 2000), l'IPHB a retiré son projet de renforcement et l'on est donc, depuis 1997, dans une situation de blocage dont l'IPHB et ministère de l'Environnement se renvoient la responsabilité.

Quant aux solutions alternatives en matière d'élevage, pratiquement aucun effort de réflexion, d'études ou de recherche n'a été effectué dans ce sens. L'IPHB a plutôt fonctionné ici comme un frein. C'est ce que montre l'exemple du muletage, l'une des solutions pour descendre les fromages produits sur les estives et approvisionner les bergers sans recourir à la construction de voies carrossables. L'étude de la faisabilité technique, économique, sociale de cette solution, confiée au centre ovin d'Ordiarp (centre technique de la Chambre d'agriculture des Pyrénées Atlantiques et promoteur du programme de desserte routière des estives) a pris plusieurs années de retard. A ce jour, aucun résultat n'a été communiqué aux acteurs intéressés. Cette alternative commence aujourd'hui seulement à être débattue au CGP, suite à la mise en place, sur une petite

échelle, d'une expérience de muletage à l'initiative d'une entreprise locale désireuse de développer ce système, qui reçoit un accueil très favorable de la part des bergers concernés.

Alors, que fait l'IPHB ? Pour ce qui est de l'ours, il assure la continuité des programmes d'action progressivement mis en place depuis 1975. Il réalise ou supervise l'indemnisation des dégâts d'ours, les campagnes de sensibilisation, les études biologiques sur les ours, l'indemnisation des reports de coupes forestières motivés par la présence de l'ours, l'équipement des estives pour la protection des troupeaux contre les dégâts d'ours, etc. Les mesures de protection réglementaires jouent, bon an mal an, leur rôle pour parer aux destructions directes par le fusil. Un ours a été abattu illégalement en 1994, par un chasseur qui a été condamné (c'est la première fois) à une amende sévère. Face à la justice, il n'a reçu qu'un soutien mitigé des élus et de la presse locale. L'unique femelle subsistant en 1995 a donné naissance à trois ours (en 1995, 1998 et 2000). La population d'ours du Béarn

reste dans le même état précaire, avec selon les comptages du réseau ours brun en septembre 2000, 4 adultes et 1 ourson (peut-être 2).

Pour le reste — et c'est l'essentiel de son activité — l'IPHB poursuit la réalisation, engagée depuis la fin des années 70, d'équipements pastoraux et forestiers. Elle met en œuvre le programme de construction de pistes élaboré par la Direction départementale de l'agriculture et le centre ovin d'Ordiarp en 1991 et repris par la charte en 1993.

Après 6 ans d'activité, il ressort que l'espoir affiché au départ de libérer un véritable gisement d'innovations en confiant la responsabilité aux « acteurs locaux » ne s'est pas concrétisé. L'IPHB n'est toujours pas en mesure de concevoir et de mettre en œuvre un plan cohérent et crédible pour une conservation durable de la population d'ours du Haut-Béarn.

C'est que le diagnostic, posé par l'audit de 1991, était tronqué : les difficultés auxquelles se heurte la gestion de l'ours ne sont pas tant liées à des règles relationnelles inappropriées qu'aux résistances actives que des groupes de pression — dont l'influence domine aujourd'hui au sein de

Les quelques avancées enregistrées en matière d'ours dans le Haut-Béarn sont-elles le prélude à une telle gestion intégrée, ou seulement quelques concessions transitoires, le temps que meurent les derniers ours ?

l'IPHB — opposent à des changements indispensables dans leurs activités.

**L'IPHB :
beaucoup
de réaction anti-
environnementale,
un peu
d'intégration de
l'environnement**

**Le développement
au niveau mondial
de nouvelles formes
de réaction
anti-environnementale**

Dans son livre *Green Backlash* [10], Andrew Rowell dresse, à partir de nombreux exemples, une synthèse des mouvements de réaction anti-environnementale dans le monde, et décrit les méthodes utilisées par les acteurs qui combattent la protection de l'environnement. On en retrouve les traits essentiels dans la situation Haut-Béarnaise.

En Béarn, les années 1990 et 1991 ont vu culminer une réaction anti-environnementale frontale : manifestations contre la protection de l'ours et de son milieu, menaces de mort adressées à des experts, à des fonctionnaires. Ces formes

d'opposition ne peuvent être considérées comme des aberrations isolées. Les élus étaient en tête des manifestations. Et lors du procès des auteurs de menaces, identifiés

par la gendarmerie, ils sont venus apporter leur soutien aux accusés.

Mais, dans son ouvrage, Rowell constate que le début des années 90 voit de plus en

**LE SCHÉMA-TYPE
DE LA RHÉTORIQUE
ANTI-ENVIRONNEMENTALE
DES ANNÉES 90**

Ce discours est articulé autour de quatre volets. Il commence par installer les populations locales dans la position de victimes et les protecteurs de l'environnement en position de persécuteurs, faisant porter à ces derniers toute la responsabilité des problèmes sociaux et économiques rencontrés par les populations rurales. Puis il s'attache à récuser les constats scientifiques et à déconsidérer les experts.

Ensuite, il propose un concept « nouveau » de gestion des ressources. Aux Etats-Unis, par exemple, le « partage » (share), qui consiste à partager les espaces protégés avec les acteurs qui veulent les exploiter économiquement, ou l'utilisation rationnelle (wise use), qui revient à ne

pas laisser des ressources économiques se perdre pour des motifs de protection de l'environnement. Ces concepts sont affichés comme « éclairés » dans la mesure où ils reposent sur un principe auquel il est difficile de s'opposer, et « équilibrés » en ce sens qu'ils considèrent la poursuite de la dégradation de l'écosystème à un rythme raisonnable comme le bon compromis entre ceux qui veulent stabiliser la situation de conservation et ceux qui veulent continuer à exploiter ou transformer les écosystèmes concernés. Sur cette base, enfin, les partisans d'une politique claire de conservation, qui rende compte de ses résultats, sont présentés comme des extrémistes auxquels on attribue souvent des visées cachées, marxistes ou mondialistes, par exemple.

(d'après A. Rowell)

plus ces oppositions ouvertes à la protection de l'environnement remplacées par des « stratégies de subversion du mouvement environnemental » dont il résume ainsi les grandes lignes. D'abord, les opposants à la conservation consultent des firmes de relations publiques spécialisées pour les aider à sortir de leur attitude d'opposition trop fruste. Elles élaborent pour eux un discours (voir encadré 16) qui conforte leur position tout en étant « environnementalement correct » dans sa formulation. Dès lors, ils se proclament eux-mêmes les « vrais protecteurs » de l'environnement. Ils créent, dans ce but, des organisations spécifiques (associations, fondations, ...) qu'ils contrôlent et qui portent un nom très environnemental.

L'IPHB : un dispositif de réaction anti-environnementale

On retrouve cette stratégie, et la rhétorique qui la fonde, au centre de la genèse et du fonctionnement de l'IPHB. Elles sont apparentes dès la création, en 1990, du « comité intervalléen pour la sauvegarde de l'ours et de la faune pyrénéenne dans leur environnement », qui formule ainsi sa raison d'être : « à la fois [...] réagir à l'action excessive des



AUSLOOS (Henry Bios)

L'unique femelle subsistant en 1995, a donné naissance à 3 oursons (en 1995, 1998 et 2000). La population d'ours du Béarn reste dans un état précaire (4 adultes et 1 ou 2 oursons).

« protecteurs de la nature » et [...] répondre au besoin de « gestion intégrée » de la zone à ours » [11]. Les interventions d'Henry Ollagnon apportent aux « réticents » locaux un appui professionnel pour monter l'IPHB et, surtout, pour mettre au point une rhétorique anti-environnementale adaptée à la situation. Dans son discours comme dans celui de l'IPHB, on retrouve tous les points clés identifiés par Rowell.

● Les valléens sont activement installés dans le rôle de victimes : « ... Il est vrai que l'ours a fait beaucoup souffrir les vallées » [12] ; ou encore : « ... La protection de l'ours a été pendant de nombreuses années un facteur de blocage du développement des vallées » [13].

● Des incertitudes, sans portée significative pour l'action, sont montées en épingle pour récuser les bases scientifiques et techniques fournies par des années de recherches : « Combien y-a-t-il réellement d'ours ? 6 ou plus ? Combien y-a-t-il effectivement de femelles ? Que cache vraiment ce déficit d'information? » [14].

● La « gestion patrimoniale » est présentée comme un concept nouveau rendant obsolètes les difficultés bien réelles sur lesquelles a buté — et en réalité bute encore — la protection de l'ours. En pratique, elle ne correspond qu'à un affichage : on rebaptise, par exemple, « patrimonialisation de l'ourson » des actions classiques de nourrissage des animaux et de sensibilisation du public, ou « conseil de gestion

patrimoniale » la commission consultative extra-syndicale.

- Le compromis bancal du pacte d'objectif — un ou deux ours supplémentaires contre la poursuite du programme de pistes — présenté comme une solution « équilibrée ».

- Les responsables et les mouvements environnementaux sont relégués au rôle d'urbains extrémistes et ignorants des « réalités locales », masquant sous leur discours écologique leurs visées réelles, à savoir le renforcement du centralisme « parisien » ou « bruxellois ». Le plaidoyer suivant de Jean Lassalle [15], le président de l'IPHB, illustre bien ce thème : « ... La charte [...] mettait fin à la longue et difficile bataille qu'il nous a fallu livrer pour faire face à la vaste entreprise de confiscation de nos territoires et desserrer l'étreinte d'une mise en accusation violente sous prétexte que nous abritions encore chez nous les derniers ours des Pyrénées [...] contre toute attente, nous, habitants d'un petit pays accroché à la montagne, nous l'avons emporté face à des forces qui nous étaient mille fois supérieures : l'Etat et l'administration centrale, les lobbies ont dû plier... ».

Derrière ce tir de barrage rhétorique, les mécanismes de

financement, les rapports de force et les personnes sur qui repose la résistance au changement en faveur d'une gestion plus écologique de l'ours et des milieux ont très peu changé. L'Etat et la Commission européenne sont encore les principaux financeurs (environ 60 %). L'essentiel des budgets (plus de 60 %) va à la réalisation d'équipements pastoraux et forestiers (mise aux normes des installations d'élevage, construction de pistes pastorales et forestières carrossables). Moins de 10 % vont à des actions en faveur de l'ours. L'équipe technique du syndicat mixte ne possède aucune compétence particulière, ni en écologie, ni pour la recherche de solutions alternatives de développement. Elle est dirigée par l'ancien responsable du centre ovin d'Ordriarp, auteur du plan de déserte de la montagne par voies carrossables, dont la mise en œuvre continue sous

l'égide de l'IPHB. Les élus qui ont mené la résistance frontale de la fin des années 80 sont toujours à la tête du syndicat mixte. La pression politique qui s'exerce sur eux est toujours très forte, dans des cantons où le score du parti anti-

environnemental « Chasse Pêche Nature Traditions » oscille entre 20 et 40 % aux élections régionales. Au sein du conseil de gestion patrimoniale les « porte-parole » de la conservation de l'ours, deux associatifs, un ingénieur de la Diren et un technicien de l'ONC ne sont que quatre sur plus de trente personnes.

Ce qui n'exclut pas de modestes avancées

Le fait que la réaction anti-environnementale soit le fil conducteur principal de la genèse et du fonctionnement de l'IPHB au cours des 10 dernières années ne doit pas faire oublier des avancées modestes, mais réelles. On peut apprécier ainsi le fait que

Le fait que la réaction anti-environnementale soit le fil conducteur principal de la genèse et du fonctionnement de l'IPHB au cours des 10 dernières années ne doit pas faire oublier des avancées modestes, mais réelles.

l'IPHB a repris à son compte une partie du travail de sensibilisation sur le thème de l'ours. On a pu constater aussi une certaine « réhabilitation » de deux experts locaux, qui participent aujourd'hui au travail de l'Institution. Les interminables réunions du conseil de gestion patrimoniale représentent également, pour les associations qui y participent, un certain progrès par rapport à la situation antérieure où il leur était

très difficile aussi bien de faire écouter leur point de vue aux acteurs des filières économiques, que d'obtenir des informations sur les projets de ces derniers. Enfin, si l'IPHB n'a pas changé des orientations de développement globalement défavorables à l'ours, elle a poursuivi les efforts des années 80 pour prendre des précautions dans leur mise en œuvre : programme de pistes ralenti par la lourdeur de la concertation, modalités de réalisation des pistes parfois modifiées après négociation, adaptations locales de la conduite de l'exploitation forestière, etc.

Quelles perspectives d'aller vers une gestion intégrée de l'ours et de son milieu ?

La stratégie de l'IPHB repose sur un exercice d'équilibriste : poursuivre des modes d'équipement et d'usage de la montagne défavorables à la conservation de l'ours, tout en donnant des gages aux acteurs environnementaux (ministère chargé de l'Environnement, Fiep, Sepanso (2)), pour qu'ils cautionnent ces orientations

du développement par leur participation au financement et au conseil de gestion patrimoniale. Ce positionnement n'offre à aucun des deux camps de perspectives satisfaisantes à moyen terme. Avec les années qui passent, la tension monte.

Dans le dossier de l'ours, comme le plus souvent en matière d'environnement, il est indispensable de mettre en place une gestion intégrée, c'est-à-dire qui conduise les acteurs à prendre en charge eux-mêmes les changements et les actions nécessaires pour régler le problème de manière durable. Mais les quelques avancées enregistrées en matière d'ours dans le Haut-Béarn sont-elles le prélude à une telle gestion intégrée, ou seulement quelques concessions transitoires, le temps que meurent les derniers ours ? Les groupes de pression agricoles, cynégétiques, forestiers utiliseront-ils leur leadership au sein de l'IPHB pour prendre à leur charge le dossier de l'ours, ou pour l'enterrer ?

Dès lors qu'il s'agit d'assurer la conservation d'une population viable d'ours, la discussion sur ces perspectives devrait s'ap-

puyer sur quatre repères. Les deux premiers concernent les résultats de l'action, les changements concrets observables, les deux derniers portent sur le fonctionnement des instances de décision.

- Entame-t-on ou non une amélioration nette de l'état de conservation de la population d'ours ? Il ne suffit pas de ralentir la dégradation des milieux, par exemple en construisant une nouvelle piste en zone sensible, mais de la façon la moins nuisante possible (itinéraire, réglementation,...). Il s'agit bien d'arrêter de créer de nouvelles nuisances et de supprimer certaines de celles qui existent déjà : par exemple, fermer des routes en montagnes comme cela se fait dans d'autres pays. Le renforcement de la population est également une condition *sine qua non* pour ouvrir des perspectives.

- Assiste-t-on, dans les actions de développement agricole, forestières, et dans les pratiques cynégétiques, à des réorientations (techniques, économiques, organisationnelles) suffisantes pour rendre de plus en plus facile et

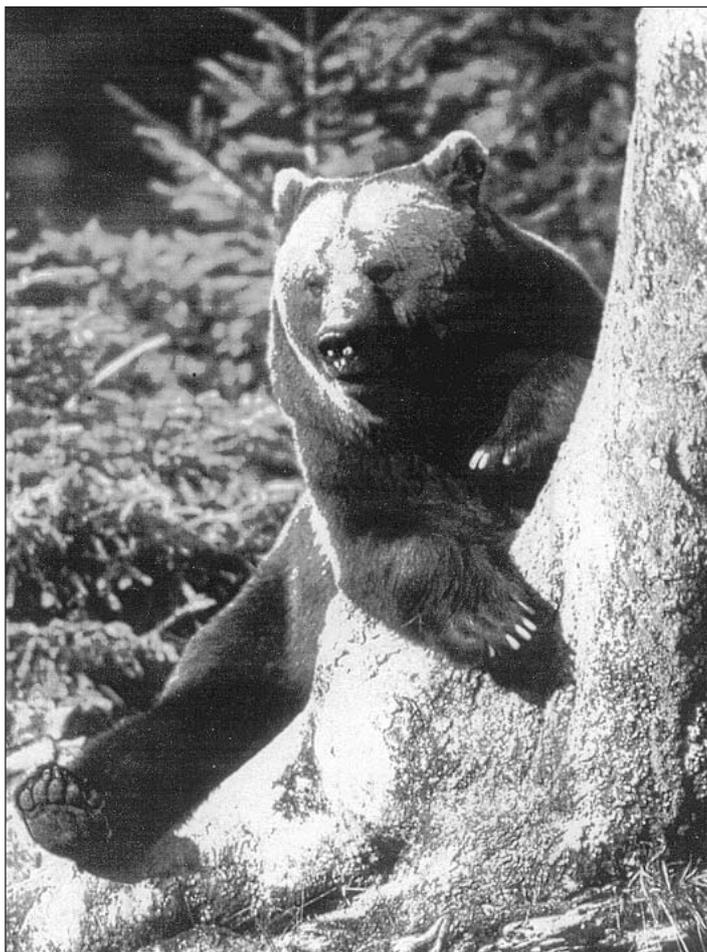
La stratégie de l'IPHB repose sur un exercice d'équilibriste : poursuivre des modes d'équipement et d'usage de la montagne défavorables à la conservation de l'ours, tout en donnant des gages aux acteurs environnementaux pour qu'ils cautionnent ces orientations.

durable la cohabitation avec l'ours ?

● Quelle place est-elle faite dans les instances de décision aux acteurs mobilisés en faveur de la conservation de l'ours ? La situation actuelle ne paraît ni adaptée, ni viable à terme. Leur présence au sein du CGP réduite à seulement trois personnes, compétentes mais enfermées dans un rôle

consultatif ultra-minoritaire, ne reflète pas l'importance et la diversité de la demande d'ours dans la société. En plaçant ces personnes, pour chaque décision, devant le dilemme immédiat entre accepter le compromis pour éviter le pire ou partir, elle ne permet pas que s'instaure, au sein de l'IPHB, une véritable négociation pour le moyen et long termes.

● Dans quelle mesure les modes de débat, de décision et d'évaluation adoptés permettent-ils au public et aux acteurs extérieurs intéressés, que ce soit localement ou au plan national, d'être informés et de participer ? Le fonctionnement actuel de l'IPHB revient à confiner débat, discussion et évaluation dans l'enceinte close du conseil de gestion patrimoniale. Ce mode de discussion était peut-être transitoirement acceptable en 1993, pour aider à sortir de la crise aiguë de 1991. Dix ans après, il revient à entretenir artificiellement un état de siège permanent, qui fait le lit de la réaction anti-environnementale au sein de l'IPHB.



SCHULZ (Gerhard BIOS)

Les difficultés auxquelles se heurte la gestion de l'ours, sont liées aux résistances actives, que des groupes de pression opposent à des changements indispensables dans leurs activités.

Ce dernier point, faire sortir le débat de l'enceinte close où on l'a laissé enfermer est particulièrement fondamental et conditionne les trois précédents. Sans un débat ouvert, où s'évalueront l'état de conservation de l'ours, les orientations agricoles, forestières et cynégétiques, la place faite à la demande d'ours dans les processus de décision ? Les perspectives d'une gestion intégrée de l'ours et de son habitat sont aujourd'hui suspendues à l'ouverture d'un débat critique et public, et non pas à l'institutionnalisation du conciliabule, dont l'expérience de l'IPHB a montré les limites.

Sur un plan plus général, cette expérience n'est pas, à elle seule, représentative des multiples dispositifs innovants de concertation qui se sont développés en France dans la dernière décennie. Elle montre simplement qu'il ne suffit pas d'adopter des procédures et un vocabulaire « environnementalement corrects » pour déboucher sur une gestion intégrée de l'environnement. Une analyse fine des fonctionnements réels de ces dispositifs, et des actions sur lesquelles ils débouchent, est indispensable pour les évaluer et les améliorer.

Notes

(1) Il s'agit ici des derniers ours bruns « indigènes » des Pyrénées, dans le Haut Béarn (Pyrénées-Atlantiques). Entre-temps, un nouveau volet du dossier « ours » a été ouvert dans les Pyrénées centrales et a été l'objet d'une intense couverture médiatique, avec notamment le lâcher de trois ours « slovènes » à partir de 1997, la mort de l'un d'eux tué par un chasseur, l'amendement « Bonrepaux » demandant en 2000 la recapture de ces ours et de leurs descendants. Ce volet échappe au sujet traité ici.

(2) Il s'agit de deux associations de protection de l'environnement : le Fonds d'intervention éco pastoral et la Société pour l'étude et la protection de la nature dans le Sud-Ouest, branche régionale de France Nature Environnement.

Bibliographie

[1] • « Une approche patrimoniale de la gestion de la qualité : une application à la nature et au vivant » ; Thèse de doctorat en sciences économiques, Université Paris I, décembre 1998, (exemplaire de soutenance, 552 p.)

[2] • Voir par exemple : Jean Lassalle ; « L'Institution patrimoniale du Haut-Béarn : une structure adaptée à un problème complexe de gestion du territoire » ; Sol et Civilisation, numéro 6, août 1997.

[3] • Cela ressort à la fois du succès que rencontrent les nombreux articles de presse sur ce thème et de résultats de sondages qui mettent l'ours en tête de la liste des animaux à protéger (« Les Français et l'environnement » ; Ifen, Orléans, 1997).

[4] • On en trouvera un récit vivant dans le livre de Claude Dendaletche, « La cause de l'ours » ; Le sang de la terre ; 1993.

[5] • Sur ce point, voir l'expertise de Christopher Servheen dans « Etat des lieux de la population ursine et de son habitat dans le Haut-Béarn – stratégies de conservation et de renforcement éventuel » ; AscA (Poux X., Dubien D.) et Servheen C. / Institution patrimoniale du Haut-Béarn ; rapport de première phase, 1996.

[6] • « Audit patrimonial de la gestion de l'ours et de son environnement dans les vallées d'Aspe, d'Ossau et de Baretous » ; Comité intervalléen pour la sauvegarde de l'ours et de la faune et de leur environnement/Institut national agronomique Paris-Grignon ; 1991.

[7] • Par exemple dans « Sol et civilisation » ; lettre numéro 3, août 1996.

[8] • — voir référence du rapport note [5] —.

[9] • « Mise en œuvre opérationnelle de la charte de développement

durable et de protection de l'ours des vallées d'Aspe, d'Ossau, et de Baretous — convention d'assistance technique — rapport d'exécution » ; Henry Ollagnon; Institution patrimoniale du Haut-Béarn, Institut national agronomique Paris-Grignon ; 1996. Une autre partie des fonds sera utilisée pour financer, dans le cadre de l'association « Sol et Civilisation », la promotion de l'Institution patrimoniale du Haut-Béarn comme « structure adaptée à un problème complexe de gestion d'un territoire ». Dans les deux cas, cette utilisation des fonds LIFE a été contestée par la Commission de Bruxelles et fait aujourd'hui l'objet d'un contentieux.

[10] • « Green backlash - global subversion of the environmental movement » ; Routledge, Londres, 1996.

[11] • « Propositions de mesures immédiates en faveur de l'ours brun dans les Pyrénées Atlantiques, et de structures locales pour en assurer l'application avec l'appui des services de l'Etat » ; Comité intervalléen pour la sauvegarde de l'ours et de la faune pyrénéenne dans leur environnement, 26 juillet 1990.

[12] • Henry Ollagnon, rapport cité note [8].

[13] • Henry Ollagnon, dans « Charte de développement durable des vallées d'Aspe, d'Ossau et de Baretous et de protection de l'ours : projet de fondation patrimoniale — rapport final » ; Institution patrimoniale du Haut-Béarn, Institut national agronomique Paris-Grignon, 1998.

[14] • « L'ours : ça se trouble à nouveau... » ; La lettre de l'Institution patrimoniale du Haut-Béarn, n° 4, août 2000.

[15] • — dans « La lettre de l'Institution patrimoniale », numéro (2), 1998 —.

Homme ou vie sauvage ? Société locale ou bureaucratie centrale ? Faux dilemmes et vrais rapports de force

« Demande locale de développement contre demande extérieure d'environnement » ou comment mettre en scène de faux dilemmes pour, en figeant le débat, soustraire choix techniques, économiques et sociaux à toute évaluation. Illustration par un cas d'école : les affrontements autour de la protection de l'ours des Pyrénées.

par Laurent Mermet,
Engref

Depuis des années, les actions pour la protection de la faune, de la flore et des milieux naturels se heurtent en France à une rhétorique qui, sous couleur d'humanisme, s'acharne à les discréditer. Deux arguments répétés partout sous mille variantes sont comme les piliers de cette rhétorique. Le premier consiste à présenter les initiatives des acteurs de la conservation de la nature

comme des choix contre l'Homme, en faveur des « petites fleurs » ou des « petits oiseaux ». Le second attribue ces mêmes initiatives à des pouvoirs bureaucratiques et centralisateurs de « Paris » ou « Bruxelles » qui, sous couvert de préoccupations d'environnement voudraient achever leur œuvre d'étouffement des sociétés locales rurales, traditionnelles. Ces deux arguments possèdent une capacité surprenante à obscurcir les débats, à bloquer les négociations nécessaires pour progresser dans la gestion des territoires, dont la

protection de la nature est une facette.

Sur quoi s'appuient ces « butoirs » qui transforment la discussion pluraliste en impasse ? Pour le premier, sur les valeurs humanistes qui ôtent toute légitimité à des actions qui seraient conduites contre l'Homme. Pour le second, sur le souci envers les sociétés locales, qui règne dans notre société comme un contrepoids à une dynamique de développement dominée par l'extension de l'influence des villes et par la mondialisation. Défendre les actions de conservation de la nature

contre ces deux arguments, ce serait soit s'avouer anti-humaniste, soit s'afficher comme un bureaucrate centralisateur - on s'en abstient bien sûr, et la discussion s'arrête...

On a tort pourtant, car les raisonnements qui assimilent certaines initiatives de conservation à un anti-humanisme ou à des menées contre

les sociétés locales ne résistent pas le plus souvent à une analyse serrée : c'est ce que nous essaierons de montrer ici.

Pour cela, nous partirons d'un cas d'école : les conflits qui se déroulent autour de la protection de l'ours des Pyrénées. Il est peu de situations en effet, où les acteurs de la protection de la nature aient été accusés avec autant de constance et de véhémence de s'attaquer à l'Homme et à la société locale. C'est sur cette base qu'a été créée l'Institution patrimoniale du Haut Béarn (IPHBB) [1], un syndicat mixte d'aménagement qui entend prendre à sa charge la protection de l'ours et se donne comme modèle de « prise en main par les montagnards de leur destin en partenariat avec l'Etat, la Région, le Département pour une gestion équilibrée de l'espace » [2]. Dans ce cas exemplaire, l'analyse montrera la fragilité des

raisonnement sur lesquels reposent les dénonciations d'anti-humanisme et de centralisme à l'encontre des acteurs favorables à la protec-

Les raisonnements qui assimilent certaines initiatives de conservation à un anti-humanisme ou à des menées contre les sociétés locales ne résistent pas le plus souvent à une analyse serrée.

tion de l'ours. Elle mettra à jour, en revanche, le caractère déterminant des rapports de force entre secteurs (voire sous-secteurs) d'activités économique et sociale, dont la rhétorique hostile à la conservation de la nature tend à détourner l'attention.

Dans la première partie de l'article, on examinera ainsi le premier argument - l'anti-humanisme attribué aux protecteurs de la nature. Dans la deuxième partie le second - les passions étatiques et centralisatrices dont on les accuse.

Un faux dilemme « philosophique » qui cache de vrais choix techniques, économiques, sociaux, bref, humains

Dans le rapport de l'audit patrimonial qu'il a réalisé en 1991 sur le problème de l'ours,

H. Ollagnon attribue la position suivante à un acteur qu'il ne nomme pas (un écologiste anonyme ?) : « la protection de l'ours passe par un territoire réservé et sans hommes ». Il l'assortit des commentaires suivants : « l'homme [est vu ici comme] l'unique cause de la mort de l'ours ; la réduction progressive des libertés est inéluctable, pour protéger le vivant car pour certains » le seul nuisant pour la nature c'est l'homme, il faut réduire sa liberté pour réduire sa nuisance [3].

Avec ce raisonnement, on voit sur quoi repose l'accusation d'anti-humanisme à l'encontre de certains types d'actions de protection (réserves naturelles, restrictions à la chasse, etc.) : on présente des mesures techniques, économiques, réglementaires, dont la portée est limitée en termes d'espace, de période de l'année, d'espèces animales ou végétales, ou d'activités concernées, comme un choix global en défaveur de l'Homme qui amorce un cercle vicieux d'exclusion de celui-ci.

Or il est exact que, dans de nombreuses situations, la conservation de la biodiversité passe par des restrictions à certaines activités, ou à l'exclusion de certains types d'équipements, sur une partie du territoire. S'oppose-t-elle pour

autant au bien-être des hommes, au développement économique et social ? Le parc national des Abruzzes, en Italie, est un haut lieu de protection des ours et des loups en Europe de l'Ouest. Cette protection repose notamment sur une différenciation de l'espace du parc en trois types de zones : zones A, où la fréquentation humaine est limitée au maximum, zones B où elle est strictement encadrée, zones C où elle est libre (moyennant certaines restrictions réglementaires d'activités liées au statut de parc national). L'agriculture, l'exploitation des forêts, les constructions pour le tourisme, ont été réorientées dans un sens plus écologique par une action volontariste du parc au début des années 1980. Ces actions ont permis d'enrayer la chute des populations d'ours et de loups, qui se sont remises à croître. Sur cette base une politique dynamique de développement local a conduit à une véritable explosion de l'éco-tourisme. Avec plus d'un million de visiteurs annuels, ce territoire a retrouvé des emplois, une dynamique économique et démographique.

Loin d'enclencher une dynamique néfaste pour les populations, les mesures partielles de limitation et de réorganisation de certaines activités ont conduit à un véritable dévelop-

pement. Si nous donnons ici cet exemple, ce n'est certes pas pour proposer au Haut Béarn le même modèle de développement qu'aux Abruzzes : la situation n'est pas la même. C'est pour montrer le caractère fallacieux de la montée en généralité qui condamne dans leur ensemble les mesures de protection environnementale au sens fort, et les assimile à une volonté globale d'exclusion de l'homme, alors qu'il s'agit de mesures d'aménagement et de gestion du territoire (organisation de la répartition des activités dans le temps et dans l'espace).

Dans le Haut Béarn, lorsqu'il s'agit de savoir si telle estive sensible doit être ou non desservie par une piste carrossable, la présence et les activités humaines ne sont pas en cause, mais bien plutôt le choix entre deux moyens de transport (voiture ou service de muletage), entre deux

organisations de la garde (exploitant faisant l'aller-retour ou berger restant sur place), entre deux manières de dépenser l'argent (construire la piste ou employer un muletier, un berger), peut-être entre deux éleveurs, dont l'un refuserait et l'autre accepterait

d'exploiter une estive non desservie par une piste carrossable. Lorsqu'on débat pour savoir si l'organisation de la chasse doit prévoir 5, 10, ou 15 % de réserves de chasses motivées par la présence de l'ours, ou que l'on discute jusqu'à quel point il est acceptable que les chasseurs montent en voiture sur les estives, ce n'est pas l'activité cynégétique elle-même, ni sa vitalité, ni la présence de « l'Homme » sur le territoire qui sont en jeu, mais simplement l'organisation de la chasse et ses impacts sur la faune et sur les autres activités humaines. On pourrait faire le même constat pour la mise hors exploitation de certaines parcelles forestières, ou pour la réglementation de l'accès des randonneurs à des zones

Ce n'est jamais entre l'Homme et l'Ours qu'il faut choisir, mais entre des projets d'action qui conviennent plus ou moins à telle personne ou tel groupe social, et qui organisent différemment les activités dans l'espace.

délimitées. Ce n'est jamais entre l'Homme et l'Ours qu'il faut choisir, mais entre des projets d'action qui conviennent plus ou moins à telle personne ou tel groupe social, et qui organisent différemment les activités dans l'espace.

Lorsque les porte-parole de l'IPHB retraduisent systématiquement les critiques émises à l'encontre des projets proposés par l'Institution dans les termes généraux d'une opposition homme-nature, ils font

comme si ces projets allaient de soi, comme s'il n'y avait pas, « pour l'Homme », d'autres projets possibles. Ce faisant, ils escamotent le débat nécessaire sur les choix techniques, économiques et sociaux dont les projets de l'IPHB sont porteurs.

L'opposition entre locaux et « étrangers » : un paravent pour la domination exercée par certaines filières dans la gestion de l'espace

A ce premier escamotage s'en superpose un second qui consiste à réinterpréter tous les désaccords au sujet de l'ours et de la gestion du territoire en termes d'opposition entre urbains et ruraux, entre locaux et « étrangers » (c'est-à-dire extérieurs au Haut Béarn), entre Oloron et Pau d'un côté, Paris et Bruxelles de l'autre. De façon répétée, le discours de l'IPHB oppose ainsi des projets de développement présentés comme locaux à des « demandes d'ours » présentées comme extérieures au territoire.

Mais jusqu'à quel point les filières de développement qui posent problème pour la conservation de l'ours peuvent-elles être considérées comme locales ? Pour répondre à cette question, on peut examiner en particulier le processus de desserte de la montagne par des pistes carrossables forestières et pastorales. Cette desserte est au cœur de l'action menée par les institutions agricoles et forestières et par l'IPHB. Elle est en même temps centrale dans les conflits qui opposent ces dernières aux acteurs de la conservation de la nature, notamment parce que l'extension du réseau de pistes augmente la pénétration humaine au cœur des zones tranquilles indispensables aux ours du Béarn (mais aussi à cause de ses impacts paysagers, des effets qu'elle peut induire à terme sur l'évolution des pratiques d'élevage, etc.).

Les programmes de soutien public à la desserte de la montagne par piste se succèdent depuis le début des années 1970, essentiellement à l'initiative du ministère de l'Agriculture et de l'Office national des forêts (ONF).

Examinons les d'abord sous l'angle du processus de décision et de mise en œuvre. Sur le plan formel de la procédure, au début des années 1990, on est passé d'un système où les

pistes étaient proposées par l'Etat et acceptées par les maires et la profession agricole, à un système où elles sont demandées par les maires et la profession puis étudiées et réalisées par l'Etat. Toutefois, même si l'ordre d'intervention des acteurs et le centre de gravité juridique de la décision ont évolué, la filière de développement et d'équipement qui conduit à la réalisation des pistes demeure, pour l'essentiel, - la conception des projets, les sources de financement - inchangée. Les hommes sont aussi restés les mêmes pour la plupart. Que l'on se place dans la procédure des années 1980 ou des années 1990, ce fut, pendant des années, le même ingénieur de la Direction départementale de l'agriculture et de la forêt (DDAF) qui fixa le tracé de la piste et conduisit le chantier. Au total, les projets actuels ne sont pas plus « locaux » que ceux des années 1970 ou 1980. Ils affichent simplement comme « locale » la mise en œuvre de programmes d'action (de financement, de conception technique, d'orientation du développement) élaborés, portés, gérés par l'ensemble des filières du développement agricole ou forestier, de Bruxelles à Paris, de Paris à Pau, de Pau à Oloron-Sainte-Marie.

Si l'on se tourne maintenant du côté des attentes de protection de la nature, les « demandeurs

d'ours » eux aussi sont présents depuis les villages du Béarn jusqu'à l'ensemble de l'Europe, en passant par Bordeaux et le reste de la France. Toutefois, il est difficile aux partisans locaux de la conservation de l'ours d'exprimer efficacement leur point de vue face à la pression sociale qui résulte de l'opposition très active, en particulier des organisations agricoles et cynégétiques. De plus, l'organisation institutionnelle et politique de l'action publique en montagne crée toutes les conditions pour que l'expression de la demande locale de protection des ours se heurte à une fin de non-recevoir. D'un côté, les élus et les groupes de pressions agricoles et cynégétiques mettent tout leur poids pour la réalisation de dessertes routières en zone à ours. De l'autre, les services et établissements publics de l'Etat les plus puissants sur le terrain (DDAF, ONF, préfecture) s'y impliquent activement eux aussi. Pris en tenaille entre ces acteurs sectoriels locaux et nationaux, les groupes locaux demandeurs d'un meilleur traitement de l'environnement sont rapidement réduits, pour seul recours, à s'adresser aux ONG nationales ou aux instances européennes. Leur cause peut alors être présentée comme venant de l'extérieur. Quant aux « demandeurs d'ours » extérieurs au Béarn,

dont la cause est portée par des associations nationales, ils parviennent plus facilement à se faire entendre. Mais leurs attentes ne sont pas pour autant suivies d'effets. Elles se heurtent jusqu'à la fin des années 1980 (1) à un refus de la part du ministère de l'Agriculture. Puis, à partir du début des années 1990, après avoir transféré la responsabilité formelle à l'IPHB, l'Etat s'excuse auprès des demandeurs d'ours... au motif des difficultés locales qui ne permettent pas de leur donner satisfaction.

Il est donc trompeur de présenter la situation béarnaise comme le heurt entre une dynamique « locale » d'aménagement et une demande « extérieure » d'environnement. A tous les niveaux d'organisation politique et géographique - de Bruxelles à Oloron - les acteurs sectoriels de l'agriculture, de la forêt et de la chasse ont résisté efficacement à la « demande d'ours ». C'est parce qu'ils ont « gagné » et imposé leurs projets - y compris localement - que leurs filières peuvent se présenter comme locales.

A force d'être répétée sous des formes diverses, cette vision de la situation finit pourtant par dominer. Nombreux sont ceux qui pensent de bonne foi que le problème des préda-

teurs (ours, loup) met aux prises d'un côté l'Etat représenté par le ministère de l'Environnement et la Commission européenne par sa Direction environnement et, de l'autre, l'ensemble des acteurs locaux (représentés par l'IPHB dans le cas de l'ours du Béarn).

Cette vision s'impose d'autant plus qu'elle est activement promue. Pour les politiciens du terrain, cette mise en scène est un formidable ressort politique, qui s'appuie sur la forte identité et l'autonomie des communautés du Haut Béarn. Pour surmonter les désaccords entre acteurs locaux, les élus appellent à l'unité face à « l'extérieur ». Quant aux administrations nationales et européennes, celles dont le pouvoir pèse le plus sur les choix de développement local, elles s'effacent volontairement derrière ceux des acteurs locaux avec lesquels elles travaillent. L'invocation permanente d'une opposition entre demande locale de développement et demande extérieure d'environnement constitue pour elles aussi un paravent commode pour des arbitrages (budgétaires, institutionnels, techniques) pris au sein de l'Etat et de la Commission européenne et déterminants pour l'aménagement du territoire montagnard.

L'utilité d'une lecture en termes de rapports de force inter et intra-sectoriels

Pour déchiffrer les jeux d'acteurs autour du problème de la conservation de l'ours dans le Béarn, il faut alors examiner de plus près les affrontements inter et intra-sectoriels autour de l'aménagement de la montagne, du développement de l'élevage, de la conservation de la nature. Les principales tensions inter-sectorielles mettent aux prises d'un côté les tenants d'une certaine conception de la modernisation agricole et forestière et, de l'autre, les acteurs de la protection de la nature. Elles vont de pair avec des tensions intra-sectorielles dont la compréhension est importante aussi bien pour l'analyse que pour l'action. Les affrontements autour des problèmes agri-environnementaux - le cas de l'ours en est ici un exemple - sont largement déterminés par le fait qu'au sein des secteurs agricole et forestier, certains groupes professionnels, techniques et administratifs ont aujourd'hui imposé leurs conceptions contre d'autres, dont les projets seraient plus

compatibles avec des objectifs de protection de la nature.

L'analyse en termes de rapports de force inter-sectoriels est très éclairante pour analyser le fonctionnement actuel de l'IPHB et du bilan de son action jusqu'ici (2).

Pour ce qui est du fonctionnement, constatons qu'au sein du Conseil de gestion patrimoniale (la commission consultative extra-syndicale de l'IPHB), les débats les plus difficiles sont bien ceux qui se déroulent entre les tenants d'une action plus efficace de protection et les autres membres du Conseil, et non pas les discussions entre les services de l'Etat d'un côté et les acteurs locaux de l'autre [4].

Du côté du bilan, on constate que l'IPHB elle-même le présente sous une forme sectorielle. Par exemple, la lettre n° 4 de l'IPHB (août 2000), consacrée à ce sujet, regroupe les programmes d'action réalisés et les dépenses correspondantes selon les rubriques principales suivantes :

- ✓ « un programme pastoral sans précédent » (52,1 % des dépenses),
- ✓ « la forêt : un patrimoine de qualité, une ressource essentielle » (11,8 % des dépenses),
- ✓ « la chasse » (8,1 % des dépenses),
- ✓ « l'ours, ça se trouble à nouveau » (8,4 % des dépenses),

✓ « la concertation pour un espace pour tous » (19,6 % pour le fonctionnement de l'IPHB et des dépenses diverses comme la réalisation d'un SIG).

A elle seule, la dépense budgétaire constitue en outre une mesure grossière mais éloquente du degré de priorité accordé aux différents secteurs.

Ces observations sur le fonctionnement et le bilan de l'IPHB sont à recouper par l'examen de sa genèse. En 1988, une directive cosignée par le ministère de l'Agriculture et le ministère de l'Environnement met fin à près de 15 ans d'un affrontement entre eux au sujet des projets de routes forestières et pastorales en zone à ours. Dès lors, l'Etat doit afficher une seule position sur ces dossiers. Mais à partir de 1989, la DDAF des Pyrénées-Atlantiques prend une série d'initiatives pour transférer à des acteurs locaux le portage politique et institutionnel des projets sectoriels agricoles et forestiers, notamment en suscitant l'implication du centre technique ovin de la chambre d'agriculture, à Ordiarp, dans le programme de desserte routière des estives.

En 1990, la création de réserves de chasses supplémentaires, suscite une levée de boucliers qui installe un

état de conflit aigu dans le Haut Béarn. En 1990 et 1991, la DDAF prend trois initiatives déterminantes. Elle propose un plan de financement pour poursuivre le développement du réseau de pistes carrossables en montagne (DDAF 1991). Elle incite et aide un groupe d'élus locaux à mettre en place un « Comité intervalléen pour la sauvegarde de l'ours et de la faune pyrénéenne dans leur environnement ». Elle introduit sur la scène Haut Béarnaise Henry Ollagnon, à qui le Comité intervalléen demandera un « audit patrimonial » qui proposera de créer l'IPHB pour prendre la suite du Comité intervalléen.

La charte de l'IPHB est rédigée en 1993 par des groupes de travail comprenant les collectivités locales, l'Etat, l'ONF, la profession agricole, la fédération de chasse. Les associations de protection de la nature ne participent pas au travail, pas plus que les services du ministère de l'Environnement (Direction de la protection de la nature et Direction régionale de l'environnement), qui est représenté uniquement à un niveau politique. Les associations environnementales ne sont pas signataires de la charte, même si deux d'entre elles acceptent ensuite de siéger au Conseil de gestion patrimoniale.

Il faut tout le lyrisme de Jean Lassalle pour présenter cette genèse sous le jour d'une opposition entre « le local » et l'Etat : « la charte de développement durable des vallées béarnaises et de protection de l'ours [...] mettait fin à la longue et difficile bataille qu'il nous avait fallu livrer pour faire face à la vaste entreprise de confiscation de nos territoires [...]. Nous nous sommes alors cabrés et, contre toute attente, nous, habitants d'un petit pays accroché à la montagne, l'avons emporté face à des forces qui nous étaient mille fois supérieures. L'Etat et l'Administration centrale, les lobbies ont dû plier » [5].

Il aurait été plus précis d'écrire : « Les services environnementaux de l'Etat, l'Administration centrale environnementale, les lobbies environnementaux ont dû plier ». Soutenus à toutes ses étapes et sous des formes multiples par la DDAF et la préfecture des Pyrénées-Atlantiques (donc par l'Etat), la charte et l'IPHB s'apparentent plutôt à un « traité de Versailles » qui pérennise sous des formes nouvelles des rapports de force inter et intra-sectoriels encore déséquilibrés en défaveur des acteurs attachés, à travers la présence de l'ours, à une gestion plus écologique du territoire.

Conclusion

En conclusion, les conflits autour de la protection de l'ours des Pyrénées dans le Béarn montrent bien comment fonctionnent deux des arguments rhétoriques principaux de la réaction anti-environnementale.

L'argument d'anti-humanisme (« l'Homme plutôt que les petits oiseaux ») repose sur le fait de souligner la place de certains hommes dans les projets de développement, tout en occultant la place d'autres hommes dans les projets alternatifs plus écologiques (mais pas pour autant moins humains). Il utilise aussi des généralisations abusives, des confusions d'échelles, qui conduisent à ne considérer que les pertes de certains acteurs, tout en occultant leurs gains et les gains des autres acteurs.

L'argument localiste (« les projets locaux plutôt que les diktats de l'Etat ou des bailleurs de fonds ») repose sur une présentation tronquée des projets. Les projets défendus sur la base de cet argument sont présentés comme locaux en occultant leur inscription, souvent déterminante, dans le cadre de filières (économiques, techniques, institutionnelles et de financement) nationales et internationales. Réciproquement, les mesures

de conservation de la biodiversité attaquées sur la base de cet argument le sont par l'attention exclusive portée à ces aspects de filière extra-locale, associée à l'ignorance délibérée des attentes et des intérêts environnementaux locaux.

Ceci étant établi, il ne faut pas pousser la critique jusqu'à déboucher sur des excès symétriques de ceux qu'elle dénonce. Il est clair que toute action d'aménagement du territoire pose des problèmes douloureux à certains groupes sociaux. C'est aussi vrai pour celles qui visent à la protection de la nature que pour d'autres, et ces problèmes doivent être traités avec sérieux. S'agissant du problème de l'ours, il est clair également que l'implication des

acteurs locaux, des institutions du développement, est une condition essentielle de la conservation durable de la faune, de la flore, des habitats et des paysages pyrénéens. Ce principe a d'ailleurs été posé comme central dès 1975 par le FIEP (3), avant d'être repris comme fondement du « Plan Ours » du ministère de l'Environnement en 1984, puis de la Charte de l'IPHB en 1994.

La critique développée ici a simplement pour but d'inviter les responsables, au lieu de s'abriter derrière une rhétorique pseudo-humaniste et localiste, à accepter une évaluation externe (technique, économique, sociale, écologique, ...) de leurs projets et de la manière dont ils prennent en charge les richesses biologiques et paysagères, ainsi que le développement local.

De façon plus générale, l'analyse proposée et l'exemple de l'ours incitent à une certaine prudence et à des analyses plus approfondies dans les nombreuses situations - que ce soit dans les pays développés du « Nord », ou dans des pays du « Sud » - où le désarroi et les difficultés (réelles) de certains groupes locaux sont délibérément mis en avant pour dénoncer les actions de protection de la nature et soustraire à l'évaluation certains projets de développement.

Notes

(1) Plus précisément, on le verra plus loin, jusqu'à la " directive ours " cosignée en 1988 par le ministère de l'Environnement et celui de l'Agriculture.

(2) L'étude des divergences intra-sectorielles demande une analyse plus détaillée et dépasse ici notre propos.

(3) Fonds d'intervention éco-pastoral : c'est la principale association de protection impliquée dans le dossier de l'ours du Béarn.

Bibliographie

[1] Mermet L. ; L'Institution patrimoniale du Haut Béarn : gestion intégrée de l'environnement ou réaction anti-environnementale ? ; Responsabilité & Environnement, n°21, janvier 2001.

[2] Selon Jean Lassalle, le président de l'IPHB ; " Les hommes plutôt que les directives " ; Lettre de l'IPHB, n°4, août 2000.

[3] Ollagnon H ; " Mise en œuvre opérationnelle de la charte de développement durable et de protection de l'ours des vallées d'Aspe, d'Ossau, et de Baretous - convention d'assistance technique - rapport d'exécution " ; Institution patrimoniale du Haut Béarn, Institut national agronomique Paris-Grignon ; 1996.

[4] C'est ce qui ressort par exemple de l'observation de séances du Conseil de Gestion Patrimoniale de l'IPHB par C. Ferrere (Des hommes et des ours. Eco-gestion montagnarde, Editions Atlantica ; 2000).

[5] Lassalle Jean ; Editorial de la Lettre de l'IPHB, n°1, janvier 1996.

pour le débat

BIODIVERSITY

N°05/11 MAY 2011

Strategic Environmental Management Analysis: Addressing the Blind Spots of Collaborative Approaches

Laurent Mermet (Professor, AgroParisTech; Associate Research Fellow, Smith School of Enterprise and the Environment, Oxford University)

HIGHLIGHTS

A POTENTIALLY MISLEADING

COLLABORATIVE MODEL Over the last two decades, most approaches analysing or promoting environmentally motivated change have espoused a collaborative model of collective action. This model can become misleading if it reaches the point of downplaying the importance of challenging unsustainable activities through pressure and conflict.

AN APPROACH FOCUSED

ON ENVIRONMENTAL ACTORS Strategic Environmental Management Analysis (SEMA) offers an approach that focuses analysis on the situation and activity of those actors who are acting in favour of specific environmental outcomes and on strategic factors and actions that may allow to obtain from other actors the changes that may deliver such outcomes.

FACING RESISTANCE TO CHANGE

Strategic, organised resistance to environmentally motivated change is an important feature of most environmental issues. SEMA helps taking it clearly into account in the diagnostic of environmental management situations, of environmentally related organisational dynamics, in policy evaluation and in the assessment of environmental management sets of guidelines.

FAVOURING MORE PLURALISTIC DEBATES

Since it focuses on the conditions for the satisfactory resolution, in given cases, of specific environmental issues, SEMA does not attempt to cover systematically all dimensions and concerns of sustainable development. But, as it works towards clear answers on the environmental dimension, it welcomes other approaches to clarify other dimensions and concerns on their own terms, eventually leading to better informed and more pluralistic dialogue, negotiation, or public confrontation.

www.iddri.org

This article reflects the views of the author only. In putting this document online, IDDRI's aim is to disseminate works that it believes to be of interest to inform the debate. For any questions, please contact the author:
Laurent.Mermet@engref.agroparistech.fr
All rights reserved

Concern-Focused Evaluation for Ambiguous and Conflicting Policies: An Approach From the Environmental Field

American Journal of Evaluation
31(2) 180-198
© The Author(s) 2010
Reprints and permission:
sagepub.com/journalsPermissions.nav
DOI: 10.1177/1098214010366047
<http://aje.sagepub.com>


Laurent Mermet¹, Raphaël Billé², and Maya Leroy³

Abstract

Environment and sustainable development show how policies are becoming ever more complex and ambiguous. This trend calls for new evaluation approaches. They need to be more clearly focused on specific, explicit concerns. They must be driven by a strategic concept of use to overcome the vulnerability to manipulation of many integrative, essentially procedural, approaches to policy making and evaluation. This article presents a conceptual framework for such evaluations and a four-step approach: defining the focal concern; developing criteria and synthesizing observations on the extent to which the focal concern is met; identifying and assessing all policies contributing to this outcome; and complementing this with the evaluation of policies specifically aimed at meeting the focal concern. Examples are taken essentially from wetland-related policies in France and Senegal. The article discusses how this approach tackles some crucial issues in evaluation research and practice and advocates closer connections between evaluation and critical research on policies.

Keywords

environmental policy, integrated policy, strategic evaluation, wetland policy

Environmental policy is no longer a new or emerging field. For most issues—whether biodiversity conservation, water quality, waste management, or air pollution, and so on—public policies have been developing on large scale for more than 30 years. The evaluation of environmental policies, however, still remains a rather tentative domain (Crabbé & Leroy, 2008; Knaap & Kim, 1998; Mickwitz, 2003). In their recent *Handbook of Environmental Policy Evaluation*, Crabbé and Leroy (2008) observe that there is some difficulty, due to “the specific complexities of this field,” in applying to environmental policies the tested and honed generic methods of the policy evaluation field.

¹AgroParisTech, UMR CIREN, Paris, France

²Sciences Po, Institute for Sustainable Development and International Relations (IDDRI), Paris, France

³AgroParisTech, ERFI, Université Montpellier I, Montpellier, France

Corresponding Author:

Laurent Mermet, AgroParisTech, UMR CIREN, F-75015, Paris, France

Email: laurent.mermet@engref.agroparistech.fr

Most of these complexities are already discussed to a certain degree by authors from both the evaluation and the environmental studies fields. The multiplicity of stakeholders and of expectations concerning policies, and the political and thus debatable ground on which evaluations rest, have been at the center of discussions since the late 1970s (Guba & Lincoln, 1989) and are now also taken up by approaches that place deliberation at the center of evaluation (Cousins & Earl, 1992; House & Howe, 1998; United Nations Development Programme [UNDP], 1997). More recently, the complexity and uncertainties of the social and natural systems addressed by policies, the increasing complexity of policies themselves, and the prevalence of multilevel governance, with all the difficulties they create for evaluation, are widely recognized (although only partially treated) issues (Crabbé & Leroy, 2008; Stame, 2004; Uusikylä & Valovirta, 2004).

In our view, one main cause of difficulty in the evaluation of environmental policies is inadequately identified and treated: the high level of contradiction and conflict between environmental and other sectoral public policies. These contradictions are an essential basis of environmental policy; they currently reach high levels of intensity and take on new forms with contemporary changes in (inter alia environmental) politics and policy making. This results in specific challenges for policy evaluation. How is one to evaluate a policy when it conflicts, often directly, with other public policies with divergent goals and often more powerful resources? This is the crux of the approach to evaluation presented in this article. Its guiding principle is to use a clearly and strongly built focus on a specific policy concern (in our case, a given environmental concern) as a fulcrum for evaluation. By doing so, the evaluator can make the evaluation more relevant to environmental policy issues within the contradictory and conflicting context in which environmental policies are formulated and implemented. We developed this approach based on both our research on the theory of environmental management and policy (Mermet, Billé, Leroy, Narcy, & Poux, 2005) and our experience in the analysis of environmental policies, especially through the three following policy evaluation works:

1. the 1994 evaluation of the French wetland policy, for which one of the authors was the lead consultant (Mermet, 1996);
2. an evaluation of how the policies of riparian countries and international donors on the Senegal River comply with their environmental commitments (Leroy, 2006);
3. an evaluation of several Integrated Coastal Management projects, programs, and policies both in Europe and within a development cooperation context (Billé, 2007).

The article will use the first two studies as examples.

The first section starts with a presentation of the specific problems contradictory policies raise for evaluation, particularly in the environmental field. This will reveal the need to reframe evaluation questions in an appropriate, specific way, to handle such evaluation situations. Based on the example of the 1994 wetland policies evaluation, the second section introduces the two complementary reframing efforts of the concern-focused approach: concentrating on a given concern clearly endorsed by the evaluator (rather than a comprehensive, ill determined set of concerns), and adopting a strategic approach to evaluation methodology (paying close attention when designing the methodology, both in terms of procedure and data treatment, to the active resistance the evaluation will have to overcome if it is to clarify outcomes on a given concern and their causes). A third section sums up the main steps of the concern-focused, strategy-driven evaluation approach, based on the example of the Senegal valley study. The fourth and final section is devoted to a discussion of the approach. It examines situations in which evaluators may opt for a concern-focused approach. It discusses when the approach may provide an alternative to, or a synergy with, some relevant and well-known approaches from evaluation literature and practice. It looks at various possible roles for an evaluator adopting a concern-focused approach. Finally, the discussion shows how the proposed

approach may be useful in improving the bridges between the evaluation community and environmental policy—a field requiring more evaluation. However, the lessons learned in that particular field might well be useful for evaluators of other policies too, in a world where the ambiguous treatment of contradictions between various policies is an increasingly important feature of politics and policies, at all scales, from local to international.

Accounting for Conflicting Policies in a Context Where the Settlement of Contradictions Is Increasingly Deferred

Conflicting with other policies is not an accidental but a fundamental trait of environmental policies. An environmental problem is a negative ecological consequence of some development activities. Sometimes, it may be treated by “end-of-pipe” solutions that do not critically challenge those activities. However, very often, its treatment requires problematic changes in development activities. Now, in most contexts, these activities are backed up by public policies that provide them with technical guidance and assistance, financial support in various forms, and political backing. Thus, as they endeavor to reorient environment-damaging activities, most environmental policies quickly reach the point where they contradict other sectoral policies. In many cases, these contradictions lead to complex, conflicting dynamic processes that affect profoundly the design, implementation, and outcomes of environmental policies. This intrinsic trait is reinforced by the fact that, as the last to have entered the game—compared to industrial, infrastructure, agricultural, transport policies, and others they have to contend with—environmental policies operate from a position of relative institutional weakness that is only gradually changing over time (Arts & Leroy, 2006).

The fact that environmental policies often operate at cross purposes with other policies has been a key theme of the environmental field from the start. For policy evaluation, it is essential to realize that the way these differences in goals should be played out in public action has changed profoundly (in concept and in practice) over the last 40 years. In the 1960s and 1970s, environmental policy was accepted as being sectoral in some aspects, confined to its own area of competence (water purification stations, waste management), and in others, as confrontational, with a role centered on the critique, call to change and regulation of other sectoral policies (pollution control, rural landscape protection), or even sometimes as a combination of the two (as in biodiversity conservation and national park policy). With the 1980s came a major shift away from what was seen in retrospect as the “zero-sum game” of the 1970s environmental protection paradigm” (United Nations Conference on Environment and Development [UNCED] in Lafferty & Hovden, 2003) and toward joint-gain approaches that would promote both development and environmental goals. “Sustainable development” and “integrated management” or the “integration of environment into sectoral policies” serve as the organizing concepts of this currently hegemonic intellectual landscape. To achieve integration and search for joint gains, policy makers and policy analysts have been mainly looking toward more integrative decision-making procedures, with special importance given to public participation, and toward cross-sectoral, overarching integrated strategic plans (Lafferty & Hovden, 2003).

Efforts in promoting integrative approaches are currently in full swing. It is time, however, to choose or design evaluation approaches that will be able to weigh their specific contribution and look at and beyond their limits. Four observations on the current context point to specific challenges in choosing the appropriate evaluation approaches. (a) The quest for joint gains can go only so far, and some important distributive issues (“hard choices”) almost always remain. How the two are articulated (or not) in real environmental policy cases is an essential issue for evaluation. (b) The move toward integrated policies is also intrinsically limited. In any sort of organization, including

policy-making institutions, integration balances, and is balanced by, differentiation of goals, missions, operating methods, and so on (Mintzberg, 1978). Issues concerning the differentiation of environmental policy must now be examined with the same care as issues concerning its integration. (c) Over the last decade, the effort to create processes for resolving contradictions between policies at various organizational and geographic levels (especially through integrative, participative procedures) has led decision makers to modify their political strategies. Increasingly, governments and policy makers simultaneously promote policies with conflicting goals and means (e.g., agricultural drainage and wetland conservation). In so doing, they defer the resolution of conflicts and contradictions, and they transfer the responsibility for settling these to other tiers and other moments of action and decision making. To other tiers, when they defer and transfer the treatment of contradictions to other, perhaps more participative, levels of governance and to other moments when they defer and transfer the treatment of contradictions further along the policy cycle that leads from policy making to (in principle, participative) implementation. Contradictory policies are adopted in the first place to serve constituencies with opposing claims or to address the contradictory concerns of the public (typically related to environmental protection vs. development based on environmentally damaging technology), in situations where the political costs of making a clear decision are considered too high. We see this deferred settlement of contradictions as a major trend in contemporary policy making. It enhances the role of policy evaluation as feedback into democratic debate (already underlined by Viveret, 1989). Indeed, as political choices become less explicit upfront, they need to be made more readable and more apparent down the line by examining the results of complex, “schizophrenic” sets of policies that have been concurrently implemented. (d) The development of participatory approaches, of approaches integrating concerns and constituencies, has also occurred in the policy evaluation field since the 1980s. It is important to realize, however, that the meaning and contribution of a given evaluation approach does change with the context. When one evaluates in a participative and integrative way a policy that lacked participation and integration, this may enhance both the critical and the formative potential of evaluation. When one uses participatory and integrative evaluation approaches on policies that used similar approaches in their design and implementation (involving the same stakeholders in similar discussion formats), there is a risk that the evaluation will simply provide more of the same and will essentially tend to reinforce and legitimize the policies. In such circumstances, it will be necessary to take a closer look at how to renew or complement the evaluation’s basis for critical and formative added value.

This succinct review of the contradictions in policy aims and of the complex policy making and evaluation situations they create today questions the evaluator. What kind of evaluation is appropriate for this specific set of challenges? Let us start from what Vedung (1997), following Guba and Lincoln (1981), calls the “organizer”: the logical point of departure of the evaluation. It depends on the answers to three basic questions:

1. On what concept of policies does the evaluation rest?
2. What criterion of merit is chosen as the basis of judgment?
3. By whom and for what kind of use are policies evaluated?

As there are several quite different appropriate possible answers to each of these questions, many coherent alternative approaches to evaluation have been defended and put to test by evaluators. Evaluation literature provides some good inventories, from the most systematic (Stufflebeam, 2001) to the rather ironic (Pawson & Tilley, 1997, pp. 1, 2). Crabbé and Leroy (2008) systematically review 22 approaches and examine how each one can contribute to the evaluation of environmental policy. We cannot summarize such a systematic inventory here but will return to some relevant approaches in the discussion section of the article. For now, we will just agree with Crabbé and Leroy that the existing approaches can make many useful contributions but that some important issues are inadequately treated.

The concern-focused approach covers one such issue (ambiguity and contradictions). It consists in focusing first on a given policy concern, then on the set of policies that affect that concern and finally, within that set, on the contribution of a given plan, program, or policy¹ that addresses that concern. This is the method we propose for reaching beyond what we see as an impossible choice of alternatives, which Crabbé and Leroy (2008) summarize as “goal-oriented or goal-seeking?” If programs are ever more ambiguous, complex, and interwoven with other programs, evaluating one program more or less directly according to its goal raises growing difficulties, despite the rich contributions and debates of the evaluation community on that issue. However, if one accepts that policies redefine goals as they go, and that evaluations too may redefine goals as they proceed in a participatory manner, one may run the dual risk of (a) the evaluation failing to give clear feedback on policy achievements in view of political commitments and of (b) the most powerful actors influencing the evaluation process so as to evade clear answers on certain policy goals that are essential to other stakeholders, in evaluation situations involving a marked asymmetry of power. This is an impasse we often meet when analyzing cases in environmental management and policy. To get out of it, we propose the following “organizer” for the evaluation.

1. On what concept of policy does the evaluation rest? Policies are activities aiming to resolve or alleviate specific concerns that have been expressed by constituents and on which political decision makers have committed themselves. We define as “actual” or “de facto” policy vis-à-vis a given concern the set of public policies that affect the outcome regarding that concern and commitment. We define as “intentional” policy those policies, which have that particular concern as their (or one of their) main aims. This dual concept of policy is based on our “strategic environmental management analysis” framework (Mermet et al., 2005). By embracing the whole set of policies that shape the outcome for a given concern before examining the contribution of a given intentional policy, it frames the analysis in a way that helps take up many of the challenges raised by contradictory policies and their complex dynamics.
2. What criterion of merit is chosen as the basis of judgment? The evaluation rests on one focal concern (or a compact, restricted set of closely related concerns). Policies that affect that concern are judged according to their impact on it. The contribution of policies that aim to treat that concern is assessed in full view of the whole set of public policies shaping the outcome relative to that concern, whether intentionally or not. This allows for clear answers to public policy concerns and evaluation of the fulfillment of political commitments, even in contexts of multiple policies, with multiple aims and complex design and implementation processes. The cost is simply that one has to limit oneself to evaluating one concern at a time.
3. By whom and for what kind of use is the policy evaluated? As will be clear with the examples and discussion, this will be subject to a great diversity of strategic situations and methodological designs. For now, let us just state that by providing a firm grip on a given “stake” (concern), the evaluation sets out to help those “stakeholders” that are interested in that particular stake and in the political commitments that are made (or eluded) about it.

This organizing framework rests on a fundamental choice regarding the way the evaluator connects strategic choices in terms of process and of substance. Whether he or she generally professes the (epistemological, methodological, and practical) primacy of process or of substance in evaluation, a decisive part of the evaluator’s craft is to master technical and tactical ways of leveraging substance on process, and process on substance. By firmly anchoring the evaluation in the substance of a given concern, the concern-focused approach provides a basis for methodological moves—including, and perhaps even especially, in terms of process—that can cut through (or take up) the strategic challenges that contradictory and ambiguous policies increasingly present to the relevance of evaluation procedures. This is why we see our approach as both strategy-driven and concern-focused.

Focusing on a Given Concern, Designing the Evaluation Strategically

To further explain the approach, let us turn to an example: the evaluation of French wetlands policy that led to its first design and use (Mermet, 1996).

Wetlands are environmentally valuable: they play an important role in sustaining biodiversity, in providing water resources and ensuring water quality, in limiting the impacts of floods, and in conserving rural landscapes, and so on (Mitsch & Gosselink, 2007). At the onset of the evaluation (1993), wetlands conservation in France—as in many countries—involved a large number of public actions aimed at limiting or halting their alteration. However, environmental actors, both governmental and nongovernmental, sharing a concern for wetlands, had experienced considerable difficulty in implementing those initiatives. They had gathered much anecdotal evidence of wide-scale wetland degradation and of its causes, particularly agricultural drainage and dredging and filling for development and infrastructure. When a new policy evaluation procedure was instituted in 1990 (decree dated January 22, 1990), which allowed one ministry to initiate an evaluation of an interministerial policy, the Ministry of Environment took the opportunity to launch an evaluation of wetland policy as a whole. Like all evaluations under that procedure, it was led by an “ad hoc evaluation committee,” which based its work on evaluation studies it commissioned, conducted by external evaluators. The report was published in 1994 (CIME, 1994), after being reviewed by both the expert and the political committees established by the 1990 decree to supervise the work of the various ad hoc evaluation committees.

A Strategy-Driven Approach

The evaluation team first had to appraise the strategic situation created by the evaluation. From the heterogeneous and incomplete information available, it was clear that the Ministries of Agriculture and of Public Works, whose policies were thought to have major impacts on wetlands, had reasons for active strategic resistance to the evaluation. Their attempt to affect the evaluation procedure by staying away from meetings was countered by the strong political intervention of the chairman of the ad hoc evaluation committee. Of more relevance here were the argumentative tactics they used during the evaluation process, to foster ambiguity and uncertainty on wetland degradation and on their responsibilities therein. Conducting the evaluation in a strategic way meant defining the questions and the methodology so as to generate results that would not only have intrinsic merit (quality of data, coherence of method, etc.) but that would resist specific arguments aimed at producing uncertainty (Mermet & Benhammou, 2005). Three examples will illustrate this strategic dimension of methodological design.

Farming, through drainage and the conversion of pastures to arable land, often has negative effects on wetlands and their environmental condition. It can also have positive effects by maintaining extensive pastures with high biodiversity, landscape, and water management values. Although French and European agricultural policies devoted considerable resources to intensification and only limited resources to maintaining extensive systems, officials from the Ministry of Agriculture claimed that the effect of its policies on wetlands was neutral or uncertain, being sometimes negative and sometimes positive. The evaluation methodology was thus designed to rest on a large list of wetlands, which were reviewed to count the cases where agricultural development policies had a positive effect and those where it had a negative one.

Available data on wetlands, activities and impacts, were abundant but very heterogeneous. Good quantitative data were available on some wetlands for certain issues. For other issues and other wetlands, the evaluation had to rely on expert advice based on various kinds of studies. For each wetland in the list, the same questionnaire was completed independently by two experts, who were asked to base their assessments on the best available data. The questionnaires were then compared,

cross-checked, and synthesized by scientists who were members of the ad hoc evaluation committee. Officials from the Ministry of Agriculture then attempted to reject these results, invoking the need for scientific rigor. They first insisted on data requirements for the evaluation that were simply unattainable. Doing so gave them a good chance of preserving the status quo of uncertainty, despite the abundance of available information. When it was clearly reaffirmed that the aim of the evaluation was to obtain the most objective picture of policies based on best available data and expertise, they then contested the competence or the neutrality of experts, so as to discredit the results. For instance, they denounced the fact that many experts had previously worked on Ministry of Environment-funded studies. Because the other ministries fund almost no work on wetlands, accepting such an argument would ruin any realistic hope of evaluation. The methodology was adapted, so as to allow any stakeholder disagreeing with questionnaire entries on some of the wetlands in the sample to file a counterexpertise for those wetlands. These would be discussed on their merits by the ad hoc evaluation committee, on a par with the two questionnaires completed by the experts initially commissioned by the committee. Eventually, challenges to the results were few and had little impact on the overall findings of the evaluation.

The evaluators were also aware, however, that forcing the Ministry of Agriculture to admit that wetland conservation policy have had only limited results largely due to the massive negative impact of agricultural development policies would not be the end of the story. Indeed, officials from the ministry could then have resorted to one of the most widespread arguments in environmental controversies: “Yes, we admit that our actions up to now have been detrimental; however, our orientations and methods have changed (witness this or that recent directive or ministerial discourse); it is too early to observe results, but from now on, criticism of our former actions is irrelevant.” This argument is potentially devastating for any evaluation, because it can declare irrelevant the results of even the most careful analysis of past and current policies. The methodological response to this risk was to include in the survey, for each wetland in the list, a series of criteria regarding the prospects for degradation, stabilization, or restoration of the wetland’s ecological conditions in the coming years. If a change in sector-based policies and their impacts on wetlands was underway, that would have to be demonstrated based on evidence from the ground and from a large number of cases, not just from grand statements of intention.

It is essential to note that each of these choices of methodological design, which proved decisive in the clarity and impact of the evaluation’s results, was the object of an intense and strategic negotiation, where the evaluators repeatedly faced resistance from groups whose actions, activities, and policies were at odds with the objectives of wetland policy.

A Concern-Focused Approach

Besides being alert to the strategic dimension of the evaluation procedure and methodology, the evaluators also had to set questions and methods relevant to a situation of multiple contradictory policies affecting wetlands.

Because environmental policies aim at an outcome that can be expressed in terms of the condition of given ecosystems, the evaluation was firmly centered on the question that expressed this environmental concern: do existing policies make it possible to stabilize and perhaps restore the ecological condition of wetlands? Its first focus was to obtain as clear a picture as possible of how the ecological condition of wetlands had been evolving over the last 30 years. Therefore, an important part of the survey questionnaire was designed to obtain data and expert advice to that effect on each of the wetlands in the list.

Only when the issues and modifications in the ecological conditions of the wetland had been adequately described, were the experts asked about the causes of such modifications. They were asked to identify which human actions had contributed to “damaging processes” that had caused

modifications in the ecological condition of the wetland, and when. Among these actions, they were required to identify which public policies had played a role. The questionnaire distinguished between policies explicitly aimed at wetland conservation and others. It did not, however, pre-identify which sector-based policies may have caused modifications in the wetland's ecological condition.

The survey questionnaires, once completed, cross-checked, and synthesized, provided precisely the kind of information required by the concern-focused framework. How did the ecological condition of French wetlands (the "concern" at the basis of wetland conservation) change? What set of policies (composing the "de facto" wetland policy) had been responsible for those changes? What actions had been implemented with wetland conservation as their specific objective ("intentional" policy), and what had their contribution been to the overall outcome? One recognizes the "organizing" choices of concern-focused evaluation (a) to focus on given environmental outcomes, (b) to hold accountable all policies that have an impact, negative or positive, on these outcomes, and (c) to examine policies with explicit environmental goals within this wider picture.

The results spoke for themselves. In the 30 years preceding the evaluation, of the 76 wetlands in the list (which included the most important French wetlands), 12 had suffered major damage, 53 had undergone significant damage, 8 had been more or less stable, and 3 had seen their environmental condition improved. Clearly identified public policies—such as support for drainage, filling for development and infrastructure, permitting of quarries, and subsidies for planting conifers in peat bogs, and so on—were identified as the main causes of such transformations in wetlands. Some 65 wetlands had suffered negative impacts from policies administered by the Ministry of Agriculture; 39 by policies from the Ministry of Public Works or from local and regional authorities; and 20 by policies (including permitting procedures) administered by the Ministry of Industry. The evaluation also showed that there was only a small difference between the period 1960–1980 (when there were no clear commitments or policies about wetlands) and 1980–1990 (when no sector-based policy operator could claim not to be informed about wetland issues and policies). Policies aimed at conserving wetlands were shown to absorb approximately one half of conservation funding in France. The main ones (various programs to establish conservation areas by buying land or through regulations) covered approximately 7% of the total area of wetlands in the list. As for the possible changes over the following 10 years, it showed that 19 wetlands could reasonably be expected to be stabilized in terms of environmental quality, 19 could not, and the remaining 36 had uncertain prospects, largely depending on the mix of public policies they would be submitted to in the next decade. So the evaluation established that the situation was potentially more promising than the one in the previous decades, but that a stabilization of wetlands was out of reach for the immediate and medium-term future, even considering potentially ambitious conservation policies.

Compared with other evaluations launched under the same evaluation procedure, this one had a particularly significant impact on policy making (Lascoumes & Setbon, 1996). After publication of the report in the spring of 1994, results were discussed in a large-scale seminar the same year, and the government launched a "national wetland action plan" in May 1995. Among other measures, the plan included features such as a review of existing laws, so as to suppress rules that made the destruction of wetlands compulsory (for instance, articles in the rural code that made it compulsory for landowners to use wetlands for agricultural production or to lease them) or encouraged it (especially through heavier taxation on meadows than on arable land in many cases).

The approach and methodology of the evaluation, however, puzzled the committee of experts supervising evaluations based on the 1990 decree, as well as independent observers (Lascoumes & Setbon, 1996), who found it closer to an impact study than to a classic policy evaluation. Such differences will be discussed in a further section of this article, but the impact on policy making was, we think, an indication of the usefulness of focusing on a given concern and on a strategic choice of methodology.

The Four Steps of the Approach

These organizing choices, however, lead to serious challenges for the design and implementation of the evaluation. In this section, we will review them as they successively present themselves in the four steps of a concern-focused evaluation:

1. defining the focal concern
2. developing criteria and synthesizing observed variations in environmental quality
3. identifying policies that contribute to the concerns being met or not
4. evaluating policies specifically aimed at meeting environmental commitments.

As an example, we will take Maya Leroy's evaluative research on the implementation of international environmental commitments in the Senegal River valley (Leroy, 2006).

The Senegal River, 1,700 km long, is shared between four main riparian states: Senegal, Mauritania, Mali, and Guinea. It flows through mostly dryland. Yearly floods create complex aquatic and terrestrial habitats that are essential for biodiversity, fisheries, grazing, and traditional flood recession agriculture. In the late 1980s, two dams were built. The Manantali reservoir is located upstream in Mali on the Bafing, the main tributary of the Senegal River, which contributes 50% of the flow. It has the capacity to store 11 billion m³ of the strongly seasonal rainfall on the Fouta Djallon Mountains in Guinea. The water is subsequently released in the dry season to serve three main goals: the development of irrigated agriculture on hundreds of thousands of hectares of former floodplain, the production of electricity, and river navigation. In the river's estuary, the Diama dam blocks salt water from flowing up the river, making it possible to use water for irrigation and urban supply. The Manantali dam was funded by international donors and was the object of intense international controversy and of elaborate environmental impact studies in the 1970s. It is managed by the Organisation pour la Mise en Valeur du Fleuve Senegal (OMVS; the Organization for the Economic Development of the Senegal Valley), a three-state international body whose members are Mali, Senegal, and Mauritania. The organization currently plans, with the help of international donors, to enhance the electricity production capacity of the dam. Doing so will modify water flows, especially the annual flood regime and the ecological mechanisms relying on it. An "environmental impact mitigation plan," the PASIE, is the most visible environmental program in this context. Leroy conducted the evaluation essentially as an independent evaluative research project. It had theoretical and methodological aims to further develop the concern-focused, strategy-driven evaluation approach. It also pursued substantive and strategic goals: providing an evaluative analysis of wetlands and biodiversity management in the Senegal River valley, which was lacking in the ongoing academic, expert, and policy debate.

Defining the Focal Concern

Building and managing dams has a major impact on river ecosystems. It affects the extent and functioning of riparian wetlands, the quality of aquatic ecosystems, the fisheries, as well as the livelihoods derived from traditional activities in these ecosystems (World Commission on Dams, 2000). Such concerns, repeatedly expressed over decades by scientists, environmental nongovernmental organizations (NGOs), and environmental agencies, have been translated into commitments by states. Most relevant here are the Ramsar Convention on the conservation and "wise use" of wetlands and the Convention on Biological Diversity, addressing biodiversity conservation and sustainable use. The riparian states of the Senegal River are parties to both conventions. They also have national legislations for the conservation of wetlands and biodiversity. A first step of the evaluative research was to define clearly and precisely what concern would provide the normative cornerstone,

the ecological “criteria of merit” that would give this particular evaluation its meaning. For the researcher, this is both a technically and a strategically demanding task. Concerns and commitments are embedded in abundant and heterogeneous texts (legal documents, political statements, academic publications, expert reports, and advocacy pamphlets), which are often technically sophisticated and laden with both contradiction and ambiguity. Here, the evaluator defined the concern by five fundamental principles, the three most important being: (a) maintaining a regime of sufficient annual flood, (b) refraining from developments that hinder the lateral circulation of water in the valley, and (c) supporting human activities that rely on and maintain ecosystem services provided by wetlands. A policy that does not address such concerns simply cannot meet the expectations expressed by environmental organizations nor comply with the political commitments of states and donors under the Ramsar and Biodiversity conventions.

Responsibility for the precise definition of such a set of concerns rests with the researcher/evaluator. From an academic point of view, it is to be taken as the axiomatic question, the *problématique*, which will condition the evaluation’s worth and meaning—just as it would in any other kind of social science research. From an evaluative point of view, it is neither a simple transcription of legal commitments nor does it slavishly take up the demands of environmental groups. The central idea here is that public policies are fundamentally about fulfilling political commitments intended to meet needs expressed by civil society: it is this meeting point of expressed societal needs or claims and political commitments that we call the “focal concern.” The better the researcher manages to pinpoint it—or rather, to posit it—in a precise and relevant manner, the more likely it is that his research will be both strategically relevant as an evaluation intervention and academically robust.

Developing Criteria and Synthesizing Observed Variations in Environmental Quality

Once the focal concern has been laid down, the evaluator has to turn it into workable, precise criteria for the evaluation, and to gather the data that will inform these. For instance, how long, intense, and frequent would an annual flood have to be, in order to be considered sufficient to support wetland ecosystems and wetland-based human activities? Here, most of the “data” comes in the form of (often overabundant, yet still incomplete) expert literature, replete with controversies caused by differences in definitions and views, uncertainties, heterogeneous sources, and methods. Again, the evaluator will have to make choices. The guiding principle is to establish criteria that will be as robust as possible in the context of the strategic controversy that the evaluation will trigger, if it is to be used. They will also have to be workable in terms of data availability.

In this context, it is our view that strategic and scientific considerations, far from diverging, actually tend to converge. It is hard to conceive of criteria that would resist the controversy, while being weak relative to the state of the art concerning the issue. If the evaluator, for instance, suspects that existing policies fall short of the commitments they ought to meet, it is surely not in his strategic interest to define unreasonably demanding criteria. Criteria that are as difficult as possible to contradict will serve much better both the strategic and the academic purposes of the evaluation.

Defining such criteria and finding the data to assess to what extent they have been met is a demanding task. In most environmental cases, the volume and complexity of the available data are rather formidable. The task also requires a mix of very different skills: scientific (here, hydrological, ecological, etc.), technical (here, dam management and hydraulics, agricultural production), managerial and legal (laws, decrees, guidelines, etc.), anthropological, and political. This is a challenge shared by most evaluation approaches in the environmental field (Mickwitz, 2003). Strategically setting clear guidelines and relying on an explicit focal concern will help navigate these difficult waters. It will not, however, be a substitute for sufficient resources or for an adequate mix of competencies within the evaluation team.

Identifying Policies That Contribute to the Concerns Being Met or Not

Once the focal concerns are well defined and one has a good idea of whether and to what extent they are met, the evaluator must ascertain the causes of this outcome. These can be natural (for instance, riverbed dynamics preventing a wetland from being flooded) or anthropogenic causes (for instance, damming seasonal flooding). Such human activities can be the direct result of public policies (for instance, a publicly funded and engineered dam project), the indirect result of such policies (for instance, damming by private operators encouraged by subsidies), or may not be clearly linked to policies (for instance, a farmer draining his land without specific incentives). Once he has thus described the “de facto” management of the focal concern, if he organizes the analysis in such a way that the contributions of public policies are shown as clearly as possible, the evaluator can present a readable and coherent overall picture of the set of policies that contribute significantly to this outcome.

At first sight, this may seem like an impossible proposition, given the complexity of most environmental issues. Our field research shows, however, that most of the time a systematic review of the causes of ecological conditions reveals that among a large inventory of involved policies, a small number often accounts for most of the outcomes. Such crucial, decisive policies were identified in the case of the Senegal River: management of water flow from the Manantali dam by the OMVS, micro-hydraulic programs along the riverside, the very unequal support given, respectively, to irrigated agriculture and to traditional, ecosystem services-based farming and range management. The initiation, design, funding, and implementation of these crucial policies can be, and must be, clearly identified. In the Senegal River management evaluation, this led back essentially to the same operators (states and international donors) who have made the environmental commitments that are the focus of the evaluation. In this case, it is clear that most of the OMVS plans for hydroelectric production and the national authorities’ plans for hydraulic work and irrigation would potentially have very negative effects regarding such environmental commitments.

Evaluating Policies Specifically Aimed at Meeting Environmental Commitments

As a counterpoint to identifying policies with the most decisive impact on ecosystems, the evaluator will have to identify and evaluate those that have the focal (environmental) concern as their main goal. They may intersect with other, decisive policies to a high degree, to a moderate degree, or hardly at all. How much and to what effect they do is of course of paramount importance for the evaluation: what exactly is the contribution of environmental policies to the overall management of the environmental concern at the center of the evaluation?

In the case of the Senegal River, the most obvious and important such policy was the “environmental impact mitigation plan” (PASIE), identified by states and donors as the main tool for meeting environmental commitments, and which used most of the environment-targeted funding. The evaluator examined the design and implementation of the plan. Of its six target areas, only one, “optimization of reservoir management,” was found to be relevant to the focal concerns. The five others (mitigating direct impacts of building the new powerplant, bringing electricity to rural villages, etc.) had interesting objectives but were quite remote from the environmental issues of the valley. On closer examination of the implementation of that one relevant target area, it was found that it was the least funded of the six and that a succession of negotiated compromises and technical difficulties meant it was going to have very little impact on the central environmental issue. Initially stated intentions to optimize the annual flood vital to wetlands and wetland-based sustainable activities, by increasing dam releases and synchronizing them with natural floods of major tributaries, were abandoned. The maintenance of the flood was envisaged only for a limited time span of 20 years: irrigated agriculture is expected by the plan’s authors to have developed enough by the end of that period to make ecosystem-based agriculture redundant. There were also plans to intensify

flood recession agriculture during that transitional period through local hydraulic works that would make it less dependent on the natural functioning of wetland ecosystems and the services they provide. All these elements run in clear contradiction with the environmental commitments made by riparian states and international donors, as recalled by the focal concerns of the evaluation.

To sum up, the OMVS is now planning to maintain a fixed-date annual flood through water release from the dam. This decision is mainly the result of intense political pressure from local and regional authorities along the valley, motivated by the fact that the livelihoods of many communities depend on annual flooding (for traditional agriculture, cattle raising, and fisheries). The contribution of the PASIE to this partial meeting of environmental commitments can only be evaluated as marginal.

Again, a relevant evaluation of policies such as the PASIE, aimed at environmental goals in the context of wider public action, can only be obtained by combining an evaluation of the plan per se (its administration, outputs, and impacts) and a wider evaluation that clearly establishes its place, role, and contribution within the overall de facto, actual, public management of the ecosystem, which is at the heart of societal expectations, of political commitments, and of the evaluation.

Discussion

Evaluation Situations Where the Approach May be Relevant

The *raison d'être* of the concern-focused approach is to help overcome two evaluation challenges: (a) evaluating policies whose implementation and outcomes are severely negatively affected by other, contradictory, policies and (b) overcoming the ambiguities of complex, integrated, highly procedural policies to establish whether they deliver expected outcomes on specific commitments. Obviously, the approach is relevant mostly in evaluation situations where these two challenges are central.

This is not the case, for instance, for well-established, clearly sectoral environmental policies, such as programs to equip towns or industries with water pollution treatment installations. Such cases may present great challenges to evaluation because of long time frames, complexity, geographical specificities, and the importance of science and scientific uncertainty (Mickwitz, 2003), but because ambiguity and conflict with other policies are not crucial issues, concern-focused evaluation is of no particular relevance here.

Neither would it be relevant in many situations where policy makers or the clients of an evaluation essentially want to get all the parties around the same table, to build joint solutions to a policy problem, and to identify and handle difficulties together through evaluation. Such approaches have been a major focus of both research and policy making in the last 20 years, and these “all parties around the table” situations have thus become extremely common in environmental—and other—policies. If one assumes the stakeholders share sufficient motivation to define and solve environmental problems together and to overcome their differences, then there is little need for a concern-focused approach. It may be better to allow (and to help) the stakeholders themselves to identify the policy improvements they want.

Concern-focused evaluation may be of particular relevance in three other types of situations. The first could be labeled “ambiguity around the policy table.” This situation occurs when “all around the table” forms and procedures of policy making and evaluation are applied, but asymmetries of power persist to a degree where such forms of procedure may function as a strategic device to continue with contradictory policies and to generate more ambiguity. In our work, we have often come across situations of this type (Mermet, Dubien, Emerit, & Laurans, 2004). Dealing with them seriously and in a specific manner will be an increasingly important challenge for environmental policy evaluation in the coming years. Here, concern-focused evaluation can be highly useful: as

contradictions and ambiguities become deeper and come in forms that are ever harder to clarify, they require a competent and specific evaluation effort. Of course, there are gradients between bona fide and manipulative “around the table” policy and evaluation situations. Where a given case belongs is also largely open to multiple interpretations. One of the benefits of concern-focused evaluation in situations of ambiguous cooperative policy is that, as it pushes for clarification of the extent to which the outcomes of a joint policy arrangement do meet a given concern, the reactions the evaluation sparks off from “around the table” can provide very useful evaluative information on the actual commitments and strategies of the parties.

A second type of situation lies at the other end of the spectrum. Here, we find environmental policy commitments that do contradict other powerful policies and are “orphan” (they lack operational support within the administration and from adequately structured civil society groups), marginalized (the stakeholders have very limited power within the administration and civil society), or “diluted” (the commitment involves many stakeholders and policy operators, but it is low on each one’s priority list and they can be dispersed institutionally or geographically). The Senegal valley case provides a good example of a situation dominated by such problems. Here, power asymmetry is such that it would be extremely difficult to launch an evaluation that would be directly commissioned and sanctioned by the authorities and the stakeholders. In such situations, the concern-focused approach provides the basis for an alternative route for evaluation, where the legitimacy of a given policy concern and political commitment gives the evaluator a fulcrum on which to leverage a strategic process of evaluative study that may help evaluate policies, as it were, against institutional odds, and feed that evaluation back into the political and policy-making debate.

In a third type of situation, an environmental policy may have enough (administrative and civil society) support to make more official, commissioned evaluation possible, but the asymmetries of power may still be such that they make it difficult for the evaluator to bring the evaluation to a clear conclusion. The evaluation of French wetland policies is a good illustration of such a situation. Here, the concern-focused approach provides a complementary anchoring point that strengthens the evaluator’s situation in the course of various types of evaluation procedures.

A Complement or an Alternative to Other Change-Oriented Evaluation Approaches

Depending on the situation, concern-focused evaluation may provide a complement or an alternative to other evaluation approaches. Let us examine how it stands in relation to some tested approaches, starting with the last two types of situations we just presented. Here would be the domain of evaluation approaches that are essentially change oriented, where the evaluator sees his role mostly as providing material and evaluation processes to support those actors that are motivated to change the policy, and the situation it addresses, in a specific direction.

An important remark here is that, as they developed since the mid-1970s, most such approaches put their emphasis on the evaluation process, promoting, for instance, stakeholder involvement or some parties’ access to the policy debate. Because the concern-focused approach mostly aims at finding leverage in substance, there is no dichotomy that would force the evaluator to choose between a concern-focused and another, essentially procedural, approach. In many cases, the evaluator may find an advantage in combining the move we advocate here of focusing on a given concern with a procedural strategy guided by another evaluation approach. Of course, the possibility and relevance of such combinations depends closely on the strategic circumstances of each evaluation situation.

The strategic drive in our approach owes much to Patton’s (1986) “Utilization-focused evaluation.” In fact, our first example here (French wetlands policy) could also qualify as “utilization focused.” By keeping close contact with and strengthening the network of administration and civil society organizations for wetland conservation, it did indeed “aim at the interests and information

needs of specific, identifiable people—not vague, passive audiences.” And as “intended evaluation users,” they were “personally and actively involved in making decisions about the evaluation” (Patton, 1986, p. 57). Here, there was real synergy between the utilization- and the concern-focused choices in the evaluation, in that by pushing (especially in methodological choices) for stronger concern-focus, we really helped the intended users to push their way strategically through the evaluation procedure.

The example of the Senegal River, however, exemplifies other situations where groups supporting environmental policy and commitments are absent, very weak, or too dispersed to serve as a user group on which the evaluator could rely. To serve such “disempowered citizens,” empowerment evaluation may come to mind. However, the principles of empowerment evaluation and their discussion (Fetterman & Wandersman, 2007; Miller & Campbell, 2006) mostly point to situations where a rather marginalized community implementing a policy is both in need of more resources to build its capacity and autonomous enough to take in hand the evaluation process with the evaluator’s help. If we take as an example, a wildlife conservation service in a difficult situation focusing the evaluation on the specific environmental outcomes that justify the group’s action may be a useful complement to empowering procedural approaches to evaluation of policies that group is serving. However, only a fraction of environmental policy situations would qualify for such an approach and many of the most difficult ones would not. When the asymmetry of power is very strong, there is often considerable strategic advantage in choosing indirect forms of strategic support and alliance to support the most disempowered. This is the “alternative route” that the concern-focused approach can contribute in such cases. It brings support to those citizens and groups who have the concern, not so much by engaging them in, and empowering them through, the evaluation process (or procedure) itself, but mostly by contributing robust evaluation results focused on their concern, which may provide an important resource for their efforts. Decoupling to a certain extent the substantive from the procedural can be a strategic move. It addresses those situations where weak, dispersed, threatened, or ambivalent groups are in situations of vulnerability where it may be problematic for them to become more visible to their powerful opponents. Here, evaluation focusing on procedure and involving stakeholders very explicitly may be strategically counterproductive, and focusing on the concern of marginal groups, rather than involving them publicly, may be a sound route for evaluation.

If evaluation is really strategic, that is, if when claiming empowerment it is “aimed explicitly at and therefore to be judged by its effectiveness in altering power relationships” (Patton, 1997), then it cannot adopt in advance a fixed strategic procedural plan and method. The essence of strategy is to adapt method to situation in a way that will make moves as powerful as possible relative to means and that will make countermoves difficult (inter alia, by not being too predictable). So the fact that there is a whole repertoire of “participatory, collaborative, stakeholder-involving, and utilization-focused approaches to evaluation” (Patton, 1997) is a strength of the evaluation field. Leaving open the choice of procedural approach allows strategic flexibility in the face of evaluation situations that are very different strategically. What we are claiming is that in many cases, a deliberate and determined focus on a given concern, sometimes even associated with strategically feigned innocence with regard to stakeholder and procedural issues, may provide useful strategic leverage to empower weaker stakeholders with specific concerns. The combination of that leverage with other change-oriented approaches to the evaluation process must be guided by the strategic specifics of each evaluation situation.

The Locus of Pluralist Debate: What Relations With Participatory and Consensus-Building Evaluation Approaches?

Turning now to the relations of the concern-focused approach with the first type of situation—“around the table,” consensus-seeking evaluations—and the corresponding evaluation approaches,

we keep in mind that the whole environmental policy field and discourse are moving massively in that direction and that identifying their limits is a major issue for contemporary evaluation.

With responsive evaluation, the field of evaluation in the 1970s participated in the collective rediscovery of the fact that the diversity of stakeholders' views is not reducible to an equation, that views from the ground are an indispensable complement to data treatment, and that there are limits to the rationalization of management and policy through methods that too closely mimic hard science (Abma & Stake, 2001; Greene & Abma, 2001). Thirty five years later, many of these core ideas have become fundamental tenets of numerous evaluation approaches, including ours. They have also pervaded the practice of policy making and implementation. In recent years, the voice of local stakeholders (farmers, various industries, environmental groups, etc.) has become so loud about any environmental policy move that choosing not to be responsive is no longer an option. In this new, quite different context, we see the issue and the contribution of concern-focused evaluation as helping to balance responsiveness to all stakeholders and assertiveness of certain policy concerns and commitments.

Starting a few years later, with the publication in the late 1970s of Holling's book on "*Adaptive Environmental Assessment and Management*" (Holling, 1978), another movement of thought sought the involvement of stakeholders in policy design and evaluation through their collective participation in computer modeling exercises. This is, for instance, the basis for mediated modeling (van den Belt, 2004) or for the "companion modeling" approach (Collectif ComMod, 2005) that has rapidly developed in France over the last few years. As ours does, these approaches use content treatment as leverage to move forward with the evaluation process. They seek, however, to build consensus and so help stakeholders evaluate and decide collectively on policy matters that concern them. In our view, they are relevant only for those evaluation situations where the asymmetry of power remains limited (or is not exploited strategically) and where there is already sufficient potential for bona fide cooperation on a given environmental issue. The concern-focused approach is more relevant where consensus-building processes are too vulnerable to power play and manipulation. In addition, we note that many consensus-building modeling approaches rely on a given (modeling) toolkit for the treatment of content. Complex and strategic evaluation situations present so many constraints (both in process and in data acquisition and treatment) that it may be more useful not to restrict oneself in advance to a limited repertoire of investigation methods, data treatment, and establishment of proof.

Belonging to yet another movement of thought, the Deliberative Democratic Evaluation of House and Howe (House & Howe, 1998) uses contemporary deliberative theories (Manin, 1987) as the basis for collectively constructing evaluations that can be endorsed by stakeholders with differing views. The quest for objectivity through a ruled confrontation of views and the consideration given to all arguments irrespective of the power wielded by participants in the deliberation are important contributions of such contemporary approaches. Still, in practice they are relevant for those situations with sufficient potential for truly collaborative policy making. We would concur with the concern vigorously expressed about them by Crabbé and Leroy, that if "there is a power imbalance between the actors, and one . . . decides to veto a decision, the evaluation process is in danger of grinding to a standstill" (p. 155).

It is precisely such blockages that the concern-focused approach sets out to counter. It does so, not by a return to a technocratic model of decision making or evaluation, but by taking into consideration how much strategizing it takes to actually get a given evaluative issue (in our case, an environmental one) to be truly discussed in political and policy-making forums. The many evaluation approaches that foster pluralistic debate within the evaluation—in France, for instance, "evaluation pluraliste" (Monnier, 1992)—may contribute a great deal in that direction by providing occasions for informed discussion between stakeholders. We think, however, that it is important not to restrict the quest for pluralism to the arenas the evaluator himself can organize. Sometimes, it is best (or even the only viable option) to arrange the evaluation so as to trigger intense debate elsewhere,

in a place less vulnerable to blockage and more influential on policy. Just as the “locus of control” of an evaluation can productively shift (Themessl-Huber & Grutsch, 2003), the evaluator ought to be able to strategically play with the locus of debate, the locus of pluralistic confrontation, within, around, and beyond the evaluation process itself. In our field, we concur here with Lehtonen (2006) in thinking that this role may often be best served by evaluations clearly concentrating on given environmental concerns.

Roles, Repertoires, and Connections of the Concern-Focused Evaluator

Given the diversity of evaluation situations and procedures where a concern-focused approach may be appropriate, the roles taken up by the concern-focused evaluator may differ considerably according to context.

Where the concern-focused approach is adopted in the framework of one or another standard, commissioned, evaluation procedure, the evaluator has to both manage the evaluation process and ensure strong and strategically appropriate methodological treatment of the substance of the case relevant to the focal concern. Even these more standard situations are very diverse in terms of the conditions they create for clear answers on a given concern. So, it is a good thing for the evaluator to be able to mobilize a diversity of methodological resources, both on procedure and on substance. Conversely, the concern-focused approach may complement the already rich toolbox of adaptable, strategic evaluators.

A particular problem arises when the evaluator finds himself committed to a consensus-building process of evaluation which, he gradually realizes, tends to evade precisely the public concern and political commitment ostensibly central to the policy and the evaluation. A concern-focused approach can then sometimes be used strategically to push such a central concern back into the collective evaluation process. It may also help the evaluator to break with the process and take up the role of critical policy analyst. Such increasingly frequent situations, where process clashes with substance, may be awkward, as the role of the evaluator is in tension between, on one hand, contractual obligations and deontological norms, and on the other hand, personal or professional commitments to given public concerns. Here, there is no general solution, but clearly articulating the focus, on process and/or on concern, can help to either find ways to combine both or to make hard choices in an explicit way.

Cases where the concern-focused approach is used to open an alternative route call for yet another set of roles that may be less familiar to the evaluator. Here, evaluation borders on evaluative research or studies. As he enlarges his scope, the evaluator still has many useful reference marks to find in (and to contribute to) the evaluation literature, but he must also connect closely with other fields of study, especially (a) critical research on policies and (b) specialized studies in the field relevant to the focal concern (in our case: environmental studies). (a) The academic disciplines that support critical analysis of policies are essential connections for three reasons. First, they provide many useful intellectual resources to help unravel extremely complex and ambiguous policy situations and processes. Next, on a tactical level, academia can provide institutional shelter and organizational resources for noncommissioned and critical evaluation work. Third, academic arenas can provide vital loci of policy debate, when these are difficult to create in policy arenas dominated by massive asymmetries of power. (b) Specialized fields of study related to the focal concern (e.g., environmental studies in our case) can also contribute tactical support and highly relevant loci of debate. In addition, they are essential because in complex policy fields, policy and scientific debates are increasingly intertwined. Getting an adequate grasp for concern-focused evaluation requires a good knowledge of, and strong connection with, the specialized field of study related to the concern. These are clearly easier and stronger if the evaluator has collaborated over time with that field of study.

To push the limits of evaluation even further, the evaluation field ought to connect more closely with new specialized fields of application. On the environment, a necessary first step is now to combine more clearly two quite different fields of study (Billé, 2007). On one hand, the analysis and assessment of environmental policies falls clearly within the domain of policy evaluation. On the other hand, the necessity of simultaneously evaluating those policies that impact the focal concern brings us into the domain of environmental impact assessment (Fischer, 2007). The two fields currently tend to be disconnected both academically and practically. They must be reconnected. To account for environmental outcomes, evaluation of specialized environmental policies, on the one hand, is too narrow, because the outcomes are determined largely by other, nonenvironmental, policies. On the other hand, impact assessment of sector-based policies (which is the basis of environmental strategic assessment) is not focused enough, because assessing as it does the impact of one sectoral program or policy does not give an adequate grasp of outcomes on a given environmental concern, which is determined by a larger set of policies. By articulating together “actual policy” (including relevant sector-based policies) and “intentional” environmental policy, the concern-focused approach can provide a framework to mobilize both fields and link them together in a clear and relevant way.

Conclusion

To sum up, the complexity and ambiguities of current policies in the field of environment and sustainable development call for new evaluation approaches. These need to be more focused on specific concerns, more clearly strategy-driven, and in deeper connection with research and critical scholarship. This article has presented and illustrated the main foundations and steps of such an approach. In the discussion, it has also explained differences and possible connections with some other, well-established evaluation approaches.

We are well aware that the strategic contexts of policy evaluation are very different depending inter alia on national regimes and traditions. This has a crucial effect on the loci of pluralistic debate. It cannot be assumed that they function in the same way in Senegal, in France, in the United States, or in northern European countries. Our own focus on ambiguity and the encroachment of sectoral stakeholders on pluralistic evaluation procedures may be partly due to the specifics of the French administrative and policy context. However, these issues are not confined to France, and concern-focused evaluation may provide useful resources in other contexts with similar issues.

Finally, although our research covers only the environmental field, we would like to conclude by speculating that the current evolutions and trends in policy making that we find to be so crucial in our field (conflicting goals, deferment and transfer of decision making, intertwined scientific-technical, and political issues) may also be very important in other domains (like health, social and urban policies, research and development, etc.). Although we cannot substantiate this speculation with informed examples, we tried to present here our concern-focused, strategy-driven approach in such general terms that it may be easier for readers and evaluators to consider whether and how it may also be relevant in the policy domains in which they are involved.

Note

1. In the rest of this article, unless otherwise specified, we will use the word “policy” in its broadest meaning, that is, for all kinds of organized forms of public action, including projects, plans, programs, legislation on policy, and incentive systems, and so on.

Authors' Note

This article was written further to an invitation of the lead author as a visiting scholar to the Smith School of Enterprise and the Environment and Merton College, Oxford University.

Declaration of Conflicting Interests

The authors declared no conflicts of interest with respect to the authorship and/or publication of this article.

Funding

The author(s) received no financial support for the research and/or authorship of this article.

References

- Abma, T. A., & Stake, R. E. (2001). Stake's responsive evaluation: Core Ideas and evolution. *New Directions for Evaluation, 92*, 7-21.
- Arts, B., & Leroy, P. (Eds.). (2006). *Institutional dynamics in environmental governance (environment & policy)*. Dordrecht, the Netherlands: Springer.
- Billé, R. (2007). A dual-level framework for evaluating integrated coastal management beyond labels. *Ocean & Coastal Management, 50*, 796-807.
- CIME. (1994). *Les Zones Humides, Rapport de l'Instance d'Evaluation*. Paris, France: La documentation française.
- Collectif ComMod. (2005). La modélisation comme outil d'accompagnement. *Natures, Sciences, Sociétés, 13*, 165-168.
- Cousins, J. B., & Earl, L. M. (1992). The case for participatory evaluation. *Educational evaluation and policy analysis, 14*, 397-418.
- Crabbé, A., & Leroy, P. (2008). *The handbook of environmental policy evaluation*. London, UK: Earthscan.
- Fetterman, D., & Wandersman, A. (2007). Empowerment evaluation: Yesterday, today and tomorrow. *American Journal of Evaluation, 28*, 179-198.
- Fischer, T. B. (2007). *The theory and practice of strategic environmental assessment. Towards a more systematic approach*. London, UK: Earthscan.
- Greene, J. C., & Abma, T. A. (2001). Editors' note to the issue on responsive evaluation. *New Directions for Evaluation, 92*, 1-5.
- Guba, E. G., & Lincoln, Y. S. (1981). *Effective evaluation: Improving the usefulness of evaluation results through responsive and naturalistic approaches*. San Francisco, CA: Jossey-Bass.
- Guba, E. G., & Lincoln, Y. S. (1989). *Fourth generation evaluation*. Newbury Park, CA: SAGE.
- Holling, C. S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. Chichester, UK: John Wiley, IIASA.
- House, E. R., & Howe, K. R. (1998). *Deliberative democratic evaluation in practice*. Boulder: University of Colorado.
- Knaap, G. J., & Kim, T. J. (Eds.). (1998). *Environmental evaluation, a primer*. Urbana: University of Illinois Press.
- Lafferty, W. M., & Hovden, E. (2003). Environmental policy integration: Towards an analytical framework. *Environmental Politics, 12*, 1-22.
- Lascoumes, P., & Setbon, M. (1996). *L'évaluation pluraliste des politiques publiques—enjeux, pratiques, produits*. Paris, France: G.A.P.P.-CNRS/Commissariat Général du Plan.
- Lehtonen, M. (2006). Deliberative democracy, participation, and OECD peer reviews of environmental policies. *American Journal of Evaluation, 27*, 185-200.
- Leroy, M. (2006). *Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal: Action et inaction publiques internationales*. Paris, France: L'Harmattan.
- Manin, B. (1987). On legitimacy and political deliberation. *Political Theory, 15*, 338-368.
- Mermet, L. (1996). Les études d'évaluation entre stratégie et méthodologie—l'exemple des politiques publiques en matière de zones humides. *Gérer et Comprendre, 46*, 55-64.
- Mermet, L., & Benhamou, F. (2005). Assurer l'inaction dans un monde familier: la fabrication stratégique de l'incertitude. *Ecologie et politique, 31*, 121-136.

- Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J. -B., & Poux, X. (2005). L'analyse stratégique de la gestion environnementale: un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures, Sciences, Sociétés*, 13, 127-137.
- Mermet, L., Dubien, I., Emerit, A., & Laurans, Y. (2004). Les porteurs de projets face à leurs opposants: Six critères pour évaluer la concertation en aménagement. *Politiques et Management Public*, 22, 1-22.
- Mickwitz, P. (2003). A framework for evaluating environmental policy instruments: Context and key concepts. *Evaluation*, 9, 415-436.
- Miller, R. L., & Campbell, R. (2006). Taking stock of empowerment evaluation—An empirical review. *American Journal of Evaluation*, 27, 296-319.
- Mintzberg, H. (1978). *The structuring of organizations*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2007). *Wetlands*. Hoboken, NJ: Wiley.
- Monnier, E. (1992). *Evaluation de l'action des pouvoirs publics*. Paris, France: Economica.
- Patton, M. Q. (1986). *Utilization-focused evaluation*. Newbury Park, CA: SAGE.
- Patton, M. Q. (1997). Toward distinguishing empowerment evaluation and placing it in a larger context. *Evaluation Practice*, 18, 147-163.
- Pawson, R., & Tilley, N. (1997). *Realistic evaluation*. London, UK: SAGE.
- Stame, N. (2004). Theory-based evaluation and types of complexity. *Evaluation*, 10, 58-76.
- Stufflebeam, D. L. (2001). Evaluation models. *New Directions for Evaluation*, 89, 7-99.
- Themessl-Huber, M. T., & Grutsch, M. A. (2003). The shifting locus of control in participatory evaluations. *Evaluation*, 9, 92-111.
- United Nations Development Programme. (1997). *Who are the question-makers? A participatory evaluation handbook*. New York, NY: UNDP Office of Evaluation and Strategic Planning.
- Uusikylä, P., & Valovirta, V. (2004). *Three spheres of performance governance. Spanning the boundaries from single-organisation focus towards a partnership network*. Paper presented at the European Group of Public Administration Annual Conference, Ljubljana, Slovenia.
- van den Belt, M. (2004). *Mediated modelling: A systems dynamic approach to environmental consensus building*. Washington, DC: Island Press.
- Vedung, E. (1997). *Public policy and program evaluation*. London, UK: Transaction Publishers.
- Viveret, P. (1989). *L'évaluation des politiques et des actions publiques—Propositions en vue de l'évaluation du revenu minimum d'insertion (Collection des rapports officiels)*. Paris, France: Rapports au Premier Ministre.
- World Commission on Dams. (2000). *Dams and development—A new framework for decision-making*. London, UK: Earthscan Publications.

Strategic Environmental Management Analysis: Addressing the Blind Spots of Collaborative Approaches

Laurent Mermet (AgroParisTech)

Laurent.Mermet@engref.agroparistech.fr

Summary	4
Introduction	5
1. A widely shared foundation of assumptions and principles, based on the construction of collaboration	7
2. Blind spots of the coordination paradigm	9
3. The strategic environmental management analysis framework	11
3.1. Unbundling management and providing a lexicon to describe environmental management situations in strategic terms	11
3.2. Focusing on the actor supporting the environmental concern	12
3.3. Focusing on activity sectors	14
3.4. Restoring the full dimension to strategy	15
3.5. Founding the analysis on a clearly defined environmental concern	16
4. Bringing the framework to bear	18
4.1. Diagnostic approach to conservation issues	18
4.2. Analysis of organisations involved in environmentally motivated change	21
4.3. Policy evaluation	22
4.4. Strategic assessment of environmental management approaches and doctrines	24
Conclusion: Explicit and systematic (rather than covert and ambiguous) partiality	26
References	30

Summary

Essential environmental issues will not be resolved without major changes in resource exploitation patterns. For this, relying on more dialogue and coordination between stakeholders is unlikely to be sufficient. It also requires strategic action to obtain changes from some stakeholders. To capture this fundamental dimension of environmental action, the author and his research group have developed over the last twenty years an approach for strategic environmental management analysis (SEMA). In this paper, we present the framework at the basis of the SEMA work. In the diagnostic approach to environmental issues it guides analysis by (re)framing along five lines: (1) separating clearly the actual management of the ecosystem (even if it seems bad enough to constitute no management at all) from the intentional management (that is, those interventions that aim mainly at improving the ecosystem's condition); (2) devoting separate and distinct attention to those stakeholders acting in favour of solving the environmental problem at stake;

(3) analysing other actors in clear view of the activity sectors they are involved in – sectors that structure in a multi-scale fashion the way natural resources are exploited and environmental impacts are generated; (4) paying explicit attention to the adversative dimension of environmental (and anti-environmental) strategies; and (5) founding strategic analysis on one (or a small set of) inevitably somewhat contingent, but clearly defined, environmental concern(s). Through examples of SEMA-based research, the paper then exemplifies four application types: the diagnosis of environmental field situations; the analysis of environmental strategies of organisations; policy evaluation; and the critical discussion of environmental and resource management doctrines. Overall, unlike integrative approaches that try to encapsulate pluralism within their own controlled procedures and analytical frameworks, SEMA promotes clearly constructed analysis of the environmental dimension of complex management situations, a partial but carefully constructed viewpoint to contribute to open pluralistic decision-making debates.

Introduction

Brown bears are usually elusive, but can become annoyingly intrusive. Their omnipresence in human imagination, from toys to tales and imagery, reflects both our attraction to them, and fear of them. Efforts to conserve bears reveal or create complex situations and generate intense conflicts. Those who express concern about local and regional extinctions of bear populations are often met with the response that bears are not particularly threatened: there are still plenty, somewhere else, in remoter regions of the world. Overall, bears do seem to deserve their status as one of the emblematic issues in biodiversity conservation and, more generally, environmental management. In his book *Ghost bears – exploring the biodiversity crisis*, Edward Grumbine (1992) uses the all but extinct grizzly population of Washington State's Cascade Mountains as a textbook case to present and analyse the complex and acute dilemmas involved in conserving biodiversity. One striking aspect of his account is the tension between extensive administrative and legal efforts for conservation on the one hand, and on the other hand the intense and urgent pressure of development projects (logging, road-building etc.), both private and (largely) public, which run directly and apparently irresistibly against a conservation situation that is already in a fragile balance.

In our own work (Mermet, 2001, 2002, 2007b; Mermet & Benhammou, 2005), we used attempts to conserve the dwindling native

population of brown bears of the Western Pyrenees (in South-Western France) as a test case for the analysis and critique of approaches to biodiversity conservation and environmental management. Despite obvious differences in context, we found here the main dynamics of the issue to lie in a similar tension between conservation activity and policies that have been fairly intense since the mid-1970s, and the obdurate pressure of sheep-farming and forestry interests, backed by public policy and running against conservation efforts. A special interest of the case, however, is that since 1994, management of the brown bear population of the Western Pyrenees has been entrusted to a local resource management institution (*Institution patrimoniale du Haut-Béarn – IPHB*) presented by its promoters and leading stakeholders as the innovation, the breakthrough even, that would allow to transcend the divisiveness of bear conservation issues and provide foundations for a collaborative and constructive approach to resources, ecosystems and bear management. The claims and working methods of this institution, its analysis of the situation and the values it promotes, closely reflect a powerful trend in the contemporary international literature (and policy discourse) that puts the quest for coordination of stakeholders and for collaborative procedures at the core of environmental management. This perspective provides a common foundation for quite diversified approaches – integrated management, co-management, adaptive management, ecosystem stewardship, sustainability of social-ecological-systems etc. From

their emergence as pioneering innovations in the mid-1970s and their massive implementation since the 1990s, these approaches have gradually become widely shared and can now be said to have thoroughly pervaded the field of environmental management. They have brought essential innovations in the way we organise the treatment of environmental issues, at all spatial and organisational scales. However, as they insist on the need and on the potential for the collaborative treatment of environmental issues, they tend to underplay their divisive and adversative aspects.

How should we interpret the predicament of bears in the Cascades, or in the Pyrenees: as rapidly progressing experiments in the shared learning of collaborative resource management and conservation planning, or as the continuation of ecosystem alteration and loss of biodiversity under the unrelenting pressure of resource-exploitation based development? In the Cascades, scientists are still trying to find signs of grizzlies from a population estimated to be between 0 and 20. In the Western Pyrenees, the last native bear disappeared from censuses in 2010, after 16 years of institutionalised innovative collaborative management. Those bears that are now struggling for existence in the Pyrenees are the descendants of a small number of bears that were re-introduced from Slovenia into the Central Pyrenees in the late 1990s, by an environmental NGO backed by the Ministry of Environment, which found support from some local officials and managed to overcome fierce (and continuing) opposition.

Again, in this introduction, bears are used only as an emblem standing for our overall situation regarding biodiversity and many environmental issues. Shall we be able to curb powerful trends in loss of biodiversity and ecosystem functions, and in environmental degradation? And in order to accomplish this, should we invest in a quest for more collective learning and collaboration, or in intensified struggles against environmentally unsustainable forms of development? Certainly, as with many political issues, both options are equally necessary. However, both are also partially incompatible in action: for instance, except when acting from a strong position of power, the same operator can hardly propose to collaborate with a given actor, while

simultaneously acting aggressively against his environmentally damaging development projects. Action by some to build up tension and put on pressure for change, and action by others to decrease tension and integrate pressures, are two faces of collective action that are both essential and irreducible to one another. Each founds a deeply different perspective in both theory and practice.

Our critique here of the collaborative perspective and our long-standing quest for an alternative founded on the perspective of strategic action for change does not mean we think collaborative approaches cannot be highly productive and useful. What it does mean is that the collaborative perspective is incomplete: negotiation or collaboration, or integrative procedures and the like deliver environmental change only when, and only to the extent that, enough pressure has been built in favour of such change; and that pressure more often than not involves divisive and strategic action by groups in society that press for environmentally motivated change. It is also a critique that we express at a stage when collaborative approaches have built up over the last twenty years to the point of becoming almost hegemonic today. Since they are both incomplete and hegemonic, they affect deeply the diagnosis of problems and debates on environmental management through insufficient analysis of the divisive forces in environmental situations. They also tend to limit proposals for action by ignoring, misrepresenting or delegitimizing highly useful initiatives to build more pressure, to take on board also in practice the adversative component of environmental management action. Indeed, many recent and on-going cases that we have examined, or that have been researched in-depth (see in particular Billé, 2008; Leroy, 2006; Taravella, 2008) point to the fact that, even under a barrage of collaborative environmental management language and procedures, achieving a directional change towards more environmentally sustainable social-ecological systems cannot rely solely on better coordination between stakeholders. It fundamentally depends on deliberate, strategic action for change by a minority of awareness-raisers, activists and innovators, who must often confront other stakeholders that defend (passively or actively) a non-sustainable status quo or environmentally detrimental projects.

Over the last two decades, as a counterpart to the rise of collaborative approaches, we have developed a strategic environmental management analysis (SEMA) framework (Mermet, 1992; Mermet, Billé, Leroy, Narcy & Poux, 2005). It facilitates the inclusion of the strategic, and thus partly adversative, dimension into the analysis and practice of environmental management. Both case studies and practical experience have shown how essential it is, even in settings dominated by collaborative management procedures and discourse.

This paper gives an overview of the SEMA framework and opens discussion on how it can provide a necessary alternative to approaches based on the collaborative paradigm. We will first sketch out the fundamental collaborative underpinning model shared by most contemporary approaches of environmental management. A second part will identify the blind spots inherent in the framings and principles of the collaborative paradigm. The SEMA framework will then be introduced, focusing on the way in which it conceptualizes and reframes notions such as management, environmental actors, strategy and the organisational context of environmental management and goals. It will be shown how these reframings support a change of perspective, away from views centred on collaboration, and provide a stable foundation for grasping the more strategic side of environmental management. A fourth part illustrates how, through such reframing, SEMA can provide specific and relevant insights in applications like the diagnosis of environmental management situations, policy evaluation, the analysis of organisations involved in environmental management, and the critical discussion of environmental management approaches. The conclusion will focus on the difference and complementarity of collaborative approaches and strategic analysis.

1. A widely shared foundation of assumptions and principles, based on the construction of collaboration

Since the mid-seventies, environmental initiatives and policies have soared, while environmental challenges have become ever more acute. In the rapidly expanding literature, many different approaches to environmental

management have been proposed, each advocating its own way of diagnosing problems (or the environmental crisis in general) and pointing towards favoured avenues for action. In our view, over the last decades the most influential works have converged towards a shared paradigm that puts at the core of environmental management the search for processes (mostly procedural avenues of action) that will allow initially divided societies to transform themselves into unified managers of ecosystems.

The purpose of this paper is to present a perspective and analytical framework that clearly stand outside that collaborative paradigm. But the latter has become so prevalent and pervasive that it has become difficult to expound and discuss our strategic approach without situating it from the outset relative to the collaborative paradigm. To that effect, we start here with a discussion of this paradigm. Since our aim is just to give a general view of it as a background for our main topic, we are not proposing a detailed state of the art of the literature. Rather, we have based ourselves on a limited number of texts (see citations below) which themselves present already highly elaborated syntheses based on the vast literature promoting environmental approaches that we consider to be essentially collaborative.

By treating the whole set of collaborative approaches as a whole here, we certainly do not discount the very real diversity of approaches, the vivid controversies among them, nor the fact that dissenting voices exist within the consensus-seeking trend (for a recent skeptical view, see for instance Koontz & Thomas, 2006; for an early dissenting whistle-blower, see McCloskey, 1996). The most influential contemporary approaches indeed have different notions of coordination and collaboration. They recognize and address dissensus and conflict to different degrees and in different ways. But despite such diversity, they do so in a much more passive way than approaches that ascribe a central role to dissensus and conflict not only in observing the dynamics of environmental problems, but also in the search for solutions and in avenues for action. This contrast is immediately apparent when the bulk of the environmental management literature is put into perspective with radical critical approaches to the environmental crisis,

that tend to disqualify environmental management in favour of deep political change (see for instance Kovel, 2002). But, as the remainder of this paper will show through discussion and examples, it also becomes clear that an approach such as strategic environmental management analysis, while remaining within the scope of environmental management, gives a central role to its underpinning contradictions and thus to its confrontational dimensions.

Opening a debate between our strategic action perspective and collaborative approaches taken as a whole is also made easier and timely by the fact that in recent years there has been a striking convergence amongst the latter, claimed or promoted by the influential authors or groups in the field, on whose writings the subsequent discussion will be based (Armitage et al., 2009; Chapin et al., 2010; W. C. Clark, Crutzen, & Schellnhuber, 2005; Ostrom, 2007). The emerging picture of a “new paradigm” (Imperial, 1999), or “emerging consensus” (Armitage et al., 2009) is all the more significant as it seems able to combine approaches that are important each in its own right and that have each evolved from a very different background. Adaptive management (Holling, 1978) and ecosystem-based management (Grumbine, 1994) started from the intention to make management processes capable of taking into account the inherent complexity, variability and uncertainty of ecosystem functioning. Alternative dispute resolution (Bingham, 1986; Susskind, 2009) arose from the conflicts generated by environmental issues and their resolution through procedures such as mediation and joint-problem solving, leading to various forms of co-management (Carlsson & Berkes, 2005). Largely beginning from the study of local situations, specialists in the management of common-pool resources (Ostrom, 1990) focused on understanding how resource users can create institutions to solve the dilemmas linked with competitive appropriation of resources from ecosystems, gradually expanding to a general approach of social-ecological systems (Ostrom, 2007). From an opposite end in terms of scale, scientists studying global change, as they constructed the research agenda for their field, factored in the human dimensions of global change from an early stage and joined the search for an approach to manage social-ecological systems

(W.C. Clark, 1986; W. C. Clark et al., 2005). The gradual convergence between such different movements is in part an effect of active discussion and exchanges within the environmental field, as illustrated by combined approaches such as “adaptive co-management” (Armitage et al., 2009) or ecosystem stewardship (Chapin et al., 2010), the latter combining global change and ecosystem management perspectives. It is also connected with wider transformations well beyond the environmental field in the concepts and practice of policy and collective action, for instance with the rise of public and stakeholder participation, the emergence of science-technology-society relations as a major field of academic enquiry and social experimentation, the development of conflict resolution and increasingly sophisticated procedural mechanisms to seek quality in private production and public services.

What are, then, the major elements of the prevailing consensus? The diagnostic approach shared by the authors rapidly reviewed above, based on the writings of many others, can be summarized in four points. (1) What we have to manage are very complex, dynamic and changing systems, both ecological and social, the two dimensions being intertwined. (2) Multiple managers and stakeholders are involved, with a tendency towards fragmented, divisive and competitive – and thus counterproductive – social dynamics. (3) The knowledge base for management is riddled with uncertainty and surprise, which deeply challenges the use of scientific knowledge in policy making. (4) Embedded geographical and organisational scales, from the global to the local and back again, are central elements to enable differentiating between, and linking together, the bewildering array of problems and action situations associated with social-ecological problems.

Based on such analyses, six assumptions and principles for action are repeatedly underlined in the texts we cite above, reflecting the most influential streams of current environmental management literature. (1) It is essential to involve all stakeholders, to seek improved relations and communication and to build collaboration. (2) Scientists, managers and stakeholders must invent new ways of working productively together, avoiding traditional ivory towers. (3) Management is to be conceived in terms of

a process (of learning, trust building, experimenting, etc.) rather than in terms of substantive choices. (4) The manager's most essential and innovative role is as a designer and facilitator of such a process. (5) Solutions rely essentially on institution-building and rule-making, or planning, because these are seen as providing ways to move beyond the negative collective consequences of poorly coordinated individual actions. (6) In terms of scale, the attention is essentially focused on the quest for local social-ecological sustainability, and on global regimes.

From our own strategic management perspective, the most fundamental feature of this prevailing consensus is that it gives a central place to the search for conceptual and operational unity of agency to address environmental challenges. It recommends simultaneously seeking a consensus on reflection ("we" should sit around the proverbial table and think the situation through together), on accountability ("we" are all responsible for environmental problems) and on agency ("we" should act together). Not all authors go to the extent of seeing "humanity" as a "global subject" managing the "earth system" (Shellnhuber, 1999), but all seek increased coordination at all levels, through the concepts they use and the methodologies they promote. When seeking "a collective vision for the future" (Chapin et al., 2010) or "a certain sense of common purpose" (Armitage et al., 2009), when focusing on trust building, institutional development and social learning, the prospects for future sound management of ecosystems and resources are put into the hands of communities in the making. It is to allow the emergence of such communities, which are to become able to manage in a unified manner a given ecosystem or resource, that procedural solutions are given such salience in the literature and in practice. Examples range from innumerable participative action plans, or round-table arrangements for the management of local resources and environmental issues. Prominence is given to initiatives such as the "Grenelle de l'environnement" that has structured French environmental policy making since 2007, the latter being based on a "five partners" negotiation pattern involving national government, industry, unions, environmental NGOs and local governments. In this context of aiming

for unified deliberation, accountability and action, the role of the researcher is essentially seen as joining the mutual effort to "contribute knowledge for the general process of policy-making and problem-solving" (Carlsson & Berkes, 2005; ComMod, 2005).

2. Blind spots of the coordination paradigm

Authors and approaches that focus on the quest for unitary agency in management, with the intention of contributing to collaborative processes, tend to downplay some highly divisive issues, even though such issues are crucial for environmental management. Four blind spots in particular should be underlined.

First and foremost is the question of agency: who is going to take action to change a social-ecological system? For instance, if ecosystem stewardship is "a strategy to respond to and shape social-ecological systems under conditions of uncertainty and change to sustain the supply and opportunities for use of ecosystem services to support human well-being" (Chapin et al., 2010), then who exactly is the strategist? Is he himself part of the system, in which case his management effort is one of changing a social system from within, and belongs at least as much to politics as to "planned social-ecological experiments"? Or is he external to the social-ecological system, for instance, a distant policy-maker, or a "diagnostician [able] to match governance arrangements to specific problems embedded in social-ecological contexts" (Ostrom, 2007), or someone in a position to "get the incentives right" so that people can "be induced to make production and consumption choices that are relatively less stressful to the environment" (W. C. Clark et al., 2005)? Answers to this question tend to remain vague and rely ambiguously both on present policy-makers and managers as they are, and on a hopefully emerging unified and well-intended management collective. This is an important blind spot: when it comes to a management strategy, who exactly is going to define and apply it is a crucial issue.

A second blind spot of collaboration-based approaches lies in their irenic view of strategy. Such approaches tend to disown environmental conflict by presenting it, for instance, as belonging to a former era when an inadequate

“traditional competitive framing” staged “a contest between environmental protection and human development” (W. C. Clark et al., 2005) or when “conventional resource management [was] pitting stakeholder groups against one another” (Armitage et al., 2009). Of course, all the authors we have cited are aware that change creates winners and losers, and that sustainability requires difficult tradeoffs. So negotiations are evidently necessary, but again, most approaches insist systematically on the integrative dimension of negotiations, whereas negotiation theory is very clear about the fact that the distributive and adversative dimensions of negotiation are equally important to consider (Fay, 2007; Walton & McKersie, 1991 [1965]). In a similar way, organisational dynamics such as interagency conflict, competition and bureaucratic “turf defence” are seen as a part of the problem that is bound to be ironed out with the emergence of unitary, cooperative management arrangements. However, such structural organisational conflicts, based on the distribution of partly contradictory mandates, are inherent to any organisational structure and dynamics, so that transformation towards sustainability requires changes in, and through, organisational conflicts, rather than their disappearance. Finally, there also seems to be a consensus in assuming that more information and transparent debate is essential to the emergence of unified management. This is often relevant, but goes with a strong temptation to downplay the highly strategic and political – and thus, partly adversarial – character of data, information and the construction of scientific knowledge and technical innovations (Mermet & Benhammou, 2005). As Crozier and Friedberg (1977) state in their theory of organised action: “uncertainty in general, or specific uncertainties [...] are the fundamental resource for any negotiation [...]. What appears as uncertainty from the point of view of the problem at stake constitutes power from the point of view of actors.” Strategic naivety is not more relevant in the field of public participation or technical democracy than in the other dimensions of environmental issues. Approaches based on deliberation theory are the equivalent in this field of collaborative approaches, and share the same limitations (Mermet, 2007a).

A third limitation lies in the treatment of intertwined social and ecological systems

and action networks that are almost impossible to demarcate. A local community neatly managing the resource it lives on, or an international regime focusing on a problem like climate change, are extreme cases where the ecological system, the social system and a given sustainability concern seem – at least for a time – naturally aligned. But in general, managing a given environmental concern consists in trying to align heterogeneous webs of relations (ecological, hydrological, social, political, legal, economic etc.) that cut across scales, organisations and fields of expertise (Carlsson & Berkes, 2005). As they focus on local and global views, authors propose to treat this issue in terms of resource management regimes, or ecosystem management arrangements, being embedded in wider contexts in ways that could be mapped systematically (Ostrom, 2007). If one considers, however, the myriad of problems, environmental or otherwise, that humans are trying to deal with at all scales, the concept of intertwined hierarchies (Godard, 1996) seems more promising than a concept of embeddedness which hierarchizes the multiple dimensions at play in a way that is too limiting. Expanding on Godard’s view, a particular hierarchy (i.e. a particular embeddedness) of concerns, actors, solutions can be associated to each one of a number of problems. Each problem participates in setting the contexts for other problems, in intertwined webs of conditions and agency. A generally accepted shared mapping is then beyond reach and any mapping can only be relative to a given problem, or a limited set of problems. However, whereas such a perspective fully acknowledges the complexity of social-ecological systems, it also sets clear limits on efforts that focus exclusively or mainly on building cooperation and unity of action around a widely shared mapping of sustainability issues.

To sum up, the current focus on collaboration and on the construction of unitary action for sustainability comes with relative blind spots in terms of strategic agency and of the treatment of the adversative dimension of action for sustainability; it limits the capacity to handle the complexity of sustainability issues. As their writings clearly show, however, the authors we have cited here can neither be accused of misperception of the agency issue, nor of naivety on resource or

environmental conflicts, nor of underestimating the complexity of social-ecological systems. The relative blind spots we highlight here are inherent not to their field experience or personal awareness, but to the collaborative framing that underpins the approaches they develop.

The construction of collaboration is only one side of environmental management. We concur with Carlsson and Berkes (2005), when they write that collaboration, rather than a starting point, or pre-condition of management, could be seen as a result, at a given point in time and in geographic and social space, of a wider set of strategic processes. And we would add: including especially adversative strategies. While collaborative approaches have developed over the last decades, reaching their current high level of influence in environmental management literature and policy discourse, they have, in our view, generated a growing need for an analysis of the more adversative, distributive, strategic side of environmental management. What is needed, however, is not so much research to show that there is power and politics at stake, as amply documented by political ecology (Robbins, 2004). Again, researchers and practitioners involved in the management of social-ecological systems are well aware of that. The need is for research that helps to encompass an explicit, coherent and constructive treatment of dimensions of power, conflict and strategy in analyses with an environmental management orientation i.e. aiming clearly at helping those actors for whom action for change in favour of the environment is a priority to design and implement successful strategies.

3. The strategic environmental management analysis framework

To obtain a clear view of the strategic action problems in ecosystem management and sustainability, it is necessary to operate within a conceptual framework that helps focus on the essential elements of such strategic action. The strategic environmental management analysis (SEMA) framework does so based on concepts which operate a reframing away from the cooperative paradigm's perspective, either by de-grouping notions that are usually fused

together, or by revisiting concepts that have become blunt from an excess of consensus seeking. Let us review the five most important ones.

3.1. Unbundling management and providing a lexicon to describe environmental management situations in strategic terms

In very general terms, management can be conceived as deliberate intervention on a complex action system in order to maintain or improve its performance relative to expectations that have previously been made explicit. Management involves a set of performance expectations, accountability regarding performance, and strategic action for change – that is, to effect some changes (those that contribute to the expected performance) and prevent others (those that counteract that performance). How does that apply to managing social-ecological systems? The cooperative paradigm would have us assume (or design processes such) that all stakeholders operate jointly, agree on performance expectations, accept joint accountability, and act together for change. But most environmental management action occurs quite far from this ideal state of sharing and alignment of expectations, accountability and strategic action. To account for it, we propose a dual, dialectic concept of management, which defines and treats separately two dimensions of management.

- Actual, or de facto management of an ecosystem is the whole set of anthropic actions that, whether the actors realise it or not, whether it was their intent or not, have a decisive influence on the ecological condition of the system (more precisely, of those aspects of that condition that constitute the expected environmental performance). Its analysis includes identification of mechanisms by which these influences are exercised and of the places where the actions with the most significant impacts are decided.
- Intentional management, which could also be called interventional management, is the set of managerial actions (i.e. of interventions to bring about changes in actual management) that have as their main and explicit aim to reach expected environmental performance.

Consider for instance the management of

river water quality. If one starts from the principle that joint accountability exists for water quality in a river, then a factory discharging pollution, a dam intercepting part of the low ebb river flow, a sewage purification system, a farming policy subsidizing irrigation systems that pump water from the river and a series of demonstrations against on-going water polluting activities, are all examples of management actions that are decisive for a river's condition. Thus they should all be held accountable and considered part of actual management. In the above list, only the construction of sewage purification systems and the demonstration against pollution could be considered as intentional management, that is, as interventions to change the actual management of the river, so as to reach an expected performance in terms of water quality.

These definitions may be puzzling to those who see ecosystem management as the set of institutions and policies that have been agreed upon to attempt to tackle the environmental issues faced by a particular ecosystem: international environmental regimes, integrated management institutions (for a watershed, coastal area etc.) and the like. But much that is decisive for the ecosystem – and thus for management accountability – occurs outside of such instituted management systems, through cross-scale linkages that may be ecological, social, political, economical etc. (Armitage et al., 2009). In addition, many aspects of action to change the course of ecosystem degradation are excluded from such a management view, e.g. the actions of environmental activists, which many case studies show are instrumental in the inception of a collective capacity to steer away from unsustainable courses. SEMA proposes to set a wider framework, encompassing the entire dialectic between actual management and intentional management through which the future of an ecosystem is played out over time. In a given case, current institutionalized management arrangements, as they have evolved over time from that very dialectic, form a part of that picture; a part that varies in importance and may be incomplete or sometimes deceptive, depending on how close the field situation is to a hypothetical unity of expectations, accountability and action. At any rate, centring analysis on the current set of institutionalized management arrangements

provides no guarantee of a sound diagnostic investigation into the management of an ecosystem or environmental problem.

We may illustrate these concepts by elaborating on the provocative assertion of Clark, Crutzen et al. (2005) that “humanity has emerged as a major - and uniquely self-reflexive – geological force”. In this context, we would consider humanity as a geological force to be the actual management of the global ecosystem. We would take reflexivity to consist in some of us being able to hold all of us accountable for that force – that management - and its consequences. Finally, intentional management of the biosphere would consist in the strategic efforts of those who act on others to change the ways in which humanity exercises its geological force, so as to steer the earth system away from ecologically unwanted courses.

One major rationale for this reframing is the necessity to break away from perspectives that see the main challenge of environmental management as overcoming a lack of organisation, as exercising more organisational activity to limit “a deluge of entangled but uncoordinated actions” (W. C. Clark et al., 2005). Indeed the forces leading to massive biodiversity loss, or radical transformations and degradation of hydrosystems for instance, are not unorganised: au contraire, they consist of highly organised policies, industrial sectors, technical research institutes etc. The challenge is not so much one of building organisation where there isn't any, but of changing the unsustainable ways in which many activities are – often very strongly – organised. Actual management situations that we consider to be detrimental to ecosystems and sustainability may be organised in largely tacit or dysfunctional ways, or by means that elude environmental accountability, but they should not be considered unorganised. By considering environmental management as a set of activities that essentially aim to change highly organised unsustainable systems of resource or land management, we shine a spotlight on its strategic dimension.

3.2. Focusing on the actor supporting the environmental concern

In terms of management action, an environmental problem translates as a need for action to change current, actual management,

through a strategic management intervention. But who is going to carry out such intervention? In answer to this question, cooperative approaches tend towards the conclusion that all stakeholders acting jointly should take action. Even if one accepts this view and supposes that stakeholders all share a common interest, it entails the problem that one stakeholder has to take initiative, take a risk and bear the costs of providing the necessary coordination and organizing the capacity for such joint action (Ostrom, 1990). In most real life cases, the challenge is made more intense and complex by the fact that the environmental concern at the basis of a given environmental management situation is not really shared by all stakeholders (witness bear conservation, but also climate change, tropical forests, etc.). Often, some very powerful stakeholders implicitly or explicitly act against the resolution of the environmental problem. Therefore action to resolve a problem – intentional management – has to be borne out not so much by all actors involved, than by some that take the matter in hand (the etymological origin of “manage”). To understand the strategic issues in an environmental management situation, it is essential to focus attention on identifying the environmental strategic actor in that particular situation.

This aspect of the SEMA framework is justified first on an empirical basis. Whenever one studies the way in which a given environmental problem has been identified, put on the agenda, actively tackled and perhaps solved or improved, one finds that the action taken was borne in crucial ways by specific actors, such as concerned scientists, environmental activists, farmer groups actively promoting non-polluting production systems, environmental agency personnel etc. Such action is often taken in opposition to other stakeholders that may show indifference, reticence or violent resistance. It is important to note that the contexts of environmental action have become increasingly complex over recent decades. Cases in which a lone activist group faces a bluntly resistant “rest of the world” are becoming less frequent. Instead, one is more likely to find a situation where an often complex network of environmental actors confronts an equally complex group of stakeholders that express reticence and resistance to environmentally motivated change through ambiguous means

and indirect strategic action. In this context, a sharp focus of analysis and fieldwork onto “who bears the action in favour of solving the environmental problem” may be less straightforward, but all the more essential.

Conceptually, the environmental strategic actor can be understood from different perspectives. (1) From a functional perspective, joint management of a social-ecological system – just like the management of a company – involves the treatment of a number of different concerns, of which a given environmental problem is only one. To obtain management that is in fact integrated, and where the associated tradeoffs have been made, one has to effect a management process that entails complex negotiation and decision-making. In our view, each concern in such processes, or at least each essential function that the system has to achieve (for instance, a certain level of agricultural production, water provision or recreational amenities) must be promoted by a distinct actor to ensure that effective negotiations can take place. This way, painful tradeoffs rest on a sustained defence of each of the perspectives, interests and functions involved, and potential synergies are the product of in-depth contradictory exploration and elaboration. (2) From a differential perspective, any action for any change in an action system induces a differentiation between those who promote it and those who do not. This differentiation causes numerous effects on the relations and interaction between actors. It has structuring effects that inter alia redefine the actors themselves – as exemplified for instance in the dynamics of party politics – and amplifying effects, evident for instance in the “spiral of conflict” described by conflict resolution manuals. Very often, the undesirable consequences of such amplifying effects lead some parties or analysts to negate the legitimacy of the differentiation of positions that lies at their root. This may help to defuse conflict, but undermines the potential for change that relies in the differentiation of positions. (3) From an organisational perspective, any significant promotion of a given concern in a decision-making process requires organised means of action. Consequently the promotion of a given environmental concern within a political social-ecological system requires the acquisition of dedicated, differentiated knowledge and expertise, personnel

to participate in discussions or to take action, training etc. Analyzing the organisational basis of the environmental strategic actor is an important part of any strategic analysis of environmental management.

To sum up, just as it unbundles the concept of management, SEMA differentiates the alleged collective “manager” of social-ecological systems. When focusing on the strategic environmental actor, it adopts in parallel functional, differential and organisational perspectives. These are obviously quite different and they often do not coincide. An NGO that labels itself as environmental may prove to be acting against the environmental cause it claims to promote (Rowell, 1996). A farmer group in conflict with the mainstream actors in the agricultural industry can be the main strategic operator for a change towards a more environmentally-friendly production system (for a prominent example, see Pochon, 2001). To be precise, in the strategic contexts of real life, the difficulty involved in concretely assembling the functional, differential and organisational bases for environmental action and managing the intense tensions that usually exist between them, is at the heart of building the capacity of strategic action in favour of a given environmental concern, which is the driving force of environmental management.

3.3. Focusing on activity sectors

As for other actors in an environmental management situation, SEMA directs attention in particular to the sector-based dimension of resource, land and more generally, environmental management. Environmental management is about changing (or preventing) specific environmentally harmful behaviour, for instance, farming practices that generate water pollution or biodiversity loss. Practical experience and field studies soon show, however, that the practices of a farmer, as well as his production system at the farm level, are very difficult to change on an individual basis: his choices are part of a wider context that includes the industry’s technical support chain, trading organisation and market conditions, the training and culture of farming organisations and unions, all of which are set within the framework of rules and incentives enforced by the agricultural administration. The farming sector thus functions as a large,

functionally highly coordinated organisation of collective action, in which technical, economic, educational, legal and administrative components share essential concerns and actively coordinate (partly formally, partly informally) their actions and strategies. This type of organisation extends from the level of the farm to that of the village, region, to national and then supra-national (e.g. European Union Common agricultural policy), and in very tangible ways reaches global levels (Food and Agriculture Organisation, World Trade Organisation).

The importance of sector-based organisation is similar in most fields that are at the heart of environmental issues: forestry, energy, transportation, building etc. When acting to solve an environmental problem – and thus to obtain changes in behaviour or projects – the environmental strategic actor effectively undertakes to effect organisational change in one or several sectors. This is indeed the case whether the actor operates from outside the sector (for instance, a ministry for the environment that tries to realize changes in forestry regulations that are governed by a forestry ministry), or when acting from within (for instance, when the environment service of a national farmers union acts to promote changes in the union’s positions regarding a given environmental issue). This focus of SEMA on activity sectors is based both on the examination of multiple field cases of environmental management, and on the importance that environmental action strategies have to give to the organisational dimension of collective action. The organisational and strategic links within each activity sector are a major structuring factor in the strategic force field of environmental problems. It is essential to analyse these links carefully, in addition to the now traditional consideration of local community dynamics, of national policy making or of global regime negotiations. For instance, in examining the limits of co-management, focusing only on the state level and on local communities of resource users, Carlsson and Berkes (2005) insist that both the local community and the state are in fact heterogeneous and that in environmental cases, “we can expect to find rich webs of relations and agreements linking different parts of the public sector to a similarly heterogeneous set of private actors”. In many environmental issues, activity sectors are the most decisive of

these “rich webs of relations and agreements”. They represent major strategic forces facing the environmental strategic actor in his efforts to solve an environmental problem. They are also essentially multi-scale systems of organised action. Understanding these activity sectors is a crucial contribution to the analysis of the multi-scale organisation of resource management and of action (or inaction) for sustainability, which is widely recognized as a priority in contemporary environmental management.

Since the sector basis is viewed as an essential attribute, SEMA considers as “sector-based actors” those actors (industrial companies, forestry officers etc.) that display behaviour or conduct projects that create environmental problems – and thus may resolve them by changing. Facing pressure from strategic environmental actors for such change, sector-based actors have three fundamental strategic options: they can resist change by acting against environmental demands; they can integrate environmental concerns, for instance by changing certain technologies used; or they can promote a redefinition of environmental concerns and strive to reorient environmental action (for instance by trying to influence public perception) towards goals that do not call for changes they do not want to make. These options can be combined into the increasingly complex and ambiguous strategies sector-based actors have developed over the last two decades in response to growing environmental demands.

It is in the interactions between such strategies, and those of the strategic environmental actor, that environmental outcomes are played out: understanding these interactions is at the heart of strategic environmental management analysis. If strategic struggle is so essential, what then is the place of rule-making? In actual environmental field cases, the struggles between actors addressing a given environmental problem and the relevant sector-based actors are mediated, facilitated, arbitrated and regulated by other actors that are invested with either political, judicial or administrative authority (governor, judge or an administrator such as the French *préfet*), or by an operator with a mediation mandate. Of course, we do realize that, for those who put coordination at the centre of the picture, mediation, rule-making, political ruling, etc. are fundamentally different dimensions and processes. But seen

from the perspective of action for change (for instance from the perspective of an activist group), they are simply different modalities of fundamentally the same process whereby their expectations and demands are kneaded with those of others in some sort of compromise.

Overall, the SEMA framework looks at the casting of actors in environmental issues as a triangular strategic game involving (1) a strategic environmental action that challenges (2) sector-based actions, forcing a struggle or negotiation and possibly calling into play (3) a rule-based or rule-making mediation or authority decision processes. This can be conceptualized as a triangle with a strategic environmental actor, a sector-based actor and a regulating actor. Again, an actor here stands for what is usually a complex strategic network of mobilization and action, only occasionally embodied by the stereotypical environmental activist, the producer or manufacturer opposing environmental measures and an arbitrating politician or judge.

While distinct from approaches that place rule-making and institutions at the centre of environmental management, SEMA neither ignores rule-making nor is it insensitive to its strategic importance. In fact, SEMA-based work is usually very sensitive to it. The difference lies in the relation assumed between regulation and institutional activity on the one hand, and action for change on the other. In our strategic perspective, rule-making cannot displace the balance of power between stakeholders by more than a marginal amount. What it can do is institutionalize a new balance of power, provided there is one. As a consequence, decisive action for change relies not so much on mediators and rule-makers as on those actors who strategically act to displace the balance of power, so as to make changes in institutions or negotiated agreements not only possible, but inevitable.

3.4. Restoring the full dimension to strategy

Mintzberg (in Mintzberg, Quinn, & Ghoshal, 1995) defines strategy as “the pattern or plan that integrates an organisation’s major goals, policies and action sequences into a cohesive whole. A well formulated strategy helps to marshal and allocate an organisation’s resources into a unique and viable posture based on its relative internal competencies and

shortcomings, anticipated changes in the environment and contingent moves by intelligent opponents.” He insists on the multi-faceted nature of strategy as a concept and an activity (see also Mintzberg, Lampel, & Ahlstrand, 2005), which he summarizes through the formula “strategy as plan, ploy, pattern, position and perspective”.

In the field of environmental management, over the last three decades, the concept has been used extensively. IUCN’s 1980 “World Conservation Strategy – living resource conservation for sustainable development” is a milestone in the definition of current strategies. It clearly defined a perspective – sustainable development – and a position as it “reframed the modern sustainability debate by arguing explicitly that goals for protecting the Earth’s lands and wildlife could not be realized except through strategies that also addressed the improvement of human well-being in conservation areas” (W. C. Clark et al., 2005). This perspective and position clearly pervade the current practice and literature in the field of biodiversity and resource management. Over time they have become patterns, models of proper action that almost automatically shape projects and discourse in the field. They are translated into action plans through national, regional, local or corporate biodiversity strategies.

The adversative dimension of strategy, however, tends to be attenuated in such documents, often to the point where it all but vanishes. Reading the 1980 IUCN “strategy”, one finds no mention of “intelligent opponents”, that is, of organised actors and actions that deliberately develop resource exploitation strategies that damage ecosystems and biodiversity. The “strategy” seems to be opposing only anonymous human shortages: lack of awareness, ignorance, insufficient coordination etc. Inasmuch as it privileges collaborative perspectives, much of the academic literature also currently tends, as we noted above, to underplay that dimension. When promoting integrative perspectives, it tends to posit the manager and researcher as facilitators, and often sees sustainable development as a collective participatory planning problem, or a “strategic planning exercise” (Shellhuber, 1999) – that is, not the strategic problem of some actors confronting others, but of all actors jointly

confronting a shared problem. Again, this does not mean that the adversative dimensions have not been perceived by the authors of such documents: the 1980 IUCN report expresses a turn in the strategy of the conservation sector, a choice motivated in part by the adversative force field experienced by conservationists at the time. But that dimension remains in large part implicit, as it does in much of the current literature on environmental management.

Having to deal with “intelligent opponents”, however, is not an optional, but a fundamental dimension of strategy. Business or political strategies – not to mention the military – while they rely on perspective, position, patterns and plans, would be pointless if these did not deal adequately with competition and opposition. The reading of game theory, or playing a strategic board game such as chess, immediately teaches one the vast difference that exists between a mere plan and a plan that may work in the context of interaction with intelligent opponents. Practitioners of environmental management – that is, of interacting with intelligent sector-based actors to obtain changes in their behaviour and projects – experience intensely that intelligent resistance to environmentally motivated changes is an integral part of the field. It adds to practice a whole new dimension, on top of (or at the heart of) the complexities of collaborative environmental planning. The SEMA framework is intended to support explicit, systematic treatment of that dimension of strategic action for environmentally motivated change. Its dual concept of management and its differentiation between actors, are designed to set the stage for such analysis. Its main point is that environmental management is strategic not only in requiring a perspective, a vision and a plan, but also in having to achieve this, and to promote environmentally motivated change, in the face of active and intelligent reluctance and various forms of opposition.

3.5. Founding the analysis on a clearly defined environmental concern

The fundamental concepts of the SEMA framework – like actual and intentional management or the strategic environmental actor – can be defined only in reference to a given environmental concern. This may seem to contradict much of the recent literature in environmental

management, which tends to underline that environmental concerns often contradict one another, that what is seen as a problem by one actor is often seen as a solution by another, and prescribes approaches where concerns and environmental management goals have to be defined jointly by the stakeholders. Yet, one of the essential framing measures of the SEMA framework requires the analyst of an environmental management problem to start from a clear definition of the reference environmental concern that will serve as the foundation for analysis. What rationale motivates and justifies this position?

First, it answers one of the central challenges in the management of social-ecological systems: their extreme complexity, as underlined by most authors on the subject (and experienced by practitioners too!). To grasp it, everyone seems to agree that a systems approach is appropriate. The crux of the theoretical and methodological choice then lies in how this systems approach is conceived. One option is to consider that socio-ecological systems are given, they are concrete – the way we tend to see a horse, a car, a forest or a company as concrete systems – and that we have to study them in a way that cumulatively allows us to master their complexity, as science has allowed us to master other systems (Ostrom, 2007). The other option is to take the social-ecological system as notional, i.e., as a construct of the observer (Crozier & Friedberg, 1977) who chooses and organises elements of the complex situation at hand into a systems model. In the second option, it is the analysis that is systemic, that adopts a given systemic perspective and framework to produce readings of complex realities, rather than reality that would be made up of social-environmental systems to be uncovered, described, modelled and ordered by an all-objective analyst. SEMA rests on the option that we analyse systematically complex situations. Like soft-systems analysis (Checkland, 1989), it sees the construction of the system by the analyst as dependant on a previous definition of a concern and of an intention to act on it. It takes the social-environmental system – specified as the actual management system, intentional management and the associated system of actors etc – as a construct of the analyst, grounded in his definition of the

reference environmental concern.

There are important benefits to this fundamental choice. Firstly, it helps to move beyond the difficulties – and often, the impasses – involved in trying to define and bound concrete social-ecological systems at scales intermediary between stereotypical local communities and their local resource-base, and the all encompassing unity of humanity and the biosphere. These difficulties appear as a chronic challenge in the social-ecological systems literature. Secondly, this choice aids the analyst since only the elements specifically relevant to a given concern need to be retained. This allows him to be more selective about the social and natural elements he posits together (the etymological meaning of system) in his system. He can then follow longer chains of causality and organisation across spatial and organisational scales – a crucial aspect of the contemporary environmental management challenge. A further benefit of this fundamental choice is that it cuts out much of the difficulty or impossibility associated with obtaining agreement between actors (including researchers) on a clear and precise definition of environmental problems and on the levels of ambition that should be pursued. By not getting bogged down in an indefinitely prolonged period of chasing the supposedly preliminary condition of agreeing on aims and criteria, the analyst can move on to examine why a given ecological problem exists, who causes it, and what the strategic management situation would look like for someone determined to deploy a strategy to solve it. In this way, citizens or groups who consider the specific reference issue that founds the analysis to be a problem indeed, and sufficiently important, can then participate in the democratic and managerial debate in an informed way.

These advantages come at what will be perceived by many as a cost: there is little or no chance that everyone will agree with the analysis, not because of facts, but because of its framing – the facts and issues it has chosen to include or exclude, based explicitly on the specific concern it set out to equip analytically for in-depth defence in pluralistic debate. The SEMA framework rests on a fundamental choice of where the locus of pluralism is expected to lie. In collaborative approaches, the aim is for both the environmental management process and the analyst to encompass

the diversity of stakeholders and their views and interests. The analyst and the manager are expected to take a position that is sufficiently external to the system, or posited so centrally and flexibly within the system (as facilitators) that their reading of it will be acceptable and useful to all. SEMA takes the opposite position, acknowledging that it is simply impossible for the analyst or the manager to extract themselves from the social-ecological system, and that it is impossible to fundamentally guarantee that they are inclusive and balanced in encompassing the plurality of actors, views and interests. As Clark, Crutzen and al. (2005) wrote: "Understanding sustainability is understanding a complex, dynamic system of nature–society interactions — a system made all the more unpredictable by both our interest in what goes on in particular places and by our active, reflective engagement in the system whose behaviour we are trying to predict". In other words, environmental management practice and research are actions and interactions within the system they are striving to manage. The strategic environmental management analyst renounces the notion of encompassing a system within an analysis that would internalize the whole pluralistic arena. He rather accepts the position of being one specific, clearly identified voice articulating precisely what is relevant for one specific concern, within the wider, un-enclosed, pluralistic discussion of problems and solutions of social-ecological issues. He accepts that there are other analyses, other frameworks, indexed on other reference concerns. He follows Deleuze's (1969) assertion that theory is but the thorough development of a given initial question. In pragmatic terms, and on more normative ground, the analyst feels assured (or worried...) that many resource exploitation concerns (for instance, extraction of wood resources from forests, or intensive agricultural production for the food industry) are already quite effectively being elaborated and advocated in their own right by dedicated analysts, often backed by sectors of the economy or of technology development, or by influential social movements. He thus considers that given environmental concerns ought also to be backed by specific in-depth analysis of the relevant action systems. For the strategic environmental management analyst, the potential consensus on the strong links

between research and practical interests in the field of sustainability (W. C. Clark et al., 2005) translates into a framework that not only underlines differentiation between actors in social-ecological systems, but also between different research framings of sustainability issues. Each of these is based on its own specific reference concern, and is always partial (in both senses of the word) in the limited set of concerns it serves.

4. Bringing the framework to bear

Through the concepts reviewed above, SEMA operates a specific framing – or reframing – of environmental management issues, offering bearing points which guide analysis towards aspects of the management situation that are most important to those wanting to act strategically towards obtaining changes to solve a particular environmental problem. This can be useful for various kinds of applications. As we present the four main ones, we will underline how the SEMA framework effectively leads to specific perspectives and sheds light on areas that are left as blind spots by many other, particularly collaborative, approaches.

4.1. Diagnostic approach to conservation issues

The most immediate application of the framework is to guide the diagnosis of complex conservation problems; two examples of this application are given here.

The first is brown bear conservation in the Western Pyrenees, which has already been mentioned in the introduction. This situation has emerged as a real textbook example of what can go wrong when sector-based interests opposed to conservation strategically employ collaborative approaches. In the western part of the mountain range, a system of joint management has been put in place, which is presented by its promoters and by local farming interests as an example to follow for local, participatory management of conservation issues (Ollagnon, 2003). A field study, focusing on actor strategies and power relations and their effects on bear management, first showed that the management plan established in 1994 rested on an incomplete diagnosis, which avoided issues that were essential for bear conservation, but problematic for the sheep industry. The study

also found that stakeholder round-table discussions and the decision-making process were designed in such a way that sheep farming and forestry interests had complete control of actual decisions and of the financial support received. In other words, they used their decision power to decide which actions they saw fit for farming or forestry interests, and used in that way funds that had been allocated on the basis of what was presented as an innovation in environmental management (Mermet, 2001, 2005; Poux, Dubien, & Servheen, 1996). In addition, the enquiry provided a detailed description of the strategies developed against bear conservation by the sheep-farming interests and their political allies under the banner of alleged local roots (Benhammou & Mermet, 2003), and showed how their discourse systematically, strategically (and inaccurately) reframed the confrontation between the sheep and forest industries on the one hand, and bear conservation and tourism on the other, as a confrontation between community-based, local concerns and needs, and extraneous pressures (Mermet, 2002). The research also analysed the way in which marginal uncertainties in the ecological data – uncertainties that had no arguable relevance for conservation actions – were blown out of proportion by the management institution which used strategically the theme of uncertainty and of the critique of expert-society relations as one of the tactics that allowed it to delay conservation action by ten years (Mermet & Benhammou, 2005). Under this system, which resulted in a lack of adequate conservation initiatives for fifteen years, the bear population in the western range is now technically extinct, and almost all of the conservation funding allocation has been used for the modernisation of sheep farming and forestry. By contrast, in the central range of the Pyrenees, a large project for bear population reinforcement, led by a coalition of NGOs, the Ministry of Environment and municipalities motivated by bear conservation, has allowed the restoration of a bear population, still fragile, albeit at the cost of open conflicts with the faction of farming interests most opposed to bear-conservation (Mermet, 2007b).

On a different scale, Taravella's in-depth study of deforestation in the Terra do Meio (Para, Brazil) enabled a profound understanding of the processes involved and of strategies that

may halt the environmental damage (Taravella, 2008, 2011). By analysing the strategies of the actors involved in deforestation, he first showed that the progression of the deforestation front results not only from the aggregation of uncoordinated individual initiatives, but that it depends on a collective action system where poor and rich farmers, the beef industry, and the agricultural branches of the Brazilian government cooperate to expand the territory covered by beef ranching at the expense of public forest. By a careful analysis of the technical and economic basis of the ranching activity that effects deforestation, he then demonstrated that the profitability of deforestation was dependant on the ability to make a substantial real-estate added value by converting illegally deforested public land into legally saleable ranches. In this context, he showed protected areas to be efficient against deforestation, even with less than keen enforcement, because they excessively compromise the possibility of legalizing the appropriation and conversion of public land. Finally, his work described how the gradual (and still fragile) success in curbing deforestation in the Terra do Meio (through new protected areas and somewhat more assertive enforcement) was the result of intense strategic mobilization of a socio-environmental coalition, extending from the local to the national level. Although on the local scale, the coalition was forced to operate from a different town since the legal action of the coalition advocating forest conservation was confronted with such violence from the actors of the deforestation system, making coexistence, let alone collaboration, impossible. Comparing his diagnostic analysis with other French studies of deforestation in the Amazon, Taravella showed the difficulty (or the reticence) of the latter to clearly focus on issues of environmental effectiveness (i.e. in stopping deforestation). The author also pointed out the prevalence of a discourse that deceptively reframes confrontation between the sectors involved in deforestation and the concerns defended by the socio-environmental coalition, presenting the situation as a confrontation between allegedly authentically Brazilian (in effect, farming) interests and foreign (in effect, environmental) pressures (Arnaud de Sartre & Taravella, 2009).

The experience gained through these and other diagnostics based on the SEMA framework confirms that it does indeed help lighting

up crucial aspects of environmental action that are often left in the shade. The framework, however, is no magic diagnostic tool *per se*: bringing it to bear requires further qualifications relevant to the specifics of each case... and hard work: (1) Positing clearly the environmental concern that will provide the benchmark for environmental effectiveness is a difficult research task *per se* (Leroy, 2006). It requires *inter alia* bridging between, on the one side, the scientific, expertise and the ecological controversies of the case, and on the other side, the politics of defining environmental problems. The positioning of the reference concern is the responsibility of the analyst. Analytically, it is the founding axiom of his work. In terms of relevance, it assumes that it will have value for some actors to know what the strategic context is, if they want to act in favour of that concern. That choice combines issues of feasibility (sufficient understanding and data must be available) and relevance (it is in the analyst's interest to choose a reference that may be relevant to actor strategies, such as using legal environmental commitments for leverage (Leroy, 2006)). (2) Field enquiry is seldom trivial in environmental management issues. In a SEMA perspective, they may become very challenging indeed. The intention of clarifying the conditions for environmentally effective action for change is often not welcome in field situations where power is held by a system of actors involved in an (environmentally) dysfunctional actual management system that would thus come under critique. Also, there are intense processes of counter-transference through which the researcher may tend to become emotionally involved in the (environmentally dysfunctional) actors' system which he is there to analyse and critique (Taravella, 2008). It should be underlined here that its conceptual framework – which this paper covers – is only one aspect of strategic environmental management analysis (SEMA). As an activity and research strategy, strategic analysis is also an analytic intervention that has to be borne out in the field by the analyst engaging with, and under the pressure of, often very intense situations. Such aspects are, however, beyond the scope of this paper. (3) A framework is... a framework. It posits and structures a matrix of guiding questions, but it cannot by itself provide the theoretical

or methodological resources to elaborate the answers to those questions in real, diverse and complex field situations. The SEMA framework cannot replace the multifaceted knowledge that is necessary to understand the functioning of the social-ecological systems under investigation. For instance, without Xavier Poux's expertise on farming systems and Christopher Servheen's expertise on bear biology, accurate and compelling diagnosis of bear management in the Western Pyrenees would have been impossible. The framework serves as a guide for an analysis: it organises questions, it helps to focus on a coherent and limited set of issues and assists with the choice of analytical tools and investigation methods, but it provides no substitute for the specific and demanding set of knowledge, tools and methods that are necessary to understand a given social-ecological system.

It must be realised also that the usefulness of a framework is evident only *ex ante* and *in itinere*. *Ex post*, once the diagnostic is clear, the facts seem to speak for themselves and it is easy to forget the guiding questions that have made their discovery possible. Here are a few examples from the two cases (bears in the Pyrenees and deforestation in Para) we just summarised. (1) In the bears' case, the strategies used to oppose conservation could have easily escaped attention – as they have escaped the attention of other analysts. By focusing attention on action for conservation and resistance to it, the SEMA framework helped to break through the elaborate façade of token collaboration in the Pyrenees. (2) In Para's case, without the framework calling attention on the importance of sector-based organised action, the organised character of deforestation and of the struggle against forest conservation would have probably been missed by the diagnostic, as it is missed by most of the literature on deforestation fronts that insists on tensions within the farming sector (e.g. between large and small ranchers); whereas Taravella shows that beyond these tensions, synergies (through employment, through politics, etc.) exist that play a crucial role. (3) In both cases, the actual importance of sector-based strategies in power dynamics can hardly be overestimated. In both cases, the farming sector exercises highly organised power behind a discourse of local community confronting pressure from the outside.

Many analysts miss the fact that it is the entire farming sector, from Olloron to Paris in the Pyrenees, from Para to Brasilia in the Amazon that acts strategically to confront demands for environmentally motivated change. (4) In a similar way, in both cases, success of environmental action for change is conditional on that action being able to mobilise resources at several scales, from local to national and international. By putting a clear focus on strategic action and organisation of those who act in favour of conservation, the SEMA framework has helped to move beyond analyses which tend to focus attention on local interaction and thus to play into the hand of those actors (and activity sectors) which currently exercise hegemony locally.

4.2. Analysis of organisations involved in environmentally motivated change

Organisation can refer either to the process of organising or to the resulting organisation; and this in turn can refer either to a system of organised action or to one organisation, instituted as such and having some form of explicit unified management (a company, an NGO, a club, etc.). Up to this point, the focus of the paper has been on the first two meanings – e.g. the structuring, organising strategic games of strategic environmental actors and their sector-based and rule-making counterparts, or the organised character of strategies such as those involved in deforestation for ranching in the Terra do Meio. The SEMA framework is also useful for studying how action for environmentally motivated change works within organisations such as a company, NGO, public agency or government department.

Leménager (2010) examined how issues regarding degradation and the management of aquatic ecosystems were treated by the hydraulic energy branch of EDF, the French electric utility. Through careful field studies in the company's central and regional offices, and on the ground at the large River Dordogne basin, she found evidence of the partly adversative negotiations described above - external strategic environmental actors were putting pressure on EDF to make changes to mitigate the impacts of dams, while the company reacted with a mix of resistance, integration and problem redefinition. She also demonstrated in detail the way in which a similar structuring

differentiation of actors' roles constantly takes place within the firm, with persons or sections in charge of environmental issues acting strategically both internally, to force other sections to change detrimental behaviour towards ecosystems, and externally, to negotiate defensively the company's case against environmental pressure groups and regulators, and thus limit or reorient environmentally motivated pressure on the firm. This focus brought by the SEMA framework is particularly useful for the study of strategy in/for corporate and administrative organisations, which tend to downplay systematically internal tensions, whereas these are the very driving force of environmentally motivated change. Another useful contribution of the framework in this context is the obdurate focus on environmental effectiveness of environmental action, which does not automatically align with the main criteria of organisational performance, and so deserves a specific, environmental concerns centred analysis.

Strategic environmental management analysis focusing on specific organisations can also be useful for work on the strategy of environmental NGOs. Indeed, in a SEMA perspective, these can on the one hand be seen as an embodiment of the "strategic environmental actor" – i.e. a notional functional role in the inter-organisational game of environmental management. On the other hand, they are organisations which, like any other, have to care for their organisational and financial viability, to struggle for their development and their position within the growing industry of environmental advocacy (Gaudefroy de Mombyne [Leménager] & Mermet, 2003). In their analysis of the strategy of the Tour du Valat – an NGO playing an important role especially with regard to Mediterranean wetlands – Guillet and Leroy (2010) indeed found that a central issue in the NGO's governance is the clear articulation of whether the organisational strategy of the NGO (activity plan, human resources, funding strategy etc.) effectively leads to efficient strategic action in the complex struggle for the sustainability of Mediterranean wetlands. Management has to account to the governing body both for the general management of the NGO and for the effectiveness of its strategic action in favour of Mediterranean wetlands. Indeed, there is a close link between

organisational choices and the strategies these choices allow to be implemented in the public arena of environmental advocacy. But the analysis of these links, and thus, the accountability of the NGO for its efficiency as a strategic environmental actor are difficult to assess, considering the complexity of contemporary environmental strategic situations in which the NGO has to intervene, combined with the complexities involved with the running of any organisation. Just as in the company example, the guiding questions of the SEMA framework help to follow the complex chains of strategic action, both within the organisation and externally, that may lead to effective intervention in favour of the reference environmental concern (in this instance, wetland conservation in the Mediterranean). In the study of environmental NGOs' strategies, the tensions we underlined in the second section of the paper between a functional reading of the environmental actor (who acts for a particular environmental cause), of the differential reading (what differences and tensions are thus induced) and structural (how do environmental actors operate as organisations) become central in the analysis.

There is less experience so far in using the SEMA framework for this type of organisational analysis than there is for the study of strategic action in public decision-making processes. But the existing research suggests it has a high potential for the study of companies, NGOs or administrative organisations (agencies, government departments). At this stage, two points should be noted. (1) The SEMA framework leads to perspectives that are clearly different from the currently predominant approaches to environmental management in organisations, which tend to see it in collaborative terms, by underlining proactive "win-win" initiatives, social and environmental responsibility, or joint learning and innovation processes. Whereas collective learning may be a result of managerial processes, focusing on the dynamic tensions and dissensus that underlie action for change brings the analyst much closer to the actual experience of those acting within the organisation for environmentally motivated change. Indeed, a SEMA approach to environmental management by companies is not just a reiteration of the view that they integrate environmental issues mainly under the influence of external pressures: SEMA does give an

important role – confirmed by field data – to such pressures, but shows that both reactive and proactive environmental behaviour of the company are part of wider, highly dynamic and complex, partly adversative and partly collaborative, strategic and organisational processes. (2) Again, SEMA essentially provides a framework. Detailed analysis and field research to answer the framework's guiding questions have to rely on resources from strategic management, organisation theory, organisation sociology, and on various methods for social science intervention in organisations. It is important to note that the relevant theoretical and methodological resources for the study of organisations are significantly different from those to be mobilized in the study of the wider, largely public arena of ecosystem management. SEMA work complements and overlaps with the field of management that deals with the strategy of organisations.

4.3. Policy evaluation

Policy evaluation is a third domain where SEMA reframings can provide useful leverage. As will be discussed below, they help to put the focus of evaluation onto the environmental effectiveness of policy, rather than e.g. on stakeholders' consensus or on technicalities of implementation efficiency. The first use of SEMA for policy evaluation was for the evaluation of wetland policies in France (CIME, 1994) and provides a good example. In 1993 at the onset of that evaluation, massive but anecdotal evidence had been accumulating for about 15 years regarding the rapid degradation of French wetlands, and efforts to conserve wetlands had become an important part of nature conservation policy. The Ministry of Environment used a newly instituted inter-ministerial policy evaluation procedure to launch an evaluation of wetland policy. In the lively methodological debate that accompanied the start of the evaluation, the evaluation team used the main SEMA concepts to guide the problematic and methodology of the evaluation. It first insisted that a priority was to consolidate the existing evidence on changes in the condition of wetlands at a national scale, in a way that was both feasible in terms of the available expertise and data, and that would hold firm in the face of strategic attempts to cast doubt on the reality of wetland degradation. This

was achieved by establishing a list of the main French wetlands. For each of the 76 wetlands in the list, a questionnaire was sent to two experts who were asked to describe changes in the wetlands condition on the basis of the best available data. The second focus advocated by the evaluation team was on which policies were to be considered for evaluation. Based on the actual/intentional dual concept of management, the evaluation team proposed to consider the whole set of policies that had an impact (positive or negative) on wetlands condition – i.e. the “actual policy”. The two experts working on each wetland were first asked to identify all public policies that had an impact on the wetland, then qualify (and when possible, quantify) that impact and only later to focus more on policies aimed at improving wetland conditions.

This clear focus on the link between policy and ecological impact, and on the interaction between environmental policy and the environmental impact of other, sector-based, policies led to unambiguous results. Of the 76 wetlands considered, over the 30 years covered by the evaluation, 12 had suffered major damage, 53 significant damage, 8 had remained more or less stable and the environmental condition of 3 had improved. Sector-based public policies—such as support for drainage, filling for development and infrastructure, permitting of quarries, subsidies for the plantation of conifers on peat bogs etc - were clearly identified as the main causes of such transformations of wetlands. 65 wetlands had been affected by policies of the ministry of agriculture; 39 by policies of the ministry of public works or local and regional authorities; and 20 by policies (including permitting procedures) of the ministry of industry. Policies aimed at conserving wetlands were shown to absorb approximately one half of conservation funding and administrative effort in France. The main ones (various programmes to establish conservation areas by buying land or through regulations) covered approximately 7% of the total area of the wetlands in the evaluation’s list. The evaluation also examined planned policy changes and showed that whereas it was possible that the rate of degradation may slow down, there was no tangible possibility of stabilizing the ecological condition of wetlands in the next ten years. The publication of the report in the

spring of 1994 triggered some debate on methodology (see for instance Lascoumes & Setbon, 1996), but also led the government to launch a “national wetland action plan” in May 1995. Amongst other measures, the plan included features such as a review of existing laws so as to suppress rules inherited from past conditions that pushed strongly for the destruction of wetlands (for instance articles in the rural code that made it compulsory for landowners to use it for agricultural production or to lease it, or heavier taxation rates on meadows than on intensive agriculture on arable land).

Since that first case, the SEMA framework has been used in other studies that have combined policy evaluation and field diagnostic analysis, most notably Leroy’s (2006) evaluation of environmental programmes associated with hydropower development at the Manantali dam on the Senegal River in West Africa. This milestone research not only carried through a SEMA diagnosis on an environmental problem of very large proportion (the degradation of wetlands and ecosystems in the Senegal valley). It also supports detailed elaboration and discussion of several important theoretical and methodological points in SEMA. One of its outcomes was to show the necessity, the difficulty and the possibility of clearly placing the evaluation of a given environmental programme within the (often incomparably wider) context of the actual management of the ecosystem and environmental issues that should serve as a touchstone for the programme’s evaluation.

Three points should be underlined here regarding the SEMA perspective in evaluation.

(1) The way it frames evaluation is in clear contrast with the two most prevalent approaches to evaluation. The first common approach involves the evaluation of a given programme, trying to establish whether or not it has reached the targeted outcome(s). With regard to environmental matters, this is usually doubly self-defeating. (a) From a methodological standpoint, a single environmental programme is often only a small part of all the public action that impacts an ecosystem, so it is methodologically very difficult to identify effects without simultaneously evaluating other policies and programmes (that often have a larger ecological impact). (b) Confronting directly, out of strategic context,

a given environmental program to desired outcomes is also defeating in terms of its political consequences: such an evaluation may attribute a lack of positive ecological results to the very programmes that attenuate negative impacts, rather than to the sector-based programmes that cause them. The evaluation can thus weaken further the public effort for better ecosystem management. The second predominant approach to evaluation is based on stakeholder discussion of the policy, in line with the collaboration-building approaches we have discussed above. Here the difficulty is that often a majority of (e.g. wetland) stakeholders, in terms of influence, are the very sector-based actors who are involved in organised action in projects and programmes that are accountable for (e.g. wetland) environmental degradation. Focusing evaluation on a facilitated discussion of policies between these stakeholders makes the clarification of responsibilities, which requires a focus on clearly defined ecological concerns, highly vulnerable to covert but effective defence of the status quo.

(2) By clearly differentiating “actual policy” and “intentional policy” regarding a given environmental concern, and by linking the two in a systematic way, the SEMA framework helps to bridge the gap between environmental evaluation of policies (usually of sectoral policies, for instance through “strategic assessment”) (see for instance Fischer, 2007) and the evaluation of environmental policies (see for instance Crabbé & Leroy, 2008). The disjunction between the two is a long-standing issue in the development of evaluation in the field of environmental policies and SEMA brings a sound theoretical basis and methodological indications to tackle that issue systematically.

(3) The third point regarding SEMA evaluation is that the fundamental choice to focus on one reference concern seems to be increasingly relevant in a context where the accumulation of contradictory policies, and the ambiguous formulation of policy aims (*inter alia* through largely procedural, rather than substantive policies) are ever more a feature of politics and policy-making. This is especially – but not only – true in the field of environment and sustainable development (Mermet, Billé, & Leroy, 2010). This context of varying degrees of overtly contradictory policy-making also brings us back to the heart of the contemporary

ecological crisis as we sketched it in the paper’s introduction: a parallel (though asymmetric in terms of power) acceleration of ecosystem-degrading development policies and conservation efforts. Here, evaluation with a clear focus on precisely defined environmental concerns is essential if we are to move past the contradictions, or at least clearly confront them.

4.4. Strategic assessment of environmental management approaches and doctrines

In environmental management many contributions, both practical and academic, as well as much debate, revolve around the promotion and refinement of prescriptive management approaches. Adaptive environmental assessment and management, mediation, integrated coastal management, ecosystem management, integrated water resource management are but a few examples. Such approaches rely: (a) on a diagnostic analysis of one or a number of aspects of environmental problems that the promoters of the approach generally consider to be inadequately perceived or addressed; (b) on the prescription of an approach for how to manage environmental issues based on careful treatment of these aspects; and (c) on practical instructions and methods, usually including a set of guiding principles, new management procedures and a tool-box for some of the management tasks involved. Promoters of such approaches are often so enthusiastic that they seem to think that all (or most of) the previous ones are rendered obsolete, and that their approaches are applicable, or should at least be tested, for a very wide range of environmental management situations. Furthermore, it is striking to note how often one approach gains such a wide audience and support over a period of several years that it becomes “the only game in town”, as Jeffrey and Geary (2006) observe of “integrated water resources management”. In some cases, such an approach may be institutionalized and thus become a doctrine, officially guiding management. A few years later, however, and such approaches and doctrines frequently disappoint, not having emerged as the hoped for cure-all and are eventually replaced by others. Looked at more soberly, each approach is an adequate response to certain management situations on the ground, and also provides successful answers to a number of questions or gaps that become important, at

a given period, for the environmental management field in general – thus the striking “fad” effect behind their rapid spread. What then is required is a way to review approaches so as to assess which one is appropriate to manage a given situation on the ground. In her criticism of “panaceas”, Ostrom (2007) notes that such a review requires a framework to systematically organise questions that would allow characterisation of a given context in order to assess which of several approaches would be relevant. A framework also helps to identify which aspects of management situations a given approach is able to cover, and what other aspects it cannot address.

Billé used the SEMA framework in this manner for an in-depth review of integrated coastal zone management (ICZM), the currently hegemonic doctrine for managing sustainability issues in coastal areas. Based on the organising questions and concepts of SEMA, he analysed in detail the numerous volumes of guidelines that describe and promote the approach. He followed the critical debate about SEMA and its blind spots, and studied implementation problems in the field through case studies. He exposed certain “illusions” of the approach (Billé, 2008), for instance the “coastal manager” who is often referred to in ICZM literature as the operator of integrated coastal management, although there is no clear concept of who could be in a position to integrate management in such complex situations. He also identified specific implementation problems that have their source in the blind spots of the approach (Billé & Mermet, 2002). For instance, when an actor implements a project on the ground that is supposed to integrate conflicting environmental and development perspectives, in situations where there is no strategic environmental actor strong enough to advocate significantly for the environmental concerns, the ICZM project operator is caught in a dilemma. He can either fill the gap and play that role himself – thus joining the environmental sector and undermining his role as mediator and integrator. Or he can stay in his mediation role, thus actually only supporting the development sector involved since there is no advocacy on the environmental side. In other cases, it appears that when an ICZM project leader arrives on the ground, he has to find some leeway for his project in areas where

many other projects are already underway. Since it is unlikely (in the context of real-world administrative and political power processes) that already established projects will easily hand over to him the role of coordinator and overseer, he may have to find a niche of unresolved problems that will justify the effort and expense of the project. He thus becomes one more project leader, alongside the already existing sector-based or environmental ones. Billé’s assessment also shed light on an issue identified as problematic by the ICZM community: evaluation. He showed that in ICZM the focus almost always drifts from integration of coastal management as an objective towards integrated management projects: i.e. one of the possible means (an ICZM project) becomes the aim. When this drift occurs, instead of bearing on the actual process and level of integration of coastal management, evaluation confines itself to ICZM projects and their implementation. As a result, whether management of the coastal areas actually becomes more integrated remains out of reach for the evaluation, frustrating the ICZM evaluator (Olsen, Tobey, & Kerr, 1997) and gradually undermining the credibility of the approach. Based on this diagnosis, Billé (2007) proposed an alternative evaluation approach, along the lines presented earlier in the paper: to assess separately to what extent the actual management of the coastal area under evaluation meets the expectations of integrated management, and what is the contribution of evaluated ICZM projects.

In its applications for the assessment of environmental management approaches and doctrines, the contribution of SEMA is twofold. On the one hand, it helps to identify in general which features intrinsic in the design of the approach under scrutiny entail limitations or blind spots in the ability of the approach to deal with the strategic dimensions of environmental management. On the other hand, in dealing with specific cases, it provides an alternative to, or a way to complement approaches that are weak in their ability to deal with the strategic dimension. For instance in our field experience, this has repeatedly helped to tell apart cases of effective and of token environmental participation (see the diagnostic section above). Overall, by providing a way to examine both the strategic limitations intrinsic in the design of a given environmental management

approach and the specific of its implementation in a given strategic situation, the SEMA framework allows to avoid the all too current case where failures due to an intrinsic design defect in an approach is attributed repeatedly to anecdotal difficulties in implementation.

Of course, in this use as a framework and approach to assess other frameworks and approaches, SEMA can only claim to express, in a coherent and relevant way, one of the possible perspectives. How does it compare, for instance, with the framework Ostrom (2007) proposed to assess cure-all approaches to environmental management. The framework is derived from the Institutional Analysis and Development framework, from her work on governance of the commons (Ostrom, 1990) and the from the massive research they have underpinned over the last two decades. It proposes to review “panaceas” based on a systematic review of factors affecting the effectiveness of various institutional arrangements and governance approaches, depending on the diversity of field situations of resource management. The SEMA framework focuses the diagnosis of the fit between environmental approaches and management situations onto a different set of issues such as strategic agency in implementing the approach, the conflict-generating differentiation of actors’ roles as it unfolds in environment-development dialectics, or the capacity (or lack of it) of minority strategic actors to create tangible accountability for ecological outcomes of management. Of the two frameworks, the first may ask the second: “How do your struggles between environmental and other actors stabilize into viable institutional arrangements that will be sustainable over time?” And the second to the first: “Once you have identified what would be an appropriate institutional arrangement for a given resource management problem, who is going to put it into force on the ground, exercising what power, using what strategy, and confronting what opposition?” Each can illuminate a problem from a specific perspective. Just as there are no panaceas, there is no panoptic framework that would unify systematic assessment of environmental management approaches. The best one can expect from management approaches is to help in some situations and contribute to the environmental management field in general at a

certain juncture of its evolution; the best one can expect from theory and frameworks is that each provides a partial but clear perspective that can ground a partial, methodologically explicit, in depth investigation, so as to contribute in a systematic way to the discussion of management situations and approaches.

Conclusion: Explicit and systematic (rather than covert and ambiguous) partiality

Social-ecological systems are very complex. Any analysis can only be partial, both in the sense that it can cover only some of their elements and connections, and that in order to do so it has to choose one perspective which, deliberately or not, makes the analysis more favourable or more useful to some actors than to others. In our experience with SEMA-based interventions and research, the aspect of the framework that raises most objections is that, by choosing the nature and level of the ecological concerns that will found the strategic analysis, it accepts to be based on a clear, systematic choice of partiality. In an attempt to elude partiality, many current approaches would like to be regarded as directly in the service of all actors, trying to act jointly so as to conserve or restore healthy ecosystems and to build a sustainable future.

But when we state that “we” should conserve biodiversity and manage ecosystems so as to preserve their functional potential and use resources in a sustainable way, the “we” that should manage is just a figure of speech, a normative horizon, a notional subject. Any real actor that concretely acts in favour of conservation and sustainable management is just one actor in the social-ecological system, trying to (inter)act with/on other elements (human or natural) from within the system, in such a way that a sustainable management emerges from the sum of human actions on the ecosystem. Even when the “we-that-manages” is worked into an acting assembly, either conceptually (like Latour’s (2004) “cosmopolitical collective”) or in a more tangible managerial and policy manner (the innumerable joint-management arrangements putting all stakeholders “around the table”), assembly decisions in favour of a given ecological element are still the result of a motion by one member, one part or one

Table 1. Contrasting the perspectives of collaborative approaches and of strategic environmental management analysis

Principles of collaborative approaches	Principles of strategic environmental management analysis
Involving all stakeholders is essential	Strategic action of a stakeholder effectively promoting the environmental concern at stake is essential
Scientists and social actors must invent new ways to work together	Environmental science should link up with strategic social science approaches in favour of environmentally motivated action for change
Management is to be conceived in terms of process and collective learning, rather than on the basis of a given substantial goal	Central to environmental management is a strategic intervention in the decision-making process by promoters of given, substantial, environmental goals
The manager is essentially a facilitator pursuing integration and balance of various concerns	The most important contributor to environmental management is the one who intervenes to change balances in favour of given environmental concerns
Solutions rely essentially on coordination, institution-building and rule-making or planning	Solutions rely essentially on strategic action to displace existing (environmentally) dysfunctional coordination, institutions and rules
It is essential to focus on local scale and place, as well as on global issues	It is essential to focus on sectors of activity that organise actual management of ecological systems across scales, from local to global

party of the assembly. Hence it is not possible for any analysis of a social-ecological system to serve directly the assembly: the best it can aim for is to serve the assembly – to serve us all – indirectly, through a member, a part or a party of the assembly. Here lie both the theoretical foundation and the practical justification of strategic environmental management analysis, as well as its necessity in parallel with collaboration-based approaches.

Approaches based explicitly or implicitly on a collaborative concept of environmental management are in the service of that member, part or party of the assembly which attempts to accommodate as far as possible all members' expectations: the chair, a government, a facilitator, a convener of deliberations, a rule-maker, etc. This can be a highly useful contribution, but it has intrinsic limits. First, it is difficult – or impossible – to simultaneously advise the chair of an assembly and each of the parties individually to help them to be as efficient as possible in displacing the assembly's politics in favour of the specific concern they are advocating. Thus specific approaches will be needed for specific advocacy needs. Second, social-ecological assemblies are political, and political assemblies are chaired by one party, or a coalition, so that the common good perspective is always constructed in a way that privileges the interests supported by that particular party or coalition. In many (if not a vast majority of) environmental issues, power is not exercised by actors or coalitions whose clear priority is to satisfy environmental concerns. Consequently, in complement to

approaches helping the leadership (or the mediator) to implement through collaboration his own combination of common interests and sector-based development agenda, an approach is needed to help promoters of environmental concerns. Here, strategic analysis of the social-ecological system based on explicit environmental concern can provide a contribution both to critique and to field intervention in support of action.

Its contribution to critique is to help promoters of an environmental concern to analyse collective actions and assess whether and to what extent they do or do not, in a given situation, effectively meet that concern. With the rise of collaborative approaches almost to a point of hegemony, there is now a great need for such critical analysis in many different field situations, in various domains of policy, at all scales of environmental management. The SEMA framework can help to conduct that critique in an organised, systematic, theoretically explicit way. In this paper we have provided examples in policy evaluation and in the discussion of environmental management approaches and doctrines.

The contribution of SEMA to action-oriented field research and intervention is to help the same actors to understand what elements and connections in the system are decisive and should be taken into account to organise strategic action for a change to the system. A crucial aspect of acting to change a (social-ecological) system from within is that such action is intrinsically divisive. It cannot occur without a structuration that differentiates, in a given situation,

the actors who push in favour of a given concern and those who don't, or push against it. Management that really addresses a given environmental concern has to be based on creating a productive tension between that concern and the overall dynamics of the social-ecological system as they affect outcomes related to it. The key concepts of the SEMA framework - the strategic environmental actor / sector-based actors; actual management / intentional management; the ecological concern which serves as the reference both of the action and of the analysis - guide the analysis of the social-ecological situation. It does so in a way that gives salience to those elements and connections which are most important in terms of the environmental bottom-line, of the strategic environmental actor's aims and of his strategic actions and interactions with other actors.

The contrasts and dialectics between SEMA and collaborative approaches, as argued in this paper, can be summarized in table form (Table 1).

This overview suggests that the two perspectives are not incompatible: both are instrumental in managing environmental issues. Each leads to the other: powerful action for change and advocacy leads to the need and possibility of renegotiating more environmentally-oriented rules; the intention to negotiate environmental rules triggers both a need for environmental advocacy and strategy, and a resistance to it. But the dialectic complementarities between the two perspectives can function only if they remain clearly distinct, as are advocacy and policy integration, or the roles of the negotiator and of the mediator. Eclectic or synthetic approaches that would attempt to encompass both perspectives in a single one are either subordinating one to the other or sitting between two seats, in a place that has no real leverage for action. Change, or transition to effectively take into account environmental issues, rely on the dynamic dialectic between two distinct efforts: the one to build up pressure and tension in favour of the environment, and the one to integrate that pressure and tension with other concerns (economic, social, etc.). It is essential to acknowledge how fundamentally action for change differs from the mediation between that action for change and other concerns and actions in society. Both are needed, as distinct moments of the dialectic

of change. The ever present temptation to confuse both moments in an effort that would at the same time act for change and mediate is not helping. On the contrary, it is undermining the dynamics of environmentally motivated change. Furthermore, in a literature and a practice that tend to favour the second sort of effort (collaboration, mediation), it is essential that action for environmentally motivated change receive the same level of attention.

There is a wide consensus that understanding and managing social-ecological systems is an interdisciplinary effort. The purpose of the SEMA framework is to provide a systematic set of concepts to mobilise and organise resources from various disciplines in a way that satisfies the specific needs of actors who advocate a given environmental concern. It guides analysis not in the sense that it would provide all the concepts and tools needed. To understand the complex chains of causality and accountability associated with a given environmental problem, the analyst has to mobilize knowledge, concepts, interpretations, methodological tools from many other types of research, from disciplines ranging from ecology to law, from economics to agronomy, from anthropology to geographic information systems. Moreover, each environmental problem brings out specific challenges, so that no standard toolbox can be appropriate. The framework's contribution is to help the analysis to keep focused as it mobilises heterogeneous bodies of knowledge and links them together. It helps to ascertain what needs to be accounted for in order to build a useful account of why a given environmental concern is not met, and provides a useful perspective on who could act and in what strategic context, so that it may be met in the future.

Again, we are not advocating that strategic environmental analysis would be a "new" perspective that should make collaborative approaches obsolete. The repeated claim by supporters of "new paradigms" that they will make others approaches "old", useless or even shameful, is to us only a sign of the roughness with which they participate in the politics of ideas. It explains the faddish succession of management doctrines that is so amusingly and pointedly portrayed by Shapiro (1996) in the field of business. State regulations and

instruments, environmental activism and many other approaches may have gone out of fashion for a while, but they have not disappeared as important dimensions of contemporary environmental management. In fact, any dimension of management, old or new, in or out of fashion, can be decisive in some cases, under some circumstances. Each one deserves to be supported by adequate analytical resources. Strategic, environmentally

motivated action for change certainly is decisive in many situations of the current crisis threatening biodiversity, ecosystems and the resources they provide. Strategic environmental management analysis proposes analytical resources for it, in support of those actors who carry it out – a support even those who rely on collaborative approaches as a strategy for change may well find useful in reaching their environmental purpose. ■

References

- Armitage, D. H., Plummer, R., Berkes, F., Arthur, R. I., Charles, A. T., Davidson-Hunt, I. J., et al. (2009). "Adaptive co-management for social-ecological complexity". *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(2), 95-102.
- Arnaud de Sartre, X., Taravella, R. (2009). "National sovereignty vs. sustainable development lessons from the narrative on the internationalization of the Brazilian Amazon". *Political Geography*, 28(7), 406-415.
- Benhammou, F., Mermet, L. (2003). « Stratégie et géopolitique de l'opposition à la conservation de la nature : le cas de l'ours des Pyrénées ». *Natures, Sciences, Sociétés*, 11(4), 381-394.
- Billé, R. (2007). "A dual-level framework for evaluating integrated coastal management beyond labels". *Ocean & Coastal Management*, 50(10), 796-807.
- Billé, R. (2008). "Integrated coastal zone management: Four entrenched illusions". *Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, 1, 1-12.
- Billé, R., Mermet, L. (2002). "Sectorialization of an integrated coastal management programme: A case study in Madagascar". *Journal of environmental planning and management*, 45(6), 913-926.
- Bingham, G. (1986). *Resolving environmental disputes, a decade of experience*. Conservation Foundation.
- Carlsson, L., Berkes, F. (2005). "Co-management: concepts and methodological implications". *Journal of environmental management*, 75, 65-76.
- Chapin, F. S., Carpenter, S. R., Kofinas, G. P., Folke, C., Abel, N., Clark, W. C., et al. (2010). "Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet". *Trends in Ecology and Evolution*, 25(4), 241-249.
- Checkland, P. (1989). "Soft Systems Methodology". In J. Rosenhead (Ed.), *Rational Analysis for a Problematic World - problem structuring methods for complexity, uncertainty and conflict* (pp. 71-100): John Wiley and Sons.
- CIME. (1994). *Les Zones humides, Rapport de l'instance d'évaluation*. Paris : La Documentation française.
- Clark, W. C. (1986). "Sustainable Development of the Biosphere : Themes for a research program". In Clark, W.C. & Munn, R.E. (Eds.), *Sustainable development of the biosphere*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Clark, W. C., Crutzen, P. J., Schellnhuber, H. J. (2005). *Science for Global Sustainability: Towards a New Paradigm*. Cambridge, Mass.: Centre for International Development, Harvard University.
- ComMod, C. (2005). « La modélisation comme outil d'accompagnement ». *Natures, Sciences, Sociétés*, 13(2), 165-168.
- Crabbé, A., Leroy, P. (2008). *The Handbook of Environmental Policy Evaluation*. London: Earthscan.
- Crozier, M., Friedberg, E. (1977). *L'acteur et le Système*. Paris : Seuil.
- Deleuze, G. (1969). *Logique du sens*. Paris : Éditions de Minuit.
- Fay, D. A. (2007). "Mutual Gains and Distributive Ideologies in South Africa: Theorizing Negotiations Between Communities and Protected Areas". *Human Ecology*, 35, 81-95.
- Fischer, T. B. (2007). *The Theory and Practice of Strategic Environmental Assessment. Towards a More Systematic Approach*. London: Earthscan.
- Gaufrey de Mombyne [Leménager], T., Mermet, L. (2003). « La stratégie d'une ONG internationale d'environnement - articuler biologie et management, action publique et concurrence ». *Gérer & Comprendre*(73), 14-24.
- Godard, O. (1996). *L'environnement, du concept au champ de recherche et à la modélisation*. Paper presented at the Journées 1995-1996 du Programme « Environnement, Vie et Société » du CNRS, Paris.
- Grumbine, R. E. (1992). *Ghost bears: exploring the biodiversity crisis*. Washington, D.C.: Island Press.
- Grumbine, R. E. (1994). "What is Ecosystem Management?" *Conservation Biology*, 8, 27-38.
- Guillet, F., Leroy, M. (2010). « La gouvernance d'une ONG de conservation de la nature - perspective stratégique ». *Politiques et Management Public*, 27(1).
- Holling, C. S. (1978). *Adaptive Environmental Assessment and Management*. IIASA - John Wiley and Sons.
- Imperial, M. T. (1999). "Institutional Analysis and Ecosystem-Based Management: The Institutional Analysis and Development Framework". *Environmental management*, 24(4), 449-465.
- Jeffrey, P., GearEy, M. (2006). "Integrated water management: Lost on the road from ambition to realisation?" *Water Science and Technology*, 53(1), 1-8.
- Koontz, T. M., Thomas, C. W. (2006). "What do we know and need to know about the environmental outcomes of collaborative management?" *Public Administration Review, December 2006 special issue*, 111-121.
- Kovel, J. (2002). *The Enemy of Nature: The End of Capitalism or the End of the World?* London: Zed Books.
- Lascoumes, P., Setbon, M. (1996). *L'évaluation pluraliste des politiques publiques - enjeux, pratiques, produits*. Paris : G.A.P.P.-CNRS/Commissariat général du Plan.
- Latour, B. (2004). *Politics of Nature: How to Bring the Sciences into Democracy*. Harvard University Press.
- Leménager, T. (2010). *L'entreprise stratège et négociateur en matière d'environnement*. Éditions universitaires européennes.

- Leroy, M. (2006). *Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal : action et inaction publiques internationales*. Paris : L'Harmattan.
- Margerum, R. D. (1999). « Integrated environmental management: The foundations for successful practice ». *Environmental management*, 24(2), 151-166.
- McCloskey, M. (1996). "The Skeptic: Collaboration has its limits". *Hith Country News*.
- Mermet, L. (1992). *Stratégies pour la gestion de l'environnement - La nature comme jeu de société?* Paris : L'Harmattan.
- Mermet, L. (2001). « L'Institution patrimoniale du Haut-Béarn : gestion intégrée de l'environnement ou réaction anti-environnementale ? » *Responsabilité & Environnement*(21), 9-21.
- Mermet, L. (2002). « Homme ou vie sauvage ? Société locale ou bureaucratie centrale ? Faux dilemmes et vrais rapports de force ». *Responsabilité & Environnement*(28), 13-20.
- Mermet, L. (2005). « Et si les « gagnants-gagnants » avaient « gagné-perdu » ? Pour une comptabilité analytique des enjeux de la négociation ». *Négociations*(1), 11-26.
- Mermet, L. (2007a). « Débattre sans savoir pourquoi : la polychrésie du débat public appelle le pluralisme théorique de la part des chercheurs ». In M. Revel, C. Blatrix, L. Blondiaux, J.-M. Fourmiau, B. Hérard-Dubreuil & R. Lefebvre (Eds.), *Le débat public, une expérience française de démocratie participative* (pp. 416). Paris : La Découverte.
- Mermet, L. (2007b). « Quand un principe cosmopolitique, hypostasié en institution de gestion, devient machine à exclure : le cas de l'ours dans les Pyrénées ». In J. Lolive & O. Soubeyran (Eds.), *L'émergence des cosmopolitiques* (pp. 259-271). Paris : La Découverte.
- Mermet, L., Benhammou, F. (2005). « Assurer l'inaction dans un monde familier : la fabrication stratégique de l'incertitude ». *Écologie et politique*(31), 121-136.
- Mermet, L., Billé, R., Leroy, M. (2010). "Concern-Focused Evaluation for Ambiguous and Conflicting Policies: An Approach from the Environmental Field". *American Journal of Evaluation*, 31(180-198).
- Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J.-B., Poux, X. (2005). « L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement ». *Natures, Sciences, Sociétés*, 13(2), 127-137.
- Mintzberg, H., Lampel, J., Ahlstrand, B. (2005). *Strategy Safari: A Guided Tour Through The Wilds of Strategic Management*. Free Press.
- Mintzberg, H., Quinn, J. B., Ghoshal, S. (1995). *The Strategy Process*. London: Prentice Hall.
- Ollagnon, H. (2003). « Stratégies pour une gestion patrimoniale de la biodiversité ». *Bulletin de l'Institut royal des sciences naturelles de Belgique*, 73(Suppl.), 29-36.
- Olsen, S., Tobey, J., Kerr, M. (1997). "A common framework for learning from ICM experience". *Ocean & Coastal Management*, 37(2), 155-174.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action* Cambridge: Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2007). "A diagnostic approach for going beyond panaceas". *PNAS*, 104(39), 15181-15187.
- Pochon, A. (2001). *Les sillons de la colère - La malbouffe n'est pas une fatalité*. Paris: Syros (Alternatives Économiques).
- Poux, X., Dubien, I., Servheen, C. (1996). *État des lieux de la population ursine et de son habitat dans le Haut-Béarn ; stratégies de conservation et de renforcement éventuel*. ASca-IUCN-Université du Montana/IPHB.
- Robbins, P. (2004). *Political Ecology: A Critical Introduction*. Wiley-Blackwell.
- Rowell, A. (1996). *Green backlash - Global subversion of the environmental movement*. Londres: Routledge.
- Shapiro, E. (1996). *Fad Surfing In The Boardroom: Managing In The Age Of Instant Answers*. New York: Basic Books.
- Shellnhuber, H. J. (1999). "Earth system' analysis and the second Copernician revolution". *Nature*, 402, C19-C23.
- Susskind, L. (2009). "Twenty-Five Years Ago and Twenty-Five Years from Now: The Future of Public Dispute Resolution". *Negotiation journal*, 25(4), 551-557.
- Taravella, R. (2008). *La frontière pionnière amazonienne aujourd'hui : projet socio-environnemental de conservation forestière contre dynamique pastorale de déforestation*. AgroParisTech-ENGREF, Paris.
- Taravella, R. (2011). « Les rouages contemporains de la déforestation en Amazonie orientale : le cas de la Terra do Meio (Pará, Brésil) ». *IDDRI, Analyses n°02/11*, 36 p.
- Walton, R. E., McKersie, R. B. (1991 [1965]). *A Behavioral Theory of Labor Relations - An analysis of a social interaction system*. Ithaca, NY: ILR Press.

Strategic Environmental Management Analysis: Addressing the Blind Spots of Collaborative Approaches

Laurent Mermet (Professor, AgroParisTech; Associate Research Fellow, Smith School of Enterprise and the Environment, Oxford University)



FOUNDED IN PARIS IN 2001, the Institute for Sustainable Development and International Relations (IDDRI) is born from three assumptions: the global changes resulting from human activities are unsustainable over the long-term; a complete transformation of development models is needed; this is possible if coherent policies are soon implemented at the global level to bring about changes in lifestyles.

IDDRI is an independent institute which aims to bridge the gap between research and decision-making: it uses scientific research to shed light on

political issues which have an impact on sustainable development and on key challenges to the transformation of development models. By coordinating dialogue between stakeholders whose interests are often at odds and mobilising teams of researchers through an extensive international network, IDDRI promotes a common understanding of concerns, while at the same time putting them into a global perspective.

IDDRI issues a range of own publications. With its *Idées pour le débat* collection, it quickly circulates

texts which are the responsibility of their authors; *Synthèses* summarize the ideas of scientific debates or issues under discussion in international forums and examine controversies; *Analyses* go deeper into a specific topic. IDDRI also develops scientific and editorial partnerships, among others *A Planet for Life*. *Sustainable Development in Action* is the result of collaboration with the French Development Agency (AFD) and editorial partnership with Les Presses de Sciences Po.

To learn more on IDDRI publications and activities, visit www.iddri.org

Concern-Focused Evaluation for Ambiguous and Conflicting Policies: An Approach From the Environmental Field

American Journal of Evaluation

31(2) 180-198

© The Author(s) 2010

Reprints and permission:

sagepub.com/journalsPermissions.nav

DOI: 10.1177/1098214010366047

<http://aje.sagepub.com>



Laurent Mermet¹, Raphaël Billé², and Maya Leroy³

Abstract

Environment and sustainable development show how policies are becoming ever more complex and ambiguous. This trend calls for new evaluation approaches. They need to be more clearly focused on specific, explicit concerns. They must be driven by a strategic concept of use to overcome the vulnerability to manipulation of many integrative, essentially procedural, approaches to policy making and evaluation. This article presents a conceptual framework for such evaluations and a four-step approach: defining the focal concern; developing criteria and synthesizing observations on the extent to which the focal concern is met; identifying and assessing all policies contributing to this outcome; and complementing this with the evaluation of policies specifically aimed at meeting the focal concern. Examples are taken essentially from wetland-related policies in France and Senegal. The article discusses how this approach tackles some crucial issues in evaluation research and practice and advocates closer connections between evaluation and critical research on policies.

Keywords

environmental policy, integrated policy, strategic evaluation, wetland policy

Environmental policy is no longer a new or emerging field. For most issues—whether biodiversity conservation, water quality, waste management, or air pollution, and so on—public policies have been developing on large scale for more than 30 years. The evaluation of environmental policies, however, still remains a rather tentative domain (Crabbé & Leroy, 2008; Knaap & Kim, 1998; Mickwitz, 2003). In their recent *Handbook of Environmental Policy Evaluation*, Crabbé and Leroy (2008) observe that there is some difficulty, due to “the specific complexities of this field,” in applying to environmental policies the tested and honed generic methods of the policy evaluation field.

¹AgroParisTech, UMR CIREN, Paris, France

²Sciences Po, Institute for Sustainable Development and International Relations (IDDRI), Paris, France

³AgroParisTech, ERFI, Université Montpellier 1, Montpellier, France

Corresponding Author:

Laurent Mermet, AgroParisTech, UMR CIREN, F-75015, Paris, France

Email: laurent.mermet@engref.agroparistech.fr

Most of these complexities are already discussed to a certain degree by authors from both the evaluation and the environmental studies fields. The multiplicity of stakeholders and of expectations concerning policies, and the political and thus debatable ground on which evaluations rest, have been at the center of discussions since the late 1970s (Guba & Lincoln, 1989) and are now also taken up by approaches that place deliberation at the center of evaluation (Cousins & Earl, 1992; House & Howe, 1998; United Nations Development Programme [UNDP], 1997). More recently, the complexity and uncertainties of the social and natural systems addressed by policies, the increasing complexity of policies themselves, and the prevalence of multilevel governance, with all the difficulties they create for evaluation, are widely recognized (although only partially treated) issues (Crabbé & Leroy, 2008; Stame, 2004; Uusikylä & Valovirta, 2004).

In our view, one main cause of difficulty in the evaluation of environmental policies is inadequately identified and treated: the high level of contradiction and conflict between environmental and other sectoral public policies. These contradictions are an essential basis of environmental policy; they currently reach high levels of intensity and take on new forms with contemporary changes in (inter alia environmental) politics and policy making. This results in specific challenges for policy evaluation. How is one to evaluate a policy when it conflicts, often directly, with other public policies with divergent goals and often more powerful resources? This is the crux of the approach to evaluation presented in this article. Its guiding principle is to use a clearly and strongly built focus on a specific policy concern (in our case, a given environmental concern) as a fulcrum for evaluation. By doing so, the evaluator can make the evaluation more relevant to environmental policy issues within the contradictory and conflicting context in which environmental policies are formulated and implemented. We developed this approach based on both our research on the theory of environmental management and policy (Mermet, Billé, Leroy, Narcy, & Poux, 2005) and our experience in the analysis of environmental policies, especially through the three following policy evaluation works:

1. the 1994 evaluation of the French wetland policy, for which one of the authors was the lead consultant (Mermet, 1996);
2. an evaluation of how the policies of riparian countries and international donors on the Senegal River comply with their environmental commitments (Leroy, 2006);
3. an evaluation of several Integrated Coastal Management projects, programs, and policies both in Europe and within a development cooperation context (Billé, 2007).

The article will use the first two studies as examples.

The first section starts with a presentation of the specific problems contradictory policies raise for evaluation, particularly in the environmental field. This will reveal the need to reframe evaluation questions in an appropriate, specific way, to handle such evaluation situations. Based on the example of the 1994 wetland policies evaluation, the second section introduces the two complementary reframing efforts of the concern-focused approach: concentrating on a given concern clearly endorsed by the evaluator (rather than a comprehensive, ill determined set of concerns), and adopting a strategic approach to evaluation methodology (paying close attention when designing the methodology, both in terms of procedure and data treatment, to the active resistance the evaluation will have to overcome if it is to clarify outcomes on a given concern and their causes). A third section sums up the main steps of the concern-focused, strategy-driven evaluation approach, based on the example of the Senegal valley study. The fourth and final section is devoted to a discussion of the approach. It examines situations in which evaluators may opt for a concern-focused approach. It discusses when the approach may provide an alternative to, or a synergy with, some relevant and well-known approaches from evaluation literature and practice. It looks at various possible roles for an evaluator adopting a concern-focused approach. Finally, the discussion shows how the proposed

approach may be useful in improving the bridges between the evaluation community and environmental policy—a field requiring more evaluation. However, the lessons learned in that particular field might well be useful for evaluators of other policies too, in a world where the ambiguous treatment of contradictions between various policies is an increasingly important feature of politics and policies, at all scales, from local to international.

Accounting for Conflicting Policies in a Context Where the Settlement of Contradictions Is Increasingly Deferred

Conflicting with other policies is not an accidental but a fundamental trait of environmental policies. An environmental problem is a negative ecological consequence of some development activities. Sometimes, it may be treated by “end-of-pipe” solutions that do not critically challenge those activities. However, very often, its treatment requires problematic changes in development activities. Now, in most contexts, these activities are backed up by public policies that provide them with technical guidance and assistance, financial support in various forms, and political backing. Thus, as they endeavor to reorient environment-damaging activities, most environmental policies quickly reach the point where they contradict other sectoral policies. In many cases, these contradictions lead to complex, conflicting dynamic processes that affect profoundly the design, implementation, and outcomes of environmental policies. This intrinsic trait is reinforced by the fact that, as the last to have entered the game—compared to industrial, infrastructure, agricultural, transport policies, and others they have to contend with—environmental policies operate from a position of relative institutional weakness that is only gradually changing over time (Arts & Leroy, 2006).

The fact that environmental policies often operate at cross purposes with other policies has been a key theme of the environmental field from the start. For policy evaluation, it is essential to realize that the way these differences in goals should be played out in public action has changed profoundly (in concept and in practice) over the last 40 years. In the 1960s and 1970s, environmental policy was accepted as being sectoral in some aspects, confined to its own area of competence (water purification stations, waste management), and in others, as confrontational, with a role centered on the critique, call to change and regulation of other sectoral policies (pollution control, rural landscape protection), or even sometimes as a combination of the two (as in biodiversity conservation and national park policy). With the 1980s came a major shift away from what was seen in retrospect as the “zero-sum game” of the 1970s environmental protection paradigm” (United Nations Conference on Environment and Development [UNCED] in Lafferty & Hovden, 2003) and toward joint-gain approaches that would promote both development and environmental goals. “Sustainable development” and “integrated management” or the “integration of environment into sectoral policies” serve as the organizing concepts of this currently hegemonic intellectual landscape. To achieve integration and search for joint gains, policy makers and policy analysts have been mainly looking toward more integrative decision-making procedures, with special importance given to public participation, and toward cross-sectoral, overarching integrated strategic plans (Lafferty & Hovden, 2003).

Efforts in promoting integrative approaches are currently in full swing. It is time, however, to choose or design evaluation approaches that will be able to weigh their specific contribution and look at and beyond their limits. Four observations on the current context point to specific challenges in choosing the appropriate evaluation approaches. (a) The quest for joint gains can go only so far, and some important distributive issues (“hard choices”) almost always remain. How the two are articulated (or not) in real environmental policy cases is an essential issue for evaluation. (b) The move toward integrated policies is also intrinsically limited. In any sort of organization, including

policy-making institutions, integration balances, and is balanced by, differentiation of goals, missions, operating methods, and so on (Mintzberg, 1978). Issues concerning the differentiation of environmental policy must now be examined with the same care as issues concerning its integration. (c) Over the last decade, the effort to create processes for resolving contradictions between policies at various organizational and geographic levels (especially through integrative, participative procedures) has led decision makers to modify their political strategies. Increasingly, governments and policy makers simultaneously promote policies with conflicting goals and means (e.g., agricultural drainage and wetland conservation). In so doing, they defer the resolution of conflicts and contradictions, and they transfer the responsibility for settling these to other tiers and other moments of action and decision making. To other tiers, when they defer and transfer the treatment of contradictions to other, perhaps more participative, levels of governance and to other moments when they defer and transfer the treatment of contradictions further along the policy cycle that leads from policy making to (in principle, participative) implementation. Contradictory policies are adopted in the first place to serve constituencies with opposing claims or to address the contradictory concerns of the public (typically related to environmental protection vs. development based on environmentally damaging technology), in situations where the political costs of making a clear decision are considered too high. We see this deferred settlement of contradictions as a major trend in contemporary policy making. It enhances the role of policy evaluation as feedback into democratic debate (already underlined by Viveret, 1989). Indeed, as political choices become less explicit upfront, they need to be made more readable and more apparent down the line by examining the results of complex, “schizophrenic” sets of policies that have been concurrently implemented. (d) The development of participatory approaches, of approaches integrating concerns and constituencies, has also occurred in the policy evaluation field since the 1980s. It is important to realize, however, that the meaning and contribution of a given evaluation approach does change with the context. When one evaluates in a participative and integrative way a policy that lacked participation and integration, this may enhance both the critical and the formative potential of evaluation. When one uses participatory and integrative evaluation approaches on policies that used similar approaches in their design and implementation (involving the same stakeholders in similar discussion formats), there is a risk that the evaluation will simply provide more of the same and will essentially tend to reinforce and legitimize the policies. In such circumstances, it will be necessary to take a closer look at how to renew or complement the evaluation’s basis for critical and formative added value.

This succinct review of the contradictions in policy aims and of the complex policy making and evaluation situations they create today questions the evaluator. What kind of evaluation is appropriate for this specific set of challenges? Let us start from what Vedung (1997), following Guba and Lincoln (1981), calls the “organizer”: the logical point of departure of the evaluation. It depends on the answers to three basic questions:

1. On what concept of policies does the evaluation rest?
2. What criterion of merit is chosen as the basis of judgment?
3. By whom and for what kind of use are policies evaluated?

As there are several quite different appropriate possible answers to each of these questions, many coherent alternative approaches to evaluation have been defended and put to test by evaluators. Evaluation literature provides some good inventories, from the most systematic (Stufflebeam, 2001) to the rather ironic (Pawson & Tilley, 1997, pp. 1, 2). Crabbé and Leroy (2008) systematically review 22 approaches and examine how each one can contribute to the evaluation of environmental policy. We cannot summarize such a systematic inventory here but will return to some relevant approaches in the discussion section of the article. For now, we will just agree with Crabbé and Leroy that the existing approaches can make many useful contributions but that some important issues are inadequately treated.

The concern-focused approach covers one such issue (ambiguity and contradictions). It consists in focusing first on a given policy concern, then on the set of policies that affect that concern and finally, within that set, on the contribution of a given plan, program, or policy¹ that addresses that concern. This is the method we propose for reaching beyond what we see as an impossible choice of alternatives, which Crabbé and Leroy (2008) summarize as “goal-oriented or goal-seeking?” If programs are ever more ambiguous, complex, and interwoven with other programs, evaluating one program more or less directly according to its goal raises growing difficulties, despite the rich contributions and debates of the evaluation community on that issue. However, if one accepts that policies redefine goals as they go, and that evaluations too may redefine goals as they proceed in a participatory manner, one may run the dual risk of (a) the evaluation failing to give clear feedback on policy achievements in view of political commitments and of (b) the most powerful actors influencing the evaluation process so as to evade clear answers on certain policy goals that are essential to other stakeholders, in evaluation situations involving a marked asymmetry of power. This is an impasse we often meet when analyzing cases in environmental management and policy. To get out of it, we propose the following “organizer” for the evaluation.

1. On what concept of policy does the evaluation rest? Policies are activities aiming to resolve or alleviate specific concerns that have been expressed by constituents and on which political decision makers have committed themselves. We define as “actual” or “de facto” policy vis-à-vis a given concern the set of public policies that affect the outcome regarding that concern and commitment. We define as “intentional” policy those policies, which have that particular concern as their (or one of their) main aims. This dual concept of policy is based on our “strategic environmental management analysis” framework (Mermet et al., 2005). By embracing the whole set of policies that shape the outcome for a given concern before examining the contribution of a given intentional policy, it frames the analysis in a way that helps take up many of the challenges raised by contradictory policies and their complex dynamics.
2. What criterion of merit is chosen as the basis of judgment? The evaluation rests on one focal concern (or a compact, restricted set of closely related concerns). Policies that affect that concern are judged according to their impact on it. The contribution of policies that aim to treat that concern is assessed in full view of the whole set of public policies shaping the outcome relative to that concern, whether intentionally or not. This allows for clear answers to public policy concerns and evaluation of the fulfillment of political commitments, even in contexts of multiple policies, with multiple aims and complex design and implementation processes. The cost is simply that one has to limit oneself to evaluating one concern at a time.
3. By whom and for what kind of use is the policy evaluated? As will be clear with the examples and discussion, this will be subject to a great diversity of strategic situations and methodological designs. For now, let us just state that by providing a firm grip on a given “stake” (concern), the evaluation sets out to help those “stakeholders” that are interested in that particular stake and in the political commitments that are made (or eluded) about it.

This organizing framework rests on a fundamental choice regarding the way the evaluator connects strategic choices in terms of process and of substance. Whether he or she generally professes the (epistemological, methodological, and practical) primacy of process or of substance in evaluation, a decisive part of the evaluator’s craft is to master technical and tactical ways of leveraging substance on process, and process on substance. By firmly anchoring the evaluation in the substance of a given concern, the concern-focused approach provides a basis for methodological moves—including, and perhaps even especially, in terms of process—that can cut through (or take up) the strategic challenges that contradictory and ambiguous policies increasingly present to the relevance of evaluation procedures. This is why we see our approach as both strategy-driven and concern-focused.

Focusing on a Given Concern, Designing the Evaluation Strategically

To further explain the approach, let us turn to an example: the evaluation of French wetlands policy that led to its first design and use (Mermet, 1996).

Wetlands are environmentally valuable: they play an important role in sustaining biodiversity, in providing water resources and ensuring water quality, in limiting the impacts of floods, and in conserving rural landscapes, and so on (Mitsch & Gosselink, 2007). At the onset of the evaluation (1993), wetlands conservation in France—as in many countries—involved a large number of public actions aimed at limiting or halting their alteration. However, environmental actors, both governmental and nongovernmental, sharing a concern for wetlands, had experienced considerable difficulty in implementing those initiatives. They had gathered much anecdotal evidence of wide-scale wetland degradation and of its causes, particularly agricultural drainage and dredging and filling for development and infrastructure. When a new policy evaluation procedure was instituted in 1990 (decree dated January 22, 1990), which allowed one ministry to initiate an evaluation of an interministerial policy, the Ministry of Environment took the opportunity to launch an evaluation of wetland policy as a whole. Like all evaluations under that procedure, it was led by an “ad hoc evaluation committee,” which based its work on evaluation studies it commissioned, conducted by external evaluators. The report was published in 1994 (CIME, 1994), after being reviewed by both the expert and the political committees established by the 1990 decree to supervise the work of the various ad hoc evaluation committees.

A Strategy-Driven Approach

The evaluation team first had to appraise the strategic situation created by the evaluation. From the heterogeneous and incomplete information available, it was clear that the Ministries of Agriculture and of Public Works, whose policies were thought to have major impacts on wetlands, had reasons for active strategic resistance to the evaluation. Their attempt to affect the evaluation procedure by staying away from meetings was countered by the strong political intervention of the chairman of the ad hoc evaluation committee. Of more relevance here were the argumentative tactics they used during the evaluation process, to foster ambiguity and uncertainty on wetland degradation and on their responsibilities therein. Conducting the evaluation in a strategic way meant defining the questions and the methodology so as to generate results that would not only have intrinsic merit (quality of data, coherence of method, etc.) but that would resist specific arguments aimed at producing uncertainty (Mermet & Benhammou, 2005). Three examples will illustrate this strategic dimension of methodological design.

Farming, through drainage and the conversion of pastures to arable land, often has negative effects on wetlands and their environmental condition. It can also have positive effects by maintaining extensive pastures with high biodiversity, landscape, and water management values. Although French and European agricultural policies devoted considerable resources to intensification and only limited resources to maintaining extensive systems, officials from the Ministry of Agriculture claimed that the effect of its policies on wetlands was neutral or uncertain, being sometimes negative and sometimes positive. The evaluation methodology was thus designed to rest on a large list of wetlands, which were reviewed to count the cases where agricultural development policies had a positive effect and those where it had a negative one.

Available data on wetlands, activities and impacts, were abundant but very heterogeneous. Good quantitative data were available on some wetlands for certain issues. For other issues and other wetlands, the evaluation had to rely on expert advice based on various kinds of studies. For each wetland in the list, the same questionnaire was completed independently by two experts, who were asked to base their assessments on the best available data. The questionnaires were then compared,

cross-checked, and synthesized by scientists who were members of the ad hoc evaluation committee. Officials from the Ministry of Agriculture then attempted to reject these results, invoking the need for scientific rigor. They first insisted on data requirements for the evaluation that were simply unattainable. Doing so gave them a good chance of preserving the status quo of uncertainty, despite the abundance of available information. When it was clearly reaffirmed that the aim of the evaluation was to obtain the most objective picture of policies based on best available data and expertise, they then contested the competence or the neutrality of experts, so as to discredit the results. For instance, they denounced the fact that many experts had previously worked on Ministry of Environment–funded studies. Because the other ministries fund almost no work on wetlands, accepting such an argument would ruin any realistic hope of evaluation. The methodology was adapted, so as to allow any stakeholder disagreeing with questionnaire entries on some of the wetlands in the sample to file a counterexpertise for those wetlands. These would be discussed on their merits by the ad hoc evaluation committee, on a par with the two questionnaires completed by the experts initially commissioned by the committee. Eventually, challenges to the results were few and had little impact on the overall findings of the evaluation.

The evaluators were also aware, however, that forcing the Ministry of Agriculture to admit that wetland conservation policy have had only limited results largely due to the massive negative impact of agricultural development policies would not be the end of the story. Indeed, officials from the ministry could then have resorted to one of the most widespread arguments in environmental controversies: “Yes, we admit that our actions up to now have been detrimental; however, our orientations and methods have changed (witness this or that recent directive or ministerial discourse); it is too early to observe results, but from now on, criticism of our former actions is irrelevant.” This argument is potentially devastating for any evaluation, because it can declare irrelevant the results of even the most careful analysis of past and current policies. The methodological response to this risk was to include in the survey, for each wetland in the list, a series of criteria regarding the prospects for degradation, stabilization, or restoration of the wetland’s ecological conditions in the coming years. If a change in sector-based policies and their impacts on wetlands was underway, that would have to be demonstrated based on evidence from the ground and from a large number of cases, not just from grand statements of intention.

It is essential to note that each of these choices of methodological design, which proved decisive in the clarity and impact of the evaluation’s results, was the object of an intense and strategic negotiation, where the evaluators repeatedly faced resistance from groups whose actions, activities, and policies were at odds with the objectives of wetland policy.

A Concern-Focused Approach

Besides being alert to the strategic dimension of the evaluation procedure and methodology, the evaluators also had to set questions and methods relevant to a situation of multiple contradictory policies affecting wetlands.

Because environmental policies aim at an outcome that can be expressed in terms of the condition of given ecosystems, the evaluation was firmly centered on the question that expressed this environmental concern: do existing policies make it possible to stabilize and perhaps restore the ecological condition of wetlands? Its first focus was to obtain as clear a picture as possible of how the ecological condition of wetlands had been evolving over the last 30 years. Therefore, an important part of the survey questionnaire was designed to obtain data and expert advice to that effect on each of the wetlands in the list.

Only when the issues and modifications in the ecological conditions of the wetland had been adequately described, were the experts asked about the causes of such modifications. They were asked to identify which human actions had contributed to “damaging processes” that had caused

modifications in the ecological condition of the wetland, and when. Among these actions, they were required to identify which public policies had played a role. The questionnaire distinguished between policies explicitly aimed at wetland conservation and others. It did not, however, pre-identify which sector-based policies may have caused modifications in the wetland's ecological condition.

The survey questionnaires, once completed, cross-checked, and synthesized, provided precisely the kind of information required by the concern-focused framework. How did the ecological condition of French wetlands (the "concern" at the basis of wetland conservation) change? What set of policies (composing the "de facto" wetland policy) had been responsible for those changes? What actions had been implemented with wetland conservation as their specific objective ("intentional" policy), and what had their contribution been to the overall outcome? One recognizes the "organizing" choices of concern-focused evaluation (a) to focus on given environmental outcomes, (b) to hold accountable all policies that have an impact, negative or positive, on these outcomes, and (c) to examine policies with explicit environmental goals within this wider picture.

The results spoke for themselves. In the 30 years preceding the evaluation, of the 76 wetlands in the list (which included the most important French wetlands), 12 had suffered major damage, 53 had undergone significant damage, 8 had been more or less stable, and 3 had seen their environmental condition improved. Clearly identified public policies—such as support for drainage, filling for development and infrastructure, permitting of quarries, and subsidies for planting conifers in peat bogs, and so on—were identified as the main causes of such transformations in wetlands. Some 65 wetlands had suffered negative impacts from policies administered by the Ministry of Agriculture; 39 by policies from the Ministry of Public Works or from local and regional authorities; and 20 by policies (including permitting procedures) administered by the Ministry of Industry. The evaluation also showed that there was only a small difference between the period 1960–1980 (when there were no clear commitments or policies about wetlands) and 1980–1990 (when no sector-based policy operator could claim not to be informed about wetland issues and policies). Policies aimed at conserving wetlands were shown to absorb approximately one half of conservation funding in France. The main ones (various programs to establish conservation areas by buying land or through regulations) covered approximately 7% of the total area of wetlands in the list. As for the possible changes over the following 10 years, it showed that 19 wetlands could reasonably be expected to be stabilized in terms of environmental quality, 19 could not, and the remaining 36 had uncertain prospects, largely depending on the mix of public policies they would be submitted to in the next decade. So the evaluation established that the situation was potentially more promising than the one in the previous decades, but that a stabilization of wetlands was out of reach for the immediate and medium-term future, even considering potentially ambitious conservation policies.

Compared with other evaluations launched under the same evaluation procedure, this one had a particularly significant impact on policy making (Lascoumes & Setbon, 1996). After publication of the report in the spring of 1994, results were discussed in a large-scale seminar the same year, and the government launched a "national wetland action plan" in May 1995. Among other measures, the plan included features such as a review of existing laws, so as to suppress rules that made the destruction of wetlands compulsory (for instance, articles in the rural code that made it compulsory for landowners to use wetlands for agricultural production or to lease them) or encouraged it (especially through heavier taxation on meadows than on arable land in many cases).

The approach and methodology of the evaluation, however, puzzled the committee of experts supervising evaluations based on the 1990 decree, as well as independent observers (Lascoumes & Setbon, 1996), who found it closer to an impact study than to a classic policy evaluation. Such differences will be discussed in a further section of this article, but the impact on policy making was, we think, an indication of the usefulness of focusing on a given concern and on a strategic choice of methodology.

The Four Steps of the Approach

These organizing choices, however, lead to serious challenges for the design and implementation of the evaluation. In this section, we will review them as they successively present themselves in the four steps of a concern-focused evaluation:

1. defining the focal concern
2. developing criteria and synthesizing observed variations in environmental quality
3. identifying policies that contribute to the concerns being met or not
4. evaluating policies specifically aimed at meeting environmental commitments.

As an example, we will take Maya Leroy's evaluative research on the implementation of international environmental commitments in the Senegal River valley (Leroy, 2006).

The Senegal River, 1,700 km long, is shared between four main riparian states: Senegal, Mauritania, Mali, and Guinea. It flows through mostly dryland. Yearly floods create complex aquatic and terrestrial habitats that are essential for biodiversity, fisheries, grazing, and traditional flood recession agriculture. In the late 1980s, two dams were built. The Manantali reservoir is located upstream in Mali on the Bafing, the main tributary of the Senegal River, which contributes 50% of the flow. It has the capacity to store 11 billion m³ of the strongly seasonal rainfall on the Fouta Djallon Mountains in Guinea. The water is subsequently released in the dry season to serve three main goals: the development of irrigated agriculture on hundreds of thousands of hectares of former floodplain, the production of electricity, and river navigation. In the river's estuary, the Diama dam blocks salt water from flowing up the river, making it possible to use water for irrigation and urban supply. The Manantali dam was funded by international donors and was the object of intense international controversy and of elaborate environmental impact studies in the 1970s. It is managed by the Organisation pour la Mise en Valeur du Fleuve Senegal (OMVS; the Organization for the Economic Development of the Senegal Valley), a three-state international body whose members are Mali, Senegal, and Mauritania. The organization currently plans, with the help of international donors, to enhance the electricity production capacity of the dam. Doing so will modify water flows, especially the annual flood regime and the ecological mechanisms relying on it. An "environmental impact mitigation plan," the PASIE, is the most visible environmental program in this context. Leroy conducted the evaluation essentially as an independent evaluative research project. It had theoretical and methodological aims to further develop the concern-focused, strategy-driven evaluation approach. It also pursued substantive and strategic goals: providing an evaluative analysis of wetlands and biodiversity management in the Senegal River valley, which was lacking in the ongoing academic, expert, and policy debate.

Defining the Focal Concern

Building and managing dams has a major impact on river ecosystems. It affects the extent and functioning of riparian wetlands, the quality of aquatic ecosystems, the fisheries, as well as the livelihoods derived from traditional activities in these ecosystems (World Commission on Dams, 2000). Such concerns, repeatedly expressed over decades by scientists, environmental nongovernmental organizations (NGOs), and environmental agencies, have been translated into commitments by states. Most relevant here are the Ramsar Convention on the conservation and "wise use" of wetlands and the Convention on Biological Diversity, addressing biodiversity conservation and sustainable use. The riparian states of the Senegal River are parties to both conventions. They also have national legislations for the conservation of wetlands and biodiversity. A first step of the evaluative research was to define clearly and precisely what concern would provide the normative cornerstone,

the ecological “criteria of merit” that would give this particular evaluation its meaning. For the researcher, this is both a technically and a strategically demanding task. Concerns and commitments are embedded in abundant and heterogeneous texts (legal documents, political statements, academic publications, expert reports, and advocacy pamphlets), which are often technically sophisticated and laden with both contradiction and ambiguity. Here, the evaluator defined the concern by five fundamental principles, the three most important being: (a) maintaining a regime of sufficient annual flood, (b) refraining from developments that hinder the lateral circulation of water in the valley, and (c) supporting human activities that rely on and maintain ecosystem services provided by wetlands. A policy that does not address such concerns simply cannot meet the expectations expressed by environmental organizations nor comply with the political commitments of states and donors under the Ramsar and Biodiversity conventions.

Responsibility for the precise definition of such a set of concerns rests with the researcher/evaluator. From an academic point of view, it is to be taken as the axiomatic question, the *problématique*, which will condition the evaluation’s worth and meaning—just as it would in any other kind of social science research. From an evaluative point of view, it is neither a simple transcription of legal commitments nor does it slavishly take up the demands of environmental groups. The central idea here is that public policies are fundamentally about fulfilling political commitments intended to meet needs expressed by civil society: it is this meeting point of expressed societal needs or claims and political commitments that we call the “focal concern.” The better the researcher manages to pinpoint it—or rather, to posit it—in a precise and relevant manner, the more likely it is that his research will be both strategically relevant as an evaluation intervention and academically robust.

Developing Criteria and Synthesizing Observed Variations in Environmental Quality

Once the focal concern has been laid down, the evaluator has to turn it into workable, precise criteria for the evaluation, and to gather the data that will inform these. For instance, how long, intense, and frequent would an annual flood have to be, in order to be considered sufficient to support wetland ecosystems and wetland-based human activities? Here, most of the “data” comes in the form of (often overabundant, yet still incomplete) expert literature, replete with controversies caused by differences in definitions and views, uncertainties, heterogeneous sources, and methods. Again, the evaluator will have to make choices. The guiding principle is to establish criteria that will be as robust as possible in the context of the strategic controversy that the evaluation will trigger, if it is to be used. They will also have to be workable in terms of data availability.

In this context, it is our view that strategic and scientific considerations, far from diverging, actually tend to converge. It is hard to conceive of criteria that would resist the controversy, while being weak relative to the state of the art concerning the issue. If the evaluator, for instance, suspects that existing policies fall short of the commitments they ought to meet, it is surely not in his strategic interest to define unreasonably demanding criteria. Criteria that are as difficult as possible to contradict will serve much better both the strategic and the academic purposes of the evaluation.

Defining such criteria and finding the data to assess to what extent they have been met is a demanding task. In most environmental cases, the volume and complexity of the available data are rather formidable. The task also requires a mix of very different skills: scientific (here, hydrological, ecological, etc.), technical (here, dam management and hydraulics, agricultural production), managerial and legal (laws, decrees, guidelines, etc.), anthropological, and political. This is a challenge shared by most evaluation approaches in the environmental field (Mickwitz, 2003). Strategically setting clear guidelines and relying on an explicit focal concern will help navigate these difficult waters. It will not, however, be a substitute for sufficient resources or for an adequate mix of competencies within the evaluation team.

Identifying Policies That Contribute to the Concerns Being Met or Not

Once the focal concerns are well defined and one has a good idea of whether and to what extent they are met, the evaluator must ascertain the causes of this outcome. These can be natural (for instance, riverbed dynamics preventing a wetland from being flooded) or anthropogenic causes (for instance, damming seasonal flooding). Such human activities can be the direct result of public policies (for instance, a publicly funded and engineered dam project), the indirect result of such policies (for instance, damming by private operators encouraged by subsidies), or may not be clearly linked to policies (for instance, a farmer draining his land without specific incentives). Once he has thus described the “de facto” management of the focal concern, if he organizes the analysis in such a way that the contributions of public policies are shown as clearly as possible, the evaluator can present a readable and coherent overall picture of the set of policies that contribute significantly to this outcome.

At first sight, this may seem like an impossible proposition, given the complexity of most environmental issues. Our field research shows, however, that most of the time a systematic review of the causes of ecological conditions reveals that among a large inventory of involved policies, a small number often accounts for most of the outcomes. Such crucial, decisive policies were identified in the case of the Senegal River: management of water flow from the Manantali dam by the OMVS, micro-hydraulic programs along the riverside, the very unequal support given, respectively, to irrigated agriculture and to traditional, ecosystem services-based farming and range management. The initiation, design, funding, and implementation of these crucial policies can be, and must be, clearly identified. In the Senegal River management evaluation, this led back essentially to the same operators (states and international donors) who have made the environmental commitments that are the focus of the evaluation. In this case, it is clear that most of the OMVS plans for hydroelectric production and the national authorities’ plans for hydraulic work and irrigation would potentially have very negative effects regarding such environmental commitments.

Evaluating Policies Specifically Aimed at Meeting Environmental Commitments

As a counterpoint to identifying policies with the most decisive impact on ecosystems, the evaluator will have to identify and evaluate those that have the focal (environmental) concern as their main goal. They may intersect with other, decisive policies to a high degree, to a moderate degree, or hardly at all. How much and to what effect they do is of course of paramount importance for the evaluation: what exactly is the contribution of environmental policies to the overall management of the environmental concern at the center of the evaluation?

In the case of the Senegal River, the most obvious and important such policy was the “environmental impact mitigation plan” (PASIE), identified by states and donors as the main tool for meeting environmental commitments, and which used most of the environment-targeted funding. The evaluator examined the design and implementation of the plan. Of its six target areas, only one, “optimization of reservoir management,” was found to be relevant to the focal concerns. The five others (mitigating direct impacts of building the new powerplant, bringing electricity to rural villages, etc.) had interesting objectives but were quite remote from the environmental issues of the valley. On closer examination of the implementation of that one relevant target area, it was found that it was the least funded of the six and that a succession of negotiated compromises and technical difficulties meant it was going to have very little impact on the central environmental issue. Initially stated intentions to optimize the annual flood vital to wetlands and wetland-based sustainable activities, by increasing dam releases and synchronizing them with natural floods of major tributaries, were abandoned. The maintenance of the flood was envisaged only for a limited time span of 20 years: irrigated agriculture is expected by the plan’s authors to have developed enough by the end of that period to make ecosystem-based agriculture redundant. There were also plans to intensify

flood recession agriculture during that transitional period through local hydraulic works that would make it less dependent on the natural functioning of wetland ecosystems and the services they provide. All these elements run in clear contradiction with the environmental commitments made by riparian states and international donors, as recalled by the focal concerns of the evaluation.

To sum up, the OMVS is now planning to maintain a fixed-date annual flood through water release from the dam. This decision is mainly the result of intense political pressure from local and regional authorities along the valley, motivated by the fact that the livelihoods of many communities depend on annual flooding (for traditional agriculture, cattle raising, and fisheries). The contribution of the PASIE to this partial meeting of environmental commitments can only be evaluated as marginal.

Again, a relevant evaluation of policies such as the PASIE, aimed at environmental goals in the context of wider public action, can only be obtained by combining an evaluation of the plan per se (its administration, outputs, and impacts) and a wider evaluation that clearly establishes its place, role, and contribution within the overall de facto, actual, public management of the ecosystem, which is at the heart of societal expectations, of political commitments, and of the evaluation.

Discussion

Evaluation Situations Where the Approach May be Relevant

The *raison d'être* of the concern-focused approach is to help overcome two evaluation challenges: (a) evaluating policies whose implementation and outcomes are severely negatively affected by other, contradictory, policies and (b) overcoming the ambiguities of complex, integrated, highly procedural policies to establish whether they deliver expected outcomes on specific commitments. Obviously, the approach is relevant mostly in evaluation situations where these two challenges are central.

This is not the case, for instance, for well-established, clearly sectoral environmental policies, such as programs to equip towns or industries with water pollution treatment installations. Such cases may present great challenges to evaluation because of long time frames, complexity, geographical specificities, and the importance of science and scientific uncertainty (Mickwitz, 2003), but because ambiguity and conflict with other policies are not crucial issues, concern-focused evaluation is of no particular relevance here.

Neither would it be relevant in many situations where policy makers or the clients of an evaluation essentially want to get all the parties around the same table, to build joint solutions to a policy problem, and to identify and handle difficulties together through evaluation. Such approaches have been a major focus of both research and policy making in the last 20 years, and these “all parties around the table” situations have thus become extremely common in environmental—and other—policies. If one assumes the stakeholders share sufficient motivation to define and solve environmental problems together and to overcome their differences, then there is little need for a concern-focused approach. It may be better to allow (and to help) the stakeholders themselves to identify the policy improvements they want.

Concern-focused evaluation may be of particular relevance in three other types of situations. The first could be labeled “ambiguity around the policy table.” This situation occurs when “all around the table” forms and procedures of policy making and evaluation are applied, but asymmetries of power persist to a degree where such forms of procedure may function as a strategic device to continue with contradictory policies and to generate more ambiguity. In our work, we have often come across situations of this type (Mermet, Dubien, Emerit, & Laurans, 2004). Dealing with them seriously and in a specific manner will be an increasingly important challenge for environmental policy evaluation in the coming years. Here, concern-focused evaluation can be highly useful: as

contradictions and ambiguities become deeper and come in forms that are ever harder to clarify, they require a competent and specific evaluation effort. Of course, there are gradients between bona fide and manipulative “around the table” policy and evaluation situations. Where a given case belongs is also largely open to multiple interpretations. One of the benefits of concern-focused evaluation in situations of ambiguous cooperative policy is that, as it pushes for clarification of the extent to which the outcomes of a joint policy arrangement do meet a given concern, the reactions the evaluation sparks off from “around the table” can provide very useful evaluative information on the actual commitments and strategies of the parties.

A second type of situation lies at the other end of the spectrum. Here, we find environmental policy commitments that do contradict other powerful policies and are “orphan” (they lack operational support within the administration and from adequately structured civil society groups), marginalized (the stakeholders have very limited power within the administration and civil society), or “diluted” (the commitment involves many stakeholders and policy operators, but it is low on each one’s priority list and they can be dispersed institutionally or geographically). The Senegal valley case provides a good example of a situation dominated by such problems. Here, power asymmetry is such that it would be extremely difficult to launch an evaluation that would be directly commissioned and sanctioned by the authorities and the stakeholders. In such situations, the concern-focused approach provides the basis for an alternative route for evaluation, where the legitimacy of a given policy concern and political commitment gives the evaluator a fulcrum on which to leverage a strategic process of evaluative study that may help evaluate policies, as it were, against institutional odds, and feed that evaluation back into the political and policy-making debate.

In a third type of situation, an environmental policy may have enough (administrative and civil society) support to make more official, commissioned evaluation possible, but the asymmetries of power may still be such that they make it difficult for the evaluator to bring the evaluation to a clear conclusion. The evaluation of French wetland policies is a good illustration of such a situation. Here, the concern-focused approach provides a complementary anchoring point that strengthens the evaluator’s situation in the course of various types of evaluation procedures.

A Complement or an Alternative to Other Change-Oriented Evaluation Approaches

Depending on the situation, concern-focused evaluation may provide a complement or an alternative to other evaluation approaches. Let us examine how it stands in relation to some tested approaches, starting with the last two types of situations we just presented. Here would be the domain of evaluation approaches that are essentially change oriented, where the evaluator sees his role mostly as providing material and evaluation processes to support those actors that are motivated to change the policy, and the situation it addresses, in a specific direction.

An important remark here is that, as they developed since the mid-1970s, most such approaches put their emphasis on the evaluation process, promoting, for instance, stakeholder involvement or some parties’ access to the policy debate. Because the concern-focused approach mostly aims at finding leverage in substance, there is no dichotomy that would force the evaluator to choose between a concern-focused and another, essentially procedural, approach. In many cases, the evaluator may find an advantage in combining the move we advocate here of focusing on a given concern with a procedural strategy guided by another evaluation approach. Of course, the possibility and relevance of such combinations depends closely on the strategic circumstances of each evaluation situation.

The strategic drive in our approach owes much to Patton’s (1986) “Utilization-focused evaluation.” In fact, our first example here (French wetlands policy) could also qualify as “utilization focused.” By keeping close contact with and strengthening the network of administration and civil society organizations for wetland conservation, it did indeed “aim at the interests and information

needs of specific, identifiable people—not vague, passive audiences.” And as “intended evaluation users,” they were “personally and actively involved in making decisions about the evaluation” (Patton, 1986, p. 57). Here, there was real synergy between the utilization- and the concern-focused choices in the evaluation, in that by pushing (especially in methodological choices) for stronger concern-focus, we really helped the intended users to push their way strategically through the evaluation procedure.

The example of the Senegal River, however, exemplifies other situations where groups supporting environmental policy and commitments are absent, very weak, or too dispersed to serve as a user group on which the evaluator could rely. To serve such “disempowered citizens,” empowerment evaluation may come to mind. However, the principles of empowerment evaluation and their discussion (Fetterman & Wandersman, 2007; Miller & Campbell, 2006) mostly point to situations where a rather marginalized community implementing a policy is both in need of more resources to build its capacity and autonomous enough to take in hand the evaluation process with the evaluator’s help. If we take as an example, a wildlife conservation service in a difficult situation focusing the evaluation on the specific environmental outcomes that justify the group’s action may be a useful complement to empowering procedural approaches to evaluation of policies that group is serving. However, only a fraction of environmental policy situations would qualify for such an approach and many of the most difficult ones would not. When the asymmetry of power is very strong, there is often considerable strategic advantage in choosing indirect forms of strategic support and alliance to support the most disempowered. This is the “alternative route” that the concern-focused approach can contribute in such cases. It brings support to those citizens and groups who have the concern, not so much by engaging them in, and empowering them through, the evaluation process (or procedure) itself, but mostly by contributing robust evaluation results focused on their concern, which may provide an important resource for their efforts. Decoupling to a certain extent the substantive from the procedural can be a strategic move. It addresses those situations where weak, dispersed, threatened, or ambivalent groups are in situations of vulnerability where it may be problematic for them to become more visible to their powerful opponents. Here, evaluation focusing on procedure and involving stakeholders very explicitly may be strategically counterproductive, and focusing on the concern of marginal groups, rather than involving them publicly, may be a sound route for evaluation.

If evaluation is really strategic, that is, if when claiming empowerment it is “aimed explicitly at and therefore to be judged by its effectiveness in altering power relationships” (Patton, 1997), then it cannot adopt in advance a fixed strategic procedural plan and method. The essence of strategy is to adapt method to situation in a way that will make moves as powerful as possible relative to means and that will make countermoves difficult (inter alia, by not being too predictable). So the fact that there is a whole repertoire of “participatory, collaborative, stakeholder-involving, and utilization-focused approaches to evaluation” (Patton, 1997) is a strength of the evaluation field. Leaving open the choice of procedural approach allows strategic flexibility in the face of evaluation situations that are very different strategically. What we are claiming is that in many cases, a deliberate and determined focus on a given concern, sometimes even associated with strategically feigned innocence with regard to stakeholder and procedural issues, may provide useful strategic leverage to empower weaker stakeholders with specific concerns. The combination of that leverage with other change-oriented approaches to the evaluation process must be guided by the strategic specifics of each evaluation situation.

The Locus of Pluralist Debate: What Relations With Participatory and Consensus-Building Evaluation Approaches?

Turning now to the relations of the concern-focused approach with the first type of situation—“around the table,” consensus-seeking evaluations—and the corresponding evaluation approaches,

we keep in mind that the whole environmental policy field and discourse are moving massively in that direction and that identifying their limits is a major issue for contemporary evaluation.

With responsive evaluation, the field of evaluation in the 1970s participated in the collective rediscovery of the fact that the diversity of stakeholders' views is not reducible to an equation, that views from the ground are an indispensable complement to data treatment, and that there are limits to the rationalization of management and policy through methods that too closely mimic hard science (Abma & Stake, 2001; Greene & Abma, 2001). Thirty five years later, many of these core ideas have become fundamental tenets of numerous evaluation approaches, including ours. They have also pervaded the practice of policy making and implementation. In recent years, the voice of local stakeholders (farmers, various industries, environmental groups, etc.) has become so loud about any environmental policy move that choosing not to be responsive is no longer an option. In this new, quite different context, we see the issue and the contribution of concern-focused evaluation as helping to balance responsiveness to all stakeholders and assertiveness of certain policy concerns and commitments.

Starting a few years later, with the publication in the late 1970s of Holling's book on "*Adaptive Environmental Assessment and Management*" (Holling, 1978), another movement of thought sought the involvement of stakeholders in policy design and evaluation through their collective participation in computer modeling exercises. This is, for instance, the basis for mediated modeling (van den Belt, 2004) or for the "companion modeling" approach (Collectif ComMod, 2005) that has rapidly developed in France over the last few years. As ours does, these approaches use content treatment as leverage to move forward with the evaluation process. They seek, however, to build consensus and so help stakeholders evaluate and decide collectively on policy matters that concern them. In our view, they are relevant only for those evaluation situations where the asymmetry of power remains limited (or is not exploited strategically) and where there is already sufficient potential for bona fide cooperation on a given environmental issue. The concern-focused approach is more relevant where consensus-building processes are too vulnerable to power play and manipulation. In addition, we note that many consensus-building modeling approaches rely on a given (modeling) toolkit for the treatment of content. Complex and strategic evaluation situations present so many constraints (both in process and in data acquisition and treatment) that it may be more useful not to restrict oneself in advance to a limited repertoire of investigation methods, data treatment, and establishment of proof.

Belonging to yet another movement of thought, the Deliberative Democratic Evaluation of House and Howe (House & Howe, 1998) uses contemporary deliberative theories (Manin, 1987) as the basis for collectively constructing evaluations that can be endorsed by stakeholders with differing views. The quest for objectivity through a ruled confrontation of views and the consideration given to all arguments irrespective of the power wielded by participants in the deliberation are important contributions of such contemporary approaches. Still, in practice they are relevant for those situations with sufficient potential for truly collaborative policy making. We would concur with the concern vigorously expressed about them by Crabbé and Leroy, that if "there is a power imbalance between the actors, and one . . . decides to veto a decision, the evaluation process is in danger of grinding to a standstill" (p. 155).

It is precisely such blockages that the concern-focused approach sets out to counter. It does so, not by a return to a technocratic model of decision making or evaluation, but by taking into consideration how much strategizing it takes to actually get a given evaluative issue (in our case, an environmental one) to be truly discussed in political and policy-making forums. The many evaluation approaches that foster pluralistic debate within the evaluation—in France, for instance, "evaluation pluraliste" (Monnier, 1992)—may contribute a great deal in that direction by providing occasions for informed discussion between stakeholders. We think, however, that it is important not to restrict the quest for pluralism to the arenas the evaluator himself can organize. Sometimes, it is best (or even the only viable option) to arrange the evaluation so as to trigger intense debate elsewhere,

in a place less vulnerable to blockage and more influential on policy. Just as the “locus of control” of an evaluation can productively shift (Themessl-Huber & Grutsch, 2003), the evaluator ought to be able to strategically play with the locus of debate, the locus of pluralistic confrontation, within, around, and beyond the evaluation process itself. In our field, we concur here with Lehtonen (2006) in thinking that this role may often be best served by evaluations clearly concentrating on given environmental concerns.

Roles, Repertoires, and Connections of the Concern-Focused Evaluator

Given the diversity of evaluation situations and procedures where a concern-focused approach may be appropriate, the roles taken up by the concern-focused evaluator may differ considerably according to context.

Where the concern-focused approach is adopted in the framework of one or another standard, commissioned, evaluation procedure, the evaluator has to both manage the evaluation process and ensure strong and strategically appropriate methodological treatment of the substance of the case relevant to the focal concern. Even these more standard situations are very diverse in terms of the conditions they create for clear answers on a given concern. So, it is a good thing for the evaluator to be able to mobilize a diversity of methodological resources, both on procedure and on substance. Conversely, the concern-focused approach may complement the already rich toolbox of adaptable, strategic evaluators.

A particular problem arises when the evaluator finds himself committed to a consensus-building process of evaluation which, he gradually realizes, tends to evade precisely the public concern and political commitment ostensibly central to the policy and the evaluation. A concern-focused approach can then sometimes be used strategically to push such a central concern back into the collective evaluation process. It may also help the evaluator to break with the process and take up the role of critical policy analyst. Such increasingly frequent situations, where process clashes with substance, may be awkward, as the role of the evaluator is in tension between, on one hand, contractual obligations and deontological norms, and on the other hand, personal or professional commitments to given public concerns. Here, there is no general solution, but clearly articulating the focus, on process and/or on concern, can help to either find ways to combine both or to make hard choices in an explicit way.

Cases where the concern-focused approach is used to open an alternative route call for yet another set of roles that may be less familiar to the evaluator. Here, evaluation borders on evaluative research or studies. As he enlarges his scope, the evaluator still has many useful reference marks to find in (and to contribute to) the evaluation literature, but he must also connect closely with other fields of study, especially (a) critical research on policies and (b) specialized studies in the field relevant to the focal concern (in our case: environmental studies). (a) The academic disciplines that support critical analysis of policies are essential connections for three reasons. First, they provide many useful intellectual resources to help unravel extremely complex and ambiguous policy situations and processes. Next, on a tactical level, academia can provide institutional shelter and organizational resources for noncommissioned and critical evaluation work. Third, academic arenas can provide vital loci of policy debate, when these are difficult to create in policy arenas dominated by massive asymmetries of power. (b) Specialized fields of study related to the focal concern (e.g., environmental studies in our case) can also contribute tactical support and highly relevant loci of debate. In addition, they are essential because in complex policy fields, policy and scientific debates are increasingly intertwined. Getting an adequate grasp for concern-focused evaluation requires a good knowledge of, and strong connection with, the specialized field of study related to the concern. These are clearly easier and stronger if the evaluator has collaborated over time with that field of study.

To push the limits of evaluation even further, the evaluation field ought to connect more closely with new specialized fields of application. On the environment, a necessary first step is now to combine more clearly two quite different fields of study (Billé, 2007). On one hand, the analysis and assessment of environmental policies falls clearly within the domain of policy evaluation. On the other hand, the necessity of simultaneously evaluating those policies that impact the focal concern brings us into the domain of environmental impact assessment (Fischer, 2007). The two fields currently tend to be disconnected both academically and practically. They must be reconnected. To account for environmental outcomes, evaluation of specialized environmental policies, on the one hand, is too narrow, because the outcomes are determined largely by other, nonenvironmental, policies. On the other hand, impact assessment of sector-based policies (which is the basis of environmental strategic assessment) is not focused enough, because assessing as it does the impact of one sectoral program or policy does not give an adequate grasp of outcomes on a given environmental concern, which is determined by a larger set of policies. By articulating together “actual policy” (including relevant sector-based policies) and “intentional” environmental policy, the concern-focused approach can provide a framework to mobilize both fields and link them together in a clear and relevant way.

Conclusion

To sum up, the complexity and ambiguities of current policies in the field of environment and sustainable development call for new evaluation approaches. These need to be more focused on specific concerns, more clearly strategy-driven, and in deeper connection with research and critical scholarship. This article has presented and illustrated the main foundations and steps of such an approach. In the discussion, it has also explained differences and possible connections with some other, well-established evaluation approaches.

We are well aware that the strategic contexts of policy evaluation are very different depending *inter alia* on national regimes and traditions. This has a crucial effect on the loci of pluralistic debate. It cannot be assumed that they function in the same way in Senegal, in France, in the United States, or in northern European countries. Our own focus on ambiguity and the encroachment of sectoral stakeholders on pluralistic evaluation procedures may be partly due to the specifics of the French administrative and policy context. However, these issues are not confined to France, and concern-focused evaluation may provide useful resources in other contexts with similar issues.

Finally, although our research covers only the environmental field, we would like to conclude by speculating that the current evolutions and trends in policy making that we find to be so crucial in our field (conflicting goals, deferment and transfer of decision making, intertwined scientific-technical, and political issues) may also be very important in other domains (like health, social and urban policies, research and development, etc.). Although we cannot substantiate this speculation with informed examples, we tried to present here our concern-focused, strategy-driven approach in such general terms that it may be easier for readers and evaluators to consider whether and how it may also be relevant in the policy domains in which they are involved.

Note

1. In the rest of this article, unless otherwise specified, we will use the word “policy” in its broadest meaning, that is, for all kinds of organized forms of public action, including projects, plans, programs, legislation on policy, and incentive systems, and so on.

Authors' Note

This article was written further to an invitation of the lead author as a visiting scholar to the Smith School of Enterprise and the Environment and Merton College, Oxford University.

Declaration of Conflicting Interests

The authors declared no conflicts of interest with respect to the authorship and/or publication of this article.

Funding

The author(s) received no financial support for the research and/or authorship of this article.

References

- Abma, T. A., & Stake, R. E. (2001). Stake's responsive evaluation: Core Ideas and evolution. *New Directions for Evaluation, 92*, 7-21.
- Arts, B., & Leroy, P. (Eds.). (2006). *Institutional dynamics in environmental governance (environment & policy)*. Dordrecht, the Netherlands: Springer.
- Billé, R. (2007). A dual-level framework for evaluating integrated coastal management beyond labels. *Ocean & Coastal Management, 50*, 796-807.
- CIME. (1994). *Les Zones Humides, Rapport de l'Instance d'Evaluation*. Paris, France: La documentation française.
- Collectif ComMod. (2005). La modélisation comme outil d'accompagnement. *Natures, Sciences, Sociétés, 13*, 165-168.
- Cousins, J. B., & Earl, L. M. (1992). The case for participatory evaluation. *Educational evaluation and policy analysis, 14*, 397-418.
- Crabbé, A., & Leroy, P. (2008). *The handbook of environmental policy evaluation*. London, UK: Earthscan.
- Fetterman, D., & Wandersman, A. (2007). Empowerment evaluation: Yesterday, today and tomorrow. *American Journal of Evaluation, 28*, 179-198.
- Fischer, T. B. (2007). *The theory and practice of strategic environmental assessment. Towards a more systematic approach*. London, UK: Earthscan.
- Greene, J. C., & Abma, T. A. (2001). Editors' note to the issue on responsive evaluation. *New Directions for Evaluation, 92*, 1-5.
- Guba, E. G., & Lincoln, Y. S. (1981). *Effective evaluation: Improving the usefulness of evaluation results through responsive and naturalistic approaches*. San Francisco, CA: Jossey-Bass.
- Guba, E. G., & Lincoln, Y. S. (1989). *Fourth generation evaluation*. Newbury Park, CA: SAGE.
- Holling, C. S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. Chichester, UK: John Wiley, IIASA.
- House, E. R., & Howe, K. R. (1998). *Deliberative democratic evaluation in practice*. Boulder: University of Colorado.
- Knaap, G. J., & Kim, T. J. (Eds.). (1998). *Environmental evaluation, a primer*. Urbana: University of Illinois Press.
- Lafferty, W. M., & Hovden, E. (2003). Environmental policy integration: Towards an analytical framework. *Environmental Politics, 12*, 1-22.
- Lascoumes, P., & Setbon, M. (1996). *L'évaluation pluraliste des politiques publiques—enjeux, pratiques, produits*. Paris, France: G.A.P.P.-CNRS/Commissariat Général du Plan.
- Lehtonen, M. (2006). Deliberative democracy, participation, and OECD peer reviews of environmental policies. *American Journal of Evaluation, 27*, 185-200.
- Leroy, M. (2006). *Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal: Action et inaction publiques internationales*. Paris, France: L'Harmattan.
- Manin, B. (1987). On legitimacy and political deliberation. *Political Theory, 15*, 338-368.
- Mermet, L. (1996). Les études d'évaluation entre stratégie et méthodologie—l'exemple des politiques publiques en matière de zones humides. *Gérer et Comprendre, 46*, 55-64.
- Mermet, L., & Benhammou, F. (2005). Assurer l'inaction dans un monde familier: la fabrication stratégique de l'incertitude. *Ecologie et politique, 31*, 121-136.

- Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J. -B., & Poux, X. (2005). L'analyse stratégique de la gestion environnementale: un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures, Sciences, Sociétés, 13*, 127-137.
- Mermet, L., Dubien, I., Emerit, A., & Laurans, Y. (2004). Les porteurs de projets face à leurs opposants: Six critères pour évaluer la concertation en aménagement. *Politiques et Management Public, 22*, 1-22.
- Mickwitz, P. (2003). A framework for evaluating environmental policy instruments: Context and key concepts. *Evaluation, 9*, 415-436.
- Miller, R. L., & Campbell, R. (2006). Taking stock of empowerment evaluation—An empirical review. *American Journal of Evaluation, 27*, 296-319.
- Mintzberg, H. (1978). *The structuring of organizations*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2007). *Wetlands*. Hoboken, NJ: Wiley.
- Monnier, E. (1992). *Evaluation de l'action des pouvoirs publics*. Paris, France: Economica.
- Patton, M. Q. (1986). *Utilization-focused evaluation*. Newbury Park, CA: SAGE.
- Patton, M. Q. (1997). Toward distinguishing empowerment evaluation and placing it in a larger context. *Evaluation Practice, 18*, 147-163.
- Pawson, R., & Tilley, N. (1997). *Realistic evaluation*. London, UK: SAGE.
- Stame, N. (2004). Theory-based evaluation and types of complexity. *Evaluation, 10*, 58-76.
- Stufflebeam, D. L. (2001). Evaluation models. *New Directions for Evaluation, 89*, 7-99.
- Themessl-Huber, M. T., & Grutsch, M. A. (2003). The shifting locus of control in participatory evaluations. *Evaluation, 9*, 92-111.
- United Nations Development Programme. (1997). *Who are the question-makers? A participatory evaluation handbook*. New York, NY: UNDP Office of Evaluation and Strategic Planning.
- Uusikylä, P., & Valovirta, V. (2004). *Three spheres of performance governance. Spanning the boundaries from single-organisation focus towards a partnership network*. Paper presented at the European Group of Public Administration Annual Conference, Ljubljana, Slovenia.
- van den Belt, M. (2004). *Mediated modelling: A systems dynamic approach to environmental consensus building*. Washington, DC: Island Press.
- Vedung, E. (1997). *Public policy and program evaluation*. London, UK: Transaction Publishers.
- Viveret, P. (1989). *L'évaluation des politiques et des actions publiques—Propositions en vue de l'évaluation du revenu minimum d'insertion (Collection des rapports officiels)*. Paris, France: Rapports au Premier Ministre.
- World Commission on Dams. (2000). *Dams and development—A new framework for decision-making*. London, UK: Earthscan Publications.

Delivering on environmental commitments?

Guidelines and evaluation framework for an "on-board" approach

Maya Leroy¹
Laurent Mermet²

¹ AgroParisTech
Équipe de recherche Montpellier
Recherche en Management (EA MRM)
648, rue Jean-François Breton
34093 Montpellier cedex 5
France

<maya.leroy@agroparistech.fr>

² AgroParisTech
Centre de Recherche Sens, Éthique, Société
(UMR CERSES)
19, avenue du Maine
75732 Paris cedex 15
France

<laurent.mermet@agroparistech.fr>

Abstract

In contemporary contexts of complex, integrated policies, it has become ever more essential to assess whether environmental political commitments are effectively implemented. Endeavouring to find out, the evaluator finds himself "on-board": committed to one problematic, under strategic pressure, caught between paperwork and field investigation and looking for markers in ever changing situations and discourses. Based on evaluative research on environmental management programs in an arid region, the Senegal River valley, this paper reviews the pitfalls the evaluator has to confront, the successive deconstruction, reconstruction and assessment phases the evaluation has to go through, and proposes an "on-board" framework evaluation to prevent blurring of the environmental bottom-line.

Key words : environmental efficiency, environmental policy, Senegal River, strategic environmental management, strategic evaluation.

Résumé

Évaluer l'efficacité environnementale : directives et cadre d'évaluation pour un système embarqué d'aide au pilotage

Dans un contexte où les politiques, projets et programmes de gestion de l'environnement se présentent comme des dispositifs de plus en plus complexes, il devient essentiel de s'assurer que les engagements environnementaux qui ont été pris sont effectivement mis en œuvre. Pour cela, l'article propose une approche d'évaluation stratégique relative – un système embarqué d'aide au pilotage – qui permet d'évaluer l'efficacité environnementale des dispositifs de gestion mis en œuvre. Basé sur une recherche évaluative des programmes de gestion de l'environnement dans la vallée du fleuve Sénégal, zone où les enjeux de lutte contre la désertification sont majeurs, l'article présente les pièges auxquels l'évaluateur est confronté, les principales étapes du système d'évaluation par lesquelles il doit passer, et propose une grille d'évaluation « embarquée » qui permet de voir si les objectifs environnementaux sont atteints et sinon d'évaluer dans quelle mesure les dispositifs s'en écartent.

Mots clés : cadre d'évaluation, efficacité environnementale, évaluation stratégique, fleuve Sénégal, gestion stratégique de l'environnement, politiques environnementales.

To cite this article: Leroy M, Mermet L, 2012. Delivering on environmental commitments? Guidelines and evaluation framework for an "on-board" approach. *Sécheresse* 23: 185-95. doi: 10.1684/sec.2012.0352

Since the 1980s, the environmental field has seen an accumulation of commitments (policy goals, principles, international conventions) and of rules, plans, programs, and projects intending to fulfil them. In much of the field, a major issue is now to find out whether policies (*i.e.*, rules, plans, programs, and projects) really meet existing commitments. Evaluation in general, and especially evaluating the environmental effectiveness of policies – whether or not they meet the environmental bottom-line – increasingly becomes a prerequisite for further progress in environmental management and policy (Mickwitz, 2003; Crabbé and Leroy, 2008).

The problem can be framed in two quite different ways, depending on the status conferred to dissension about the goals and means of environmental policies (Scrase and Sheate, 2002). First, one may regard politics and dissension as confined to goal-setting, and so as having been settled by institutional commitments (international treaties, EC directives, national laws). From that perspective, the implementation of environmental commitments is seen as a joint challenge shared by all actors. The explanation for, and the remedies to, gaps in the implementation is then to be looked for in difficulties such as coordination problems, poor organisational design and administration, technical obstacles, insufficient methods and indicators, etc. Second, one may, on the other hand, view environmental political commitments as just one step in an on-going struggle that is underpinning the transition to a more ecological society. From that perspective, the implementation of any environmental policy is no less political, and thus strategic and dissension ridden, than was the negotiation of the commitments the policy is meant to meet. Furthermore, the evaluation of environmental policy must then itself be seen as subject to the same dissension and struggle.

Our experience of, and research on, environmental policies and management clearly converge with Scrase and Sheate's analysis and conclude in favour of the second, more strategic, perspective on environmental commitments, policies, programs and their evaluation. This has profound consequences for the theory and practice of evaluation. It justifies critical reluctance towards methods that rely on consensus-building between stakeholders convened "around the table", if these methods run the risk of providing a majority to stakeholders eager to "drown the fish" of the environmental effectiveness of policy. As an alternative, we have

proposed a concern-focused evaluation (Mermet *et al.*, 2010), based on a "strategic environmental management analysis framework" (Mermet *et al.*, 2005). Concern-focused evaluation can be summarised in the following four points:

- defining the focal concern;
- developing criteria and synthesizing observed variations in environmental quality;
- identifying policies that contribute to the concern being met or not. The "actual policy" regarding that concern consists of the whole set of public policies that impact it positively or negatively (e.g., in matters of wetland conservation in arid regions: agricultural development and irrigation programs, subsidies to several crops and intensive agricultural practices, hydroelectric development projects, wetlands conservation programs, etc.);
- evaluating policies specifically aimed at meeting environmental commitments. By assessing the "intentional policy", by understanding how it actually plays out in the wider picture of "actual policy", the evaluator will see all the classical, non-dissensual causes of implementation gaps.

But he will also uncover causes and responsibilities that are often obscured by consensual framings and methods of evaluation. Furthermore, he will clearly situate the multiple aspects of implementation and its difficulties in the strategic, dissensual scenes and struggles of policy implementation.

This article is based on research carried out over a period of six years that has combined diagnostic analysis of the degradation of wetlands and ecosystems in the Senegal valley and policy evaluation of environmental programmes associated with hydropower development at the Manantali dam on the Senegal River in West Africa (Leroy, 2006). The purpose of the research was to develop and support detailed elaboration of the theoretical and methodological "strategic environmental management analysis framework". We will not be going back over how this case study allows us to consolidate the four phase logic of concern-focused evaluation, as this has already been explained in a previous article (Mermet *et al.*, 2010) but we will, however, be going further into how these evaluations are conducted, by providing the guidelines and tools that the evaluator will be using. The article will be organized in two main parts before the final discussion. The first reviews in a pragmatic way six challenges that the "on-board" evaluator has to take up, and

proposes guidelines to steer his way through the confusion and turmoil of volatile environmental issues. The second accompanies the evaluator through the case study of the Senegal River reflects more systematically on steps and tools for the enterprise and shows how these solutions can be integrated into an "on-board" evaluation framework. Finally, we will discuss some of the theoretical, methodological and practical issues raised by this approach.

Six challenges and guidelines for the evaluator who wants to get at the environmental bottom-line

Evaluating environmental public policy involves analyzing managerial arrangements that transform externality problems into strategic settings. That is why the general methodology of our research on the Senegal River (Leroy, 2006) is in line with pragmatic sociological methodology to account for the shaping of these strategic settings, based on a longitudinal case study, as highlighted by other authors (Coutouzis and Latour, 1986; Barbier, 2008). Working on the process of organisation as it evolved, confronts the evaluator with a variety of vested interests and motivations, quite often contradictory or conflictual, with a multitude of rationalities, and with controversies of a strategic nature connected with the organisational process (Chanal *et al.*, 1996). Given that the zone in question revealed conflicts, as in most situations of environmental management, particularly concerning the use of the rivers resources, we decided to understand the asymmetry of power which develops, and the controversies and conflicts that cause problems in the context of a more ecological management of the river. Drawing upon the extreme diversity of interests revealed by these controversies and conflicts is another methodological aspect that is provided by the comprehensive sociology and by the sociology of collective action (Crozier and Friedberg, 1980) that we have mobilized in this research. Our methodology, in which the triangulation of data plays a vital role, consists of a combination of:

- socio-ethnological inquiries resulting from interviews with the actors and organisations implicated in Senegal River's environmental management, and participant observation;
- documentary analysis: a retrospective analysis of the numerous documents produced by the actors throughout the

process of managing (activity reports, strategic documents, procedural documents, etc.) as well as the documents of reference that justify their actions (scientific articles, literature and surveys relating to the problem they are trying to resolve, legal texts, etc.);

– qualitative analysis of inter network communication (bulletins, website, the Internet, campaigns, etc.);

– fieldwork observation when possible (for a more detailed presentation of our methodology see Leroy, 2006).

As in our previous experiences when evaluating wetland's public policy in France (CIME, 1994; Mermet, 1996), or as in the evaluation of integrated coastal management programmes (Billé, 2007), we were faced with certain actors who may obstruct the evaluation by concealing certain problems and responsibilities. It is therefore essential that the evaluator, like the researcher, is aware of criticisms arising during the evaluation process which could be used for strategic ends as well as rhetorical arguments intended to disqualify problems, to remain approximative, to avoid clarification, or to jeopardise the debate. Based on these studies we have identified six potential pitfalls confronting any evaluator who is intent on getting at the environmental bottom-line of policies, programs and projects. Since they combine different levels – tactics of the evaluation situation, methodology, position of the evaluator and framing of the evaluation – they may come out as heterogeneous. But taken together they provide pragmatic and experience-tested complementary perspectives on the challenges of "on-board" evaluation. As we present each of the six challenges, we introduce it with the presentation of a simple guideline suggesting how it may be overcome.

Refuse consensus as a *sine qua non* condition for implementation and evaluation

There is a strong tendency to assess policies in terms of goals that are accepted by all or most parties or stakeholders. In many situations, this hinders evaluation of environmental management because there is little consensus on the level of ambition with which an environmental goal should be pursued, or on the nature of environmental goals. A frequent compromise is to redefine the aims of the policy through stakeholder's participation and pluralistic or deliberative evaluation methodologies (Monnier, 1992; House and Howe,

1998). This often results in constantly re-negotiating criteria amongst a constituency of stakeholders, many of whom hold both a strong position of power and a reticence towards ambitious environmental goals. This may result in relegating environmental effectiveness in evaluations, often to the point where it is lost sight of and disappears from the agenda.

To overcome this problem, the evaluator should be prepared to base his environmental evaluation on environmental goals that do not always receive wide support in the field where he conducts his work. He can then base his evaluation on environmental criteria that are viewed as clear and compelling by those actors who are committed to environmental goals, even if such goals do not attract wide support at a given time, in a given field situation. In the Senegal valley research presented below (Leroy, 2006), this was done by focusing on international commitments taken by the riverside states on wetland protection, water management and biodiversity in an arid region. Although interviews showed such standards were met with reluctance by many actors in the field, they provide a clear and legitimate base for an environmental evaluation of how the ecosystem is really managed.

Start from clear environmental commitments, rather than from one program

Another tendency is to focus evaluation on one given program, rather than on the environmental problem at hand. This is rarely relevant for environmental evaluation because most environmental problems have complex causes and are subject to many policies and programs. Analysing just one of them for evaluation, it may be difficult or irrelevant to connect it with the environmental bottom-line.

So the evaluator may rather start not from one program or the other, but from the environmental bottom-line he has set as the basis for his evaluation. For example, in the 1994 French wetland policies evaluation (CIME, 1994), it rapidly became clear through a survey of all public programs affecting the condition of wetlands that the decreasing quantity and ecological quality of French wetlands is the result of policies from the Ministries of agriculture (drainage, fir plantations in bogs, dams and pumping for irrigation), of industry (hydroelectricity, gravel extraction) or of public works (dredging and filling for canals, harbours, or other infrastructure), rather than of conservation programs which were

directly enforced on only approximately 7% of the total wetland area at the time of the evaluation. To evaluate with the environmental bottom-line in view, it is crucial to consider the whole set of policies with an impact. Otherwise, one could well end up with a situation where the degradation of wetlands is imputed to the ineffectiveness of wetland protection programs, when it is mainly caused, for instance, by an agricultural drainage policy. Blaming a bad environmental bottom-line on those few actors who struggle in favour of the environment seems less useful than clearly assessing the impact of other policies that are responsible for environmental degradation.

Aim at sufficient proof rather than at unachievable datasets and calculations

Environmental systems are complex and change with time. Characterising an ecosystem, measuring how its quality evolves, can rapidly turn into technical puzzles. How exact and exhaustive should the data be for an adequate assessment of the environmental bottom-line? In our work, we have repeatedly noticed situations where excessive demands on the quantity or quality of data were bogging down the evaluation. This can happen as a result of arbitrarily high standards by experts, or through actors who are hostile to environmental evaluation. This has proven instrumental in the high impact of the wetland policy evaluation study (CIME, 1994). Actors hostile to the evaluation first claimed that one could not assess variation of wetlands conditions, without a precise map of wetlands at the beginning and the end of the evaluation period. But if a wetland is known to be between 2,000 and 3,000 hectares in surface (the lack of a precise figure being due to difficulties and debates about limits on fringes of the wetlands), if there is an 800-hectare drainage program in the heart of the wetland, and if no other changes are manifest, then it is clear enough that the wetland will be reduced by about 800 hectares. So the evaluator can insist that the evaluation does not yield to demands for irrelevant levels of precision, data quality, or levels of proof, but focus on the best feasible demonstration in the real situation.

Firmly link environmental political commitments to ecological criteria

In evaluation situations, pulling together political commitments and ecological

and technical data, often seems like linking together two disconnected spheres, with different languages, actors, logics and experts. The gap is often so wide that this can become an obstacle to evaluations that clarify the environmental bottom-line. For instance, political commitments often both leave a wide margin for interpretation and include such long lists of items, or "to-do lists", that the key environmental items are lost.

Assessing the environmental bottom-line, however, does require that one clearly connect political commitments on the environment and scientific/technical criteria. Just as the evaluator had to clearly posit which environmental commitments he was going to use as the bottom-line for his evaluation, he also has to translate them into ecological and technical criteria. Our findings have shown that in most situations, an appropriate diagnosis can identify a very limited number of issues that are crucial if the ecological problem is to be solved, and that are core obstacles, *i.e.* the "hard issues", which environmental policies come up against. Defining these few issues that connect knowledge on the main needs of ecosystems and the most relevant environmental political commitments requires an in-depth screening and interviews both on the political and technical side. But once this is done, one can focus the evaluation on the decisive hard issues that will make an essential difference for the environmental bottom-line.

Assess the relevance of programs, goals and outcomes to crucial ecosystem issues

Another challenge is the gap between commitments with a wide scope (for instance sound management of water at the watershed scale) and tools and programs with a much more restricted scope (for instance program subsidising residual water purification at the household level). If the gap is very wide, evaluation may tend to opt for one of three strategies, each of which miss the environmental bottom-line. If it focuses only on the scope of one program, it may lose sight of the main environmental issues. If it embarks upon the task of assessing all programs relevant for an environmental issue at once, it may end up bogged down in an unfeasible project. If it renounces the evaluation of given projects and programs and declares itself satisfied with a more general view of the situation, it tends to miss the crucial concrete issues of implementing environmental policy in the field.

What the evaluator can do here is to strike a balance by focusing on those few projects and programs that are most relevant to account for the degree to which the environmental bottom-line is met or not. Their in-depth analysis is likely to reveal essential information and understanding about the difficulties and opportunities. The Senegal valley evaluation presented below will illustrate how the evaluator can link political commitments and action programs and look for relevance – that is, both to choose which programs should be analysed, and to evaluate each program based on a clear understanding of what can make it relevant or otherwise in terms of the environmental bottom-line.

Embed management systems and evaluation tools to concrete situations

A last potential pitfall lies in the tendency to isolate administrative and technical environmental management systems from the threefold background of the political scene and environmental commitments, the concrete social and administrative contexts of program implementation, and the real environmental field conditions. A rational approach to the implementation of environmental programs, at the risk of caricature, can be summarized in the following way: once political commitments have been made, they could be translated into technical criteria and indicators; those could then be used directly both for the design of programs and for their evaluation. If the system is coherent enough from the start, there should be no need to go back either to political debates on aims, or to the intricate analysis of social and organisational implementation, nor to open new debates on the science of the case. One would just have to gather information on the indicators and, from there on, evaluation would just be a technical and administrative matter of compiling and treating data.

Whereas such approaches may seem to provide a rational way of staying focused on the bottom-line right from the start, they run a major risk of failing. Indeed, by staying on technical and apparently more objective ground, they do not escape political and stakeholders' pressures to avoid or water down criteria that may expose insufficiencies and hard issues. Rather, the pressures are played out in technical form (methodology, data, etc.) and are difficult to discuss openly if technical (methodological) and political questions are not dealt with in parallel.

Systematic and continuous systems of indicators tend to induce much higher demands on data than what is sufficient to demonstrate important changes in the environment bottom-line in an external evaluation. Also, these approaches are vulnerable to the pressure of (political) time. After an interval of several years between the inception of the system and its use for evaluation it can be easy to evade or redefine political commitments presented as obsolete.

The evaluator can choose the opposite path. Rather than trust – or distrust – management and monitoring systems, he can systematically revive their connections with political environmental commitments. To do so he may re-examine (a) the meaning of previous political commitments; (b) the real administrative and social functioning of the corresponding programs; and (c) the concrete environmental situation in the field – and then connect the three dimensions. The impact of an evaluation lies precisely in cross-examining these elements. Does it hold well in the current situation (political, administrative and social, ecological)? If not, why not? And what re-commitments are called for if we are finally to take up the environmental challenge? In that sense, evaluation is profoundly different from the administrative follow-up of action programs deriving from past political commitments. It is closer to laying the foundation for a new, or renewed, commitment, and thus, to strategic planning of the future.

Evaluating an environmental management program in the Senegal valley: an "on-board" approach and framework

Each of the six challenges we have just reviewed can be difficult to overcome, but they are also interconnected. They all have to be dealt with every time one wants clear answers on the environmental bottom-line. Inversely, if one challenge is poorly met, it tends to make the others more difficult. For instance, unclearly stated goals confuse the definition of technical criteria and the acquisition of data. So an effective evaluation has to rely on a methodology that meets these challenges in an organised way. We will now introduce, illustrate and discuss evaluative research on environmental management programs in the Senegal valley (Leroy, 2006). Of course, designs can, and will, vary depending on

environmental and policy issues, and on evaluation use intentions in the context of the evaluator's strategic situation (Patton, 2008). But whatever the detailed tools and steps of the methodology chosen, the "on-board approach" has three phases:

- phase 1: deconstruction, to go beyond the apparently consensual environmental management that is usually presented;
- phase 2: reconstruction, when the evaluator posits criteria for his analysis and assessment;
- phase 3: assessment, when he confronts the realities of the field in relation to the environmental commitments, the bottom-line.

The deconstruction phase: concrete situations in place of management discourse

Evaluation starts from a roughly stated environmental problem and a complex field situation. In the Senegal valley, the central environmental issue is the impact of two recently built dams, and of ongoing projects to modify their management and potentially complement them with new hydraulic works.

The Senegal River, 1,700 km long, is shared by four main riparian states: Senegal, Mauritania, Mali, and Guinea. It flows through mostly desert regions. Its natural hydrology reflects the conditions of the upper basin, and being tropical is characterized by a period of high water (July-October) with a flood peak usually in September (3,515 m³/s characteristic flood flow) and a period of low water (4 m³/s characteristic low water flow). The absorption of the flood is very important (low slope and large overflow in the floodplain) and the flood propagation between entry into the floodplain (Bakel) and the delta 800 km downstream (Dagana) takes over a month (Rochette, 1974; Albergel *et al.*, 1993). These averages hide a huge inter-annual variability that has been modified with the commissioning of the dams in 1987. Yearly floods create a complex of aquatic and terrestrial habitats which are essential for biodiversity (Trochain, 1940; Bourlière *et al.*, 1976; Ba and Noba, 2001), birdlife (Morel and Morel, 1990), fisheries (Reizer, 1974), grazing and for flood recession agriculture (Boutillier and Schmitz, 1987). The Senegal valley and the estuarine zones were areas of extraordinary ecological richness which have degraded over a century of agricultural development (dykes, irrigated areas) which has accelerated over the last 20 years, following the Saharan drought, when two dams were built

(Leroy, 2006). Upstream, the Manantali dam was built in the 1980s and came into operation in the 1990s, with the triple purpose of complementing low water flows for: (i) irrigation along the valley; (ii) navigation; and (iii) hydropower. Its main impact is the disappearance of the natural annual flood which is vital for wetland ecosystems along the valley, for water habitat and fisheries, for ground-water and vegetation, for flood recession agriculture and more generally traditional, ecosystem-services based activities, such as fishing, farming and range management (Boutillier *et al.*, 1962; Lericollais and Schmitz, 1984; Schmitz, 1986). Downstream, the Diama dam blocks the dry-season intrusion of sea water along the river bed, with the purpose of preserving and increasing freshwater resources, especially for massive irrigated agriculture projects in the delta. Its main impacts are severe disturbance of the estuarine ecosystem and replacement of most associated habitats by intensive agriculture. The damage to ecosystem functioning and biodiversity is considerable, yet mitigated by the creation of protected areas that are artificially supplied with water, mostly to conserve some habitat for migratory birds. Both dams and large-scale hydraulic engineering works have been carried out under the authority of the Organisation for the Development of the Senegal River (OMVS), an intergovernmental organisation grouping Mali, Senegal and Mauritania. Created to promote the economic development of the Senegal River basin, the OMVS hosts the technical team in charge of planning and management the dams, and its governance relies on negotiation between the member states. The main current project is to equip the Manantali dam with a 200 MW capacity hydro-electric power generation, that would provide about 800 GWh in a average hydrology year, to be dispatched to the respective capitals of Senegal, Mauritania, and Mali, through 1,400 km of transmission lines. International funding for the project, by the World Bank and several donor countries, has been made conditional on the satisfactory implementation of a comprehensive "Program for Environmental Impact Mitigation and Monitoring" (PASIE). How effective is this program, in environmental terms? And what are the prospects for the ecosystems of the Senegal valley under current development projects?

The deconstruction phase starts from reading official documents. To push beyond a management discourse emphasising consensus and environmentally

responsible choices, one has to open the black box of political intrigue, of intricate management systems and programs, of highly complex ecosystem issues. In the Senegal valley, this was done through an extensive study of existing documents, both managerial and academic, and a program, in the first year of investigation, of 50 interviews with policy-makers, managers, engineers, natural and social scientists, local resource users. This work revealed a plethora of information, social and political, anthropological, managerial, hydrological and ecological. After a year of such open investigation, the importance of the accumulated information brought to light major contradictions and controversies between sources about the facts and diagnosis of the case, serious gaps in knowledge and data, contradictory or incompatible points of view from various actors on values, management issues, options and prospects. In the Senegal valley, this includes *inter-alia* debates on complex hydrological data about annual floods and their effects, abundant but heterogeneous and incomplete information on valley ecosystems, complex social, political, administrative and managerial processes that several management documents fail to comprehend. The evaluator now accumulates ample and relevant material, but in a thoroughly deconstructed way. He seems to be worse off than he would have been, had he taken for granted the official management discourse and built his evaluation from there.

The reconstruction phase: re-defining relevance and effectiveness

A priority is therefore to reconstruct a clear picture of the ecological criteria that will serve to assess the environmental bottom-line against which "actual" and "intentional" policies will be evaluated. This is largely a matter of determining a small set of key environmental claims, of crucial drivers and outcomes for ecosystems, and of combining them to define criteria. The key issue here is relevance: establishing a very small number of criteria with high relevance both to environmental commitments and ecological issues.

In the Senegal valley evaluation, the vital lead for this reconstruction was provided by the international conventions that helped us to build a normative framework for the assessment of programs decided by governments, intergovernmental organisations and international

donors. Moreover, large international environmental agreements produce relevant bodies of work that link political commitments with managerial doctrines and technical understanding and standards. For instance literature produced by the Ramsar convention includes commitments on the conservation of wetlands, but also identifies key technical issues like wetland functions and preservation of lateral and vertical exchanges between hydrosystems and wetlands, as well as the management concept of "wise use", that is, favouring human activities that rely on, and do not damage, the ecological functioning of wetlands. The result of this first effort of reconstruction is presented in *table 1*. Senegal valley environmental projects, programs or policies will be assessed as to their effective contribution in fulfilling this set of commitments. However, defining the issues fundamental to environmental bottom-line evaluation goes only half way. One still has to define the benchmarks against which the bottom-line will be measured. Here the issue is one of effectiveness: do programs make enough of a difference in meeting the relevant environmental commitments? As discussed above, defining the benchmark risks bogging down evaluation if excessive demands of precision are made, relative to limits in the available knowledge and data. In the case of the Senegal valley, as in some previous studies (Cattan *et al.*, 1996; Poux *et al.*, 1996), we adopted a very simple set of relative benchmark levels. The program under assessment either leads (or contributes to):

- rapid degradation;
- gradual degradation;
- stabilisation of ecosystem state and functions;
- restoration of ecosystem state and functions.

These criteria allow us to produce a "relative evaluation" which is why we designate this evaluation as an "on-board approach". The criteria define the variations, that is to say the "trends" and not the "state" of the ecosystem, in terms of slowing down, stabilisation, or acceleration of degradation processes. The programs, projects and plans to be evaluated can therefore be positioned within a standardised framework of which the evaluative reference points are the major environmental issues. For each of the key targets defined in *table 1*, based on a triangulation of available data and understanding from the deconstruction phase, we defined qualitative and quantitative criteria to help with the benchmarking of programs' aims and outcomes. Regarding the crucial issue of the annual flood, for instance: a lack of artificial flooding, or a high proportion of years without such flooding (1 in 2 or 3 years) is interpreted as rapid degradation; a weak artificial flood (150,000 flooded hectares or 40,000 hectares of flood recession agriculture), or more years without flooding than in the natural hydrological pattern, is interpreted as slower degradation; a regular annual artificial flood with a fair duration and volume (230,000 hectares flooded, or 70,000 hectares of flood recession agriculture) will count as a stabilisation on this issue; a regular annual flood of high amplitude (330,000 hectares, or 110,000 hectares of flood recession agriculture) will be seen as a form of ecological restoration. Regarding the "wise use" issue, policies effectively promoting technical and economic activities that do not rely on ecosystem functions and that require infrastructure works that hinder such functions are assessed as rapid degrada-

tion; policies that plan for the gradual disappearance of activities based on a sustainable use of ecosystem functioning (fisheries, non-intensive cattle-raising, flood recession agriculture...) are assessed as resulting in slow degradation; policies that support and revitalize such activities are seen as restorative. The same construction of criteria for all five key issues leads to a synthetic "on-board evaluation framework" cross-referencing relevance and effectiveness, that is, key issues and the level to which they are met by evaluated programs (*table 2*).

The assessment phase: appraising programs against the environmental bottom-line

The reconstruction phase thus provides a clear set of criteria against which the environmental effectiveness of management and policies can be assessed. As discussed above, such management must be conceived both at the program level – because the effective operation of such programs is the concrete basis of management – and at the level of the overall human action on the ecosystem, i.e. the sum of all impacting programs and activities which we defined as the "actual" management of the ecosystem. To illustrate program assessment, we will focus on the Program for Environmental Impact Mitigation and Monitoring PASIE. Identified by states and donors as the main tool to attain environmental goals in managing the river Senegal, it is the means through which funding is presented as conditioned on good management of the environment, and receives major funding (in the 1999 OMVS plan, 17.5 million US dollars, about 4% of the cost of the hydro-power

Table 1. Environmental commitments and stakes in the Senegal River valley.

Environmental commitments	Environmental stakes for the Senegal River valley
Preservation of hydro-system functions (Ramsar Convention, Convention on Biological Diversity-CBD, Agenda 21 article 18, Global Water Partnership and World Water Council)	1- Release sufficient water from the Manantali reservoir to maintain an artificial flood (to allow for flooding of the valley). 2- Limit dyke building and other unfavourable construction or alteration (to allow for lateral and vertical exchanges).
Conservation of wetlands (Ramsar Convention, CBD, Convention to Combat Desertification-UNCCD)	3- Safeguard and restore wetlands in terms of ecological quality as well as surface area.
Conservation of biological diversity and of threatened wild species (CBD, Bonn Convention, Berne Convention, World Heritage Convention, Algiers Convention, Ramsar Convention, Convention on International Trade in Endangered Species-CITES, Agenda 21 article 15)	4- Limit degradation and disappearance of natural resources: maintain viable populations of species in natural surroundings or re-populate, restore habitats and control pollution.
Wise use of ecosystems and multi-usage management at community level (Ramsar Convention, CBD, Agenda 21 articles 26)	5- Favour knowledge, innovations, and practices which preserve, maintain, and enhance natural ecological and hydraulic functioning of wetland ecosystems.

Table 2. « On-board » environmental evaluation framework for Senegal valley environmental commitments.

	Rapid degradation	Slow degradation	Stabilisation	Restoration
Annual flood	Lack of artificial flooding (flood coming only from uncontrolled tributaries, high proportion of years without flooding)	Weak artificial flood (or more years without flood than in the natural hydrological pattern) 150,000 flooded hectares (or 40,000 hectares of flood recession agriculture)	Regular artificial flood with a fair duration and volume 230,000 hectares flooded (or 70,000 hectares of flood recession agriculture)	Regular artificial flood of high amplitude 330,000 hectares flooded (or 110,000 hectares of flood recession agriculture)
Lateral and vertical exchanges	Acceleration of major dyke building and infrastructure works and dredging in the river bed with mitigation of impacts (or development at current rate without reduction of impacts)	Development of dyke building and infrastructure works in the river bed with mitigation of impacts	Termination of dyke and river bed works limiting lateral and vertical exchanges or equivalent compensation	Termination of major dyke and river bed works and restoration of degraded areas
Wetlands	Infrastructure works in the river bed without wetlands protection	Infrastructure works in the river bed with wetlands protection, restoration of existing protected wetland areas	No net loss (in surface or quality), termination of destructive practices or equivalent restoration	Termination of destructive practices and restoration of degraded wetlands
Biodiversity	Uncontrolled use with negative impact on the preservation of fauna and flora and disruption of natural ecosystem functions	Maintenance of certain species in protected areas, gradual degradation of functional ecosystems	Maintenance of biodiversity at current levels. No net loss	Preservation of functional ecosystems and restoration of habitats, regeneration of species reproductive potential.
Wise use	Promoting technical and economic activities that do not rely on ecosystem functions and that require infrastructure works that hinder such functions	Gradual disappearance of activities based on a sustainable use of ecosystem functioning (fisheries, non-intensive cattle-raising, flood recession agriculture, traditional forestry. . .)	Maintenance at current levels activities based on a sustainable use of ecosystem functioning (fisheries, non-intensive cattle-raising, flood recession agriculture, traditional forestry. . .)	Support and revitalize activities based on a sustainable use of ecosystem functioning (fisheries, non-intensive cattle-raising, flood recession agriculture, traditional forestry. . .)

plant project). The assessment phase requires a detailed analysis of the design of the program, of its organisational operation and of its implementation (allocation of funds, redefinition of priorities, etc.).

The PASIE is a six-fold program:

- mitigation of impacts of the power-plant project;
- involuntary resettlement and compensation program;
- optimisation of reservoir management;
- health component;
- monitoring, coordination, communication;
- auxiliary actions.

On close examination, the first two concern the construction of the installations and the direct, momentary impact of the works, including resettlement and land acquisition in order to establish the transmission towers and substations, access roads and construction work areas. The fourth is about public health policy (all aspects of proposed plans to improve human health through ecosystem management and restoration have been rejected at an early stage by OMVS). The sixth is about rural electrification and development, with no relevance to the main environmental issues. The fifth has a limited element of ecosystem management, through the

establishment of an Environmental Monitoring Office within OMVS (*Observatoire de l'environnement*), planned at a cost of 1.8 million US dollars. The only part of the project with a bearing on the management of the valley ecosystems is the third. It receives the lowest funding: approximately 15% of the programs budget. The initial terms of reference for this third part of the program revolved around two issues:

- building a rainfall-runoff model to optimise the ecological use of water released for floods by coordinating it with the natural floods of non-dammed affluents of the river;
- evaluating floods from the point of view of "the theoretical needs of natural habitats and of human uses relying on them", so that release for artificial flooding will "re-establish a considerable part the traditional floodplain functions" (World Bank, 1997: 35) and will "allow flood recession agriculture, but also aquifers recharge, grazing land and forests regeneration, fish reproduction, wetlands management" (OMVS, 1996, section E-1: 3; OMVS, 1999, part C: 6). Such terms of reference have a clear relevance to the key environmental issues of the Senegal valley. Implementation, however, led to major redefinition.

The rainfall-runoff model was dropped from the program at the initiative of the French research institute in charge of it, on technical, cost and feasibility grounds. The final recommendation for this part of the programme is a fixed-date release for artificial flooding because "it will have only minor consequences on electricity production". Such a fixed-date release does not take advantage of synergies with natural flooding (and thus leads to smaller levels of flood, the amount and cost of water released remaining constant), and leads, in years with a long interval between natural and artificial floods, to very negative consequences for ecosystems and flood recession agriculture. The proposed release is also conditional on the technical consideration of the water level in the dam for ensuring optimal electricity production, which results in adopting a no-release policy even in years with sufficient rainfall for flooding.

The second main topic of the terms of reference is redefined during the program study phase as a need to characterise the "uses" of water. It effectively focuses mainly on water for agriculture, both for irrigation and for flood recession agriculture. The first has no need of annual floods, and no connection with

ecosystem functioning – on the contrary, new irrigation perimeters are often built at the expense of wetlands, forests, or extensive grazing land. As for flood recession agriculture, they find it hard to see it as sustainably relying on ecosystem functioning. They propose to optimise the flooding of cultivated areas and to retain water in a controlled way through “simple hydraulic works”. In other words, they recommend a transition towards controlled irrigation by submersion, which would effectively disconnect flood recession agriculture from the ecological functioning of hydrosystems and wetlands. On the other aspects of “the needs of natural habitats”, only the issue of fish populations’ viability has been investigated seriously. The Canadian experts in charge of that part of the study recommend management aims for artificial flooding between 234,000 and 200,000 flooded hectares, corresponding to what we defined above as “stabilisation” or “restoration” levels. These recommendations, to our knowledge, have not been adopted by the dam management in preparation by OMVS. All other aspects (grazing areas and activities, forests, aquifer recharge, water quality, health connected with ecosystem management) were only granted means for light expertise (between 5 and 10

person-days each). They could produce no new information or analysis, and made no difference in the output of PASIE. Our careful analysis of the PASIE studies and their cross-checking with other and previous hydrological studies clearly shows that there is opposition between the aims of maximising the profitability of electricity production and of ensuring a sufficient flood (in amplitude, length and frequency) to sustain ecosystems and traditional uses in the valley. Finally, OMVS has had to include some artificial flooding as one of the objectives of the dam’s management. It has done so under the social and political pressure of poorer farming communities supported by NGOs who depend crucially on flood recession agriculture and cattle-raising in the valley. But the amplitude, length and frequency of the flood have been reduced to as low a level as possible, the priority being electricity production and irrigation. When measured against our evaluation frame, the PASIE leads to slow degradation on some issues and rapid degradation on others (table 3). One can choose, in examining the PASIE, to focus mainly on efforts to attenuate the impacts: they slow down the already rapid degradation of the ecosystems in the valley. Is it a compromise? The PASIE also states that

artificial flooding should be maintained for a transitory period of 20 years, until agriculture relies entirely, the planners expect, on irrigation. When carefully assessed beyond its fine façade of demanding procedures and reasonable compromises, the intentions and results of the PASIE contrast with the aims for wetlands conservation and sustained wise use, for functional hydrosystems, to which the states of the Senegal valley and their donors are committed (table 3). Do other programs or activities close up the gap? We studied two of them in detail, in Senegal (Leroy, 2006): the Left-bank Land Management Plan (PDRG, 1994) and the Regional Environmental Action Plan (MEPN, 1997). Although they contain some positive features that may slow down the degradation of ecosystems and lead to some restoration locally (Humbert *et al.*, 1995), they do not have the potential of reversing the trend. During the deconstruction phase, we looked systematically for actors and strategies in favour of a more environmental management of the Senegal valley ecosystems (such as the study of environmental health on intestinal schistosomiasis, or the study of the Strategic reflection group commissioned by the Senegalese Ministry of Agriculture, or the

Table 3. « On-board » environmental assessment of the Program for Environmental Impact Mitigation and Monitoring.

	Rapid degradation	Slow degradation	Stabilisation	Restoration
Annual flood	Lack of artificial flooding (flood coming only from uncontrolled tributaries, high proportion of years without flooding)	Weak artificial flood (or more years without flood than in the natural hydrological pattern) 150,000 flooded hectares (or 40,000 hectares of flood recession agriculture)	Regular artificial flood with a fair duration and volume 230,000 hectares flooded (or 70,000 hectares of flood recession agriculture)	Regular artificial flood of high amplitude 330,000 hectares flooded (or 110,000 hectares of flood recession agriculture)
Lateral and vertical exchanges	Acceleration of major dyke building and infrastructure works and dredging in the river bed with mitigation of impacts (or development at current rate without reduction of impacts)	Development of dyke building and infrastructure works in the river bed with mitigation of impacts	Termination of dyke and river bed works limiting lateral and vertical exchanges or equivalent compensation	Termination of major dyke and river bed works and restoration of degraded areas
Wetlands	Infrastructure works in the river bed without wetlands protection	Infrastructure works in the river bed with wetlands protection, restoration of existing protected wetland areas	No net loss (in surface or quality), termination of destructive practices or equivalent restoration	Termination of destructive practices and restoration of degraded wetlands
Biodiversity	Uncontrolled use with negative impact on the preservation of fauna and flora and disruption of natural ecosystem functions	Maintenance of certain species in protected areas, gradual degradation of functional ecosystems	Maintenance of biodiversity at current levels. No net loss	Preservation of functional ecosystems and restoration of habitats, regeneration of species reproductive potential.
Wise use	Promoting technical and economic activities that do not rely on ecosystem functions and that require infrastructure works that hinder such functions	Gradual disappearance of activities based on a sustainable use of ecosystem functioning (fisheries, non-intensive cattle-raising, flood recession agriculture, traditional forestry. . .)	Maintenance at current levels activities based on a sustainable use of ecosystem functioning (fisheries, non-intensive cattle-raising, flood recession agriculture, traditional forestry. . .)	Support and revitalize activities based on a sustainable use of ecosystem functioning (fisheries, non-intensive cattle-raising, flood recession agriculture, traditional forestry. . .)

Validation of the environmental assessment required by Canadian cooperation [Leroy, 2006: p. 328-334]). The best of their strategic intervention as it is translates in the results of the PASIE, which they fought to reorient as much as was in their power to do, with the results we just assessed. The compromise on the Senegal valley ecosystems is one of gradual degradation. It is highly fragile, when considering the pressures from the irrigation, electricity and navigation. In the Senegal valley today, riparian States and their donors are not on the way to fulfilling their international environmental commitments.

Conclusion and discussion

We will not elaborate here on the reasons (historical, political, financial, bureaucratic) which effectively confer a low priority to environmental commitments, these points are developed in depth in the detailed case study (Leroy, 2006). Our main points here have been (1) to underline that environmental evaluation of policies is based on a duty of clarification, of enabling those parties and stakeholders who take environmental commitments seriously to assess what actions are effectively taken to fulfil them; (2) to show the challenges and pitfalls such clarification has to overcome and (3) to suggest a coherent, strategic approach to overcome them. This "on-board" approach raises some fundamental issues that we will now briefly discuss.

Based on the Senegal case and the preceding review of challenges to the evaluator who wants to get at the environmental bottom-line, let us take stock of our main proposals.

Getting at the environmental bottom-line when evaluating policies requires the framing of evaluative questions and the treatment of content with a focus on environmental effectivity concerns. This is in essence the "concern-focused evaluation" and its four steps for constructing the evaluation: define a focal concern, translate it into ecological and technical criteria, identify and analyse all policies with an impact on the concern ("actual policy"), then evaluate policies that are targeted on the focal concern ("intentional policy") confronting actual and intentional policy to understand actual results and the strategic situation of actors with a serious environmental intent (Mermet *et al.*, 2010).

The concern-focused approach, however, centers on the core of evaluation

methodology: the framing of evaluative questions, and the terms of evaluation used (in our case, to serve most directly those actors who are intent on obtaining environmental effectiveness from policies). This leaves open essential aspects of the evaluator's intervention. Here, we have been concerned with situations where a significant part of the stakeholders perceive the effort to clarify the environmental bottom-line of policies as inappropriate interference. Whether conducting an evaluation commissioned by stakeholders who have not been able to create a consensus on the environmental issue, or whether conducting non-commissioned evaluative research (as in the Senegal case above) the evaluator is then "on-board", embarked on an adventure that is at once strategic and methodological, of clarifying environmental efficiency in the face of resistance. Let us briefly discuss the four aspects of this "on-board" situation.

Concern-focus and pluralism: it is often claimed that when focusing on clear environmental criteria and benchmarks, the evaluator may not reflect the balance of priorities of the community (local, national, international). Indeed, we do not know *a priori* which parties and stakeholders take environmental commitments seriously. Far from lacking pluralism, the clarification it produces is a crucial input to revive pluralistic debate on environmental commitments and actions which is lacking in so many situations of dubious consensus around environment and sustainable development. We cannot expect the adherence of all parties. Evaluation approaches aimed at obtaining a consensus-based assessment of environmental policy run the risk of being diverted from the environmental bottom-line by the very forces which generate the environmental problem in the first place. A clarified public debate should confront an environmental evaluation with other (agricultural, geopolitical, etc.) evaluations. The evaluator is "on-board" in that he cannot keep out of the fray: clarifying environmental commitments and achievements does make him an additional party in the controversy. In Senegal, the PASIE provides a good example of an environmental program in a context where pluralistic debate is insufficient, and where the evaluation creates new possibilities to engage others actors in such debate.

Evaluation as a form of strategic intervention, based on strategic understanding: a major theoretical issue in evaluation focusing on the environmental bottom-line is that it cannot rely on theories and concepts that conceive of

environmental management as primarily (or even, as only) an exercise in coordination and cooperation (based on the premise that we all want good environmental quality, but are not yet organised well enough to achieve it). Such theoretical backgrounds support evaluations that focus on compromise points and procedures, not on the environmental bottom-line. The latter needs theories that acknowledge the political and adversarial dimensions fundamental to most environmental issues, instead of euphemising them and strive to clarify them for the discussion and treatment of environmental problems. In our work, the strategic environmental management analysis framework provides such a conceptual foundation (Mermet *et al.*, 2005). It is essential for the on-board approach to be able to mobilize theoretical resources sensitive to the strategic dimensions, such as the sociology of organisations (Crozier and Friedberg, 1980), environmental geopolitics (Le Prestre, 2005), the anthropology of development (Olivier de Sardan, 1995) or critical and political sociology (Boltanski and Chiapello, 1999).

Between managerial approaches and immersion in the field: at the centre of the on-board evaluator's situation rests the awareness that the implementation of policies is subject to deep contingencies such as field conditions, ecological, technical, political, cultural, social, etc. Linking together a real understanding of the field reality of environmental policies and the constructed abstraction of environmental management tools and systems raises important theoretical and methodological challenges. First, the evaluator must embark on comprehensive approaches that allow deconstruction of the situation and provide irreplaceable materials for the (re)construction of the evaluation. Then, a normative and management-oriented approach is necessary for positing criteria, benchmarks and assessments. Mobilizing them together is a challenge, not only for the demands on time and expertise in diverse disciplines (from management to anthropology, from sociology to planning and law), but also because these are two profoundly different perspectives, mind sets even. Comprehensive approaches promote immersion in the field, rather than the researcher arriving up front with a load of normative (environmental) demands (Brosius, 2006, expresses this very clearly in the example of conservation issues). Managerial approaches have a normative basis; they welcome

excursions into the real confusion of the field, but only so far as the benefits for clarification are rapidly visible. The tension is apparent for instance in our evaluation of programs, which has to be conducted both from an internal point of view (understanding the real functioning of the program on its own, internal terms and dynamics) and from an external point of view (analysing it based on external expectations, independent of their having meaning and support for program members). For more details we refer the reader to Leroy (2006).

An on-board evaluation framework for assessment in the midst of shifting references and situations: evaluation of environmental effectiveness of policies almost always occurs in a context of complex natural and social dynamics that combined with strategic games the stakeholder's play, leads to ever shifting references. An essential issue here is to posit a small set of well-defined, synthetic criteria that will allow the evaluator to synthesize into a clear assessment the complex information and understanding gathered in the evaluation's field- and paperwork. This is the object of the "on-board evaluation framework" used in the Senegal valley evaluation. Two further points are to be underlined here. First, the framework is based on an assessment with regard to dynamic, relative, notions of efficiency. When discussing any serious political matter (think of unemployment, wages, taxes...), everyone readily admits that the crux of the debate is laying down clearly, about a given policy or reform, who is set out to win or lose, who is going to get closer to his goals and principles and who is not. Treating an environmental issue seriously does not consist of pondering about absolute, agreed upon reference states, but about whether a given policy works towards or against the goals expressed by those actors who want progress on a given environmental issue. This is what the apparent simplicity of the on-board evaluation framework sets out to do, as a synthetic tool in situations where environmental efficiency tends to be lost in strategic translations. Second, the choice of the criteria (the lines in the table) is of course essential. Beyond their small number and their clear definition, each of them has to make sense both in terms of political commitments and in technical and ecological terms (the case studied here clearly shows that the optimization of electrical production "weak artificial flood", and the development of irrigated agriculture "development of dyke building and

infrastructure works in the river bed" are technically incompatible with the preservation of wetlands "no net loss", and are therefore against any political commitment to maintaining the ecological quality of the floodplain). Much of their usefulness lies in their capacity to firmly link technical and political debates. Like a good compass, or a GPS, they help to navigate and hold the line of environmental effectiveness in the midst of the accumulated and tangled maps of contemporary environmental policy problems

To sum up, we could paraphrase the title of Eileen Shapiro's (1996) book on management fads, and state that a crucial issue today is to assess in the age of integrative discourses that embrace so much and sometimes achieve so little. The concern-focused evaluation approach, the analysis of the "on-board" evaluator's situation and the "on-board evaluation framework" presented here, are resources which combine courage with method. But even once purpose and method are clear, the evaluator will still have to manage, in the real and messy world of environmental policy and evaluation, the pitfalls we reviewed in the first part of the paper. Here, we hope the six experience-based guidelines we propose may also be of use. From deconstruction to assessment and through the construction of the evaluation, they provide complementary mottos to resist being led astray by the combination of complexity and strategic opposition to clarification of the environmental bottom-line. ■

References

- Albergel J, Bader JC, Lamagat JP, Séguis L, 1993. Crues et sécheresses sur un grand fleuve tropical de l'Ouest Africain : application à la gestion de la crue du fleuve Sénégal. *Sécheresse* 4 : 143-52.
- Ba AT, Noba K, 2001. Flore et biodiversité végétale au Sénégal. *Sécheresse* 12 : 149-55.
- Barbier M, 2008. Bottling water, greening farmers: the socio-technical and managerial construction of a 'dispositif' for underground water quality protection. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 7 : 174-97.
- Billé R, 2007. A dual-level framework for evaluating integrated coastal management beyond labels. *Ocean & Coastal Management* 50 : 796-807.
- Boltanski L, Chiapello E, 1999. *Le nouvel esprit du capitalisme*. Paris: Gallimard.
- Boulière F, Morel G, Galat G, 1976. Les grands mammifères de la basse vallée du Sénégal et leurs saisons de reproduction. *Mammalia* 40 : 401-12.

Boutillier JL, Canterelle P, Causse J, Laurent C, Ndoye T, 1962. *La moyenne vallée du Sénégal. Étude socio-économique*. Paris: Presses universitaires de France.

Boutillier JL, Schmitz J, 1987. Gestion traditionnelle des terres (système de décrue/système pluvial) et transition vers l'irrigation : le cas de la vallée du Sénégal. *Cahiers des Sciences Humaines* 23 : 533-54.

Brosius JP, 2006. Common ground between anthropology and conservation biology. *Conservation Biology* 20 : 683-5.

Cattan A, Dubien I, Laurans Y, Mermet L, 1996. *Élaboration d'un plan d'utilisation des espaces inondables et d'un plan de gestion du Val de Saône*. Paris: ASCA, Syndicat Mixte d'Études pour l'Aménagement du Bassin de la Saône et du Doubs.

Chanal V, Lesca H, Martinet AC, 1996. *Recherche ingénierique et connaissances procédurales en sciences de gestion : réflexions épistémologiques et méthodologiques*. Papier de recherche n° 12, EURISTIK, ESA CNRS 5055.

Cime, 1994. *Les zones humides, rapport de l'instance d'évaluation*. Paris: La documentation française.

Crabbé A, Leroy P, 2008. *The handbook of environmental policy evaluation*. London: Earthscan.

Crozier M, Friedberg E, 1980. *Actors and systems: the politics of collective action*. Chicago: University of Chicago Press.

Coutouzis M, Latour B, 1986. Le village solaire de Frangocastello. Vers une ethnographie des techniques contemporaines. *L'Année Sociologique* 36 : 113-67.

House ER, Howe KR, 1998. *Deliberative democratic evaluation in practice*. Boulder (Colorado, USA): University of Colorado.

Humbert J, Mietton M, Kane A, 1995. L'après-barrage dans le delta du Sénégal. Scénarios de remis en eau de la cuvette du Ndialael et impacts. *Sécheresse* 2 : 207-14.

Le Prestre P, 2005. *Protection de l'environnement et relations internationales. Les défis de l'écopolitique mondiale*. Paris: Armand Colin.

Lericollais A, Schmitz J, 1984. La calebasse et la houe. Techniques et outils des cultures de décrue dans la vallée du Sénégal. *Cahiers Orstom - Sciences Humaines* 20 : 427-52.

Leroy M, 2006. *Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal: action et inaction publiques internationales*. Paris: L'Harmattan.

MEPN, 1997. *Plan régional d'action pour l'environnement (PRAE). Région de Saint-Louis*. Dakar: ministère de l'Environnement et de la Protection de la nature, Secrétariat permanent du Conseil supérieur des ressources naturelles et de l'environnement.

Mermet L, 1996. Les études d'évaluation entre stratégie et méthodologie - l'exemple des politiques publiques en matière de zones humides. *Gérer et Comprendre* 46 : 55-64.

Mermet L, Billé R, Leroy M, 2010. Concern-focused evaluation for ambiguous and conflicting policies: an approach from the environmental

- field. *American Journal of Evaluation* 31 : 180-98.
- Mermet L, Billé R, Leroy M, Narcy JB, Poux X, 2005. L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures, Sciences, Sociétés* 13 : 127-37.
- Mickwitz P, 2003. A framework for evaluating environmental policy instruments: context and key concepts. *Evaluation* 9 : 415-36.
- Monnier E, 1992. *Évaluation de l'action des pouvoirs publics*. Paris: Economica.
- Morel G, Morel MY, 1990. *Les oiseaux de Sénégambie*. Notices et cartes de distribution. Paris : Orstom éditions.
- Olivier de Sardan JP, 1995. *Anthropologie et développement. Essai en socio-anthropologie du changement social*. Paris: Karthala.
- OMVS, 1996. *Projet Énergie Manantali. Programme d'atténuation et de suivi des impacts sur l'environnement (PASIE-Manantali)*. Version progressive. Mardi 10 décembre 1996.
- Coyne et Bellier, Fitchner, Tecslult. Groupement d'ingénieurs Conseils, OMVS-Haut Commissariat.
- OMVS, 1999. *Programme d'atténuation et de suivi des impacts sur l'environnement (PASIE) de la mise en valeur du fleuve Sénégal. Version définitive (janvier 1999)*: Coyne et Bellier, Fitchner, Tecslult, OMVS Haut Commissariat.
- Patton MQ, 2008. *Utilization-focused evaluation*, 4th edition, Thousand Oaks (California, USA): SAGE.
- PDRG, 1994. *Conseil interministériel sur le Plan Directeur Rive Gauche*. Dakar: ministère de l'Économie, des Finances et du Plan.
- Poux X, Dubien I, Servheen C, 1996. *État des lieux de la population ursine et de son habitat dans le Haut-Béarn ; stratégies de conservation et de renforcement éventuel*. Paris: AScA, IUCN, Université du Montana, IPHB.
- Reizer C, 1974. *Définition d'une politique d'aménagement des ressources halieutiques d'un écosystème aquatique complexe par l'étude de son environnement abiotique, biotique et anthropique. Le fleuve Sénégal moyen et inférieur*. Doctorat en sciences de l'environnement, Arlon, Fondation universitaire luxembourgeoise.
- Rochette C, 1974. *Le Bassin du fleuve Sénégal*. Monographies hydrologiques Orstom, no 1. Paris: Orstom éditions.
- Schmitz J, 1986. Agriculture de décrue, unités territoriales et irrigation dans la vallée du Sénégal. *Cahiers de la Recherche-Développement Orstom* 12 : 65-77.
- Scruse JI, Sheate WR, 2002. Integration and integrated approaches to assessment: what do they mean for the environment? *Journal of Environmental Policy and Planning* 4 : 275-94.
- Shapiro EC, 1996. *Fad surfing in the boardroom – reclaiming the courage to manage in the age of instant answers*. Oxford: Capstone.
- Trochain J, 1940. Contribution à l'étude de la végétation du Sénégal. *Mémoires de l'IFAN* 2 : 1-433.
- World Bank, 1997. *Regional hydropower development project (Mali-Mauritanie-Sénégal)*. Staff appraisal report. Infrastructure, water, urban development and energy. Report no 16083-AFR. Washington (DC): World Bank.

QUATRIÈME PARTIE

L'environnement :
l'écologie comme finalité
et comme responsabilité

Chapitres d'ouvrages tirés de :

Palpacuer, F., M. Leroy, and G. Naro (2010). Management, Mondialisation, Écologie:
Regards critiques en Sciences de gestion, Paris: Hermes Sciences, Lavoisier.

Introduction

Il s'agit ici de souligner les fondements critiques du champ de l'environnement, comme concept et comme mouvement social, dans un contexte où l'avènement du développement durable tend à en éluder ou même à en contester la portée. Le retour à une critique environnementale s'avère nécessaire face à un phénomène de mondialisation qui voit se développer des pratiques managériales, des dispositifs de gestion environnementale, des dynamiques territoriales et de nouvelles technologies qui ne répondent pas à leurs engagements à créer un monde plus respectueux de l'environnement.

Les travaux présentés dans cette partie de l'ouvrage partagent tous cette même ambition et montrent qu'il est non seulement nécessaire mais aussi possible d'adopter une perspective environnementale critique du management qui puisse produire des effets cognitifs et pratiques susceptibles de modifier la situation. Le chapitre 11 soutient que le concept d'environnement est, dans ses fondements, porteur d'une critique, et qu'avoir une exigence d'efficacité environnementale est au cœur de la problématique gestionnaire. L'enjeu est donc de mettre en œuvre une véritable approche gestionnaire, stratégique et critique, face à l'insuffisante recherche d'efficacité lorsqu'il s'agit de résoudre les problèmes écologiques. Pour cela l'auteur défend la nécessité d'un cadre théorique et méthodologique spécifique, l'analyse stratégique de la gestion environnementale, qu'il présente. L'action environnementale doit être envisagée comme une stratégie au sens fort, elle ne consiste pas simplement à informer, à dissiper des malentendus ou à organiser la recherche commune de solutions, elle doit pour réussir surmonter les résistances délibérées d'acteurs dont les stratégies visent à la mettre en échec.

Le chapitre 12 défend la nécessité d'un suivi « à la trace » et d'une évaluation des dispositifs de gestion, en particulier ceux qui annoncent la mise en œuvre du développement durable ou la prise en charge des enjeux d'environnement. L'auteur insiste sur le manque de recherches qui s'intéressent à l'opérationnalisation, la « mise en gestion », des principes de développement durable et défend que pour ce faire, il faut une approche critique qui remette au centre de l'analyse la performance environnementale des dispositifs étudiés, et qui s'appuie sur une attitude théorique critique contextualisant ces dispositifs, refusant leur naturalisation, assumant une interpellation sur un enjeu minoritaire, reconnaissant les rapports de force, et assumant une visée politique par la volonté d'assurer l'exercice de la responsabilité environnementale.

Le chapitre 13, sur la base d'une recherche de terrain approfondie en Amazonie brésilienne, montre que la mondialisation est étroitement liée à la construction conflictuelle du territoire amazonien. Le développement de l'élevage s'ancre dans le marché international de la viande bovine qui tire la production locale, favorisée par une politique d'exportation soutenue par une diplomatie brésilienne particulièrement efficace. Les actions de conservation s'appuient pour partie sur des capitaux injectés par les grandes fondations d'environnement telles que la fondation américaine Moore qui a favorisé la création des aires protégées dans la zone d'étude. L'auteur montre que plutôt que d'opposer les échelles de gestion et de décision locales aux échelles internationales, il est plus pertinent pour comprendre les processus en cours et pouvoir agir sur eux, d'avoir une lecture en termes de secteurs qui s'affrontent, soit ici le secteur agricole de l'élevage et le secteur environnemental de la conservation, couplé à un suivi des effets concrets sur les écosystèmes en jeu.

Le chapitre 14 montre l'intérêt d'une démarche d'analyse critique des instruments de gestion tels que les technologies de l'information et de la communication et leurs usages. En effet, les technologies de l'information et de la communication sont généralement présentées comme des technologies « vertes » – produits immatériels, zéro papier, faible besoin électrique – qui en se substituant au transport des personnes, réduiraient d'autant les impacts environnementaux. Sur la base d'un examen précis, les auteurs montrent qu'elles s'avèrent l'être bien peu. Ils insistent alors sur le fait qu'une technologie n'est jamais « intrinsèquement » écologique ou non écologique mais que tout dépend de l'utilisation qui en est faite. Ils plaident en conséquence pour le développement de recherches sur le principe de responsabilité, au niveau des utilisateurs mais aussi des entreprises et des gouvernants.

Chapitre 11

L'environnement : concept gestionnaire et/ou concept critique ?

11.1. Introduction

Contrairement à une idée souvent exprimée, nous n'en sommes plus, depuis les années 1970, à découvrir les problèmes écologiques. Derrière la litanie interminable de la perpétuelle (re)découverte des questions de biodiversité, de pollution, etc., le véritable enjeu est celui du passage à l'action (« Qui peut faire quoi, comment, pour résoudre ces problèmes ? ») et de l'efficacité de cette action (« L'état écologique désiré est-il, oui ou non, atteint ? »).

Poser ainsi la question en termes d'organisation de l'action et d'efficacité, nous situe d'emblée au cœur de la problématique gestionnaire dans ce qu'elle a de plus fondamental et de plus général. Cette exigence d'efficacité installe aussi une certaine tension, une pression critique inhabituelle par rapport aux approches les plus répandues aujourd'hui dans le champ environnemental. Il ne suffit plus en effet de demander aux particuliers de « faire un geste pour la planète » ou aux industriels de faire des efforts pour réduire leurs impacts, il s'agit de savoir si nous sommes capables de réduire en termes nets et globaux l'impact de notre activité sur les écosystèmes. Par rapport à d'autres situations gestionnaires, on joue ici à front renversé. Il ne s'agit pas de critiquer les impacts humains que peut provoquer un excès de zèle dans la recherche de l'efficacité, comme par exemple dans « la société malade de la gestion »

Chapitre rédigé par Laurent MERMET.

de Vincent de Gaulejac [VIN 05]. L'enjeu est au contraire de critiquer l'insuffisante recherche d'efficacité lorsqu'il s'agit de résoudre les problèmes écologiques. Ici, la préoccupation de l'efficacité fonde la critique, une critique indispensable si nous entendons relever vraiment les défis écologiques de notre temps.

Encore faut-il doter cette critique de bases théoriques et méthodologiques appropriées. C'est pour y contribuer que depuis une vingtaine d'années nous travaillons à mettre la question de l'efficacité au centre de l'étude des problèmes environnementaux. Pour cela, nous avons construit un cadre théorique spécifique : l'analyse stratégique de la gestion environnementale (ASGE) [MERM 05]. Nous voudrions ici revenir sur les bases de l'ASGE pour cerner les enjeux d'une approche à la fois gestionnaire et critique dans le champ de l'environnement. Dans un premier temps, nous réexaminerons le concept d'environnement, dont les fondements et la portée critiques sont souvent perdus de vue. Nous montrerons ensuite en quoi la problématique environnementale revient essentiellement à un problème d'action stratégique de changement : elle instaure une dialectique entre d'un côté un système générateur d'impacts négatifs sur l'environnement et de l'autre un acteur de changement environnemental qui agit pour faire changer le système générateur d'impacts. Cette dialectique relève à la fois d'une analyse stratégique et d'une lecture critique, que les concepts et méthodes de l'ASGE ont pour but de fonder et d'instrumenter. Enfin dans la dernière partie du texte nous examinerons la position très particulière dans laquelle cette approche stratégique et critique à la fois installe le chercheur. Selon nous, elle est riche d'enseignements pour le développement des approches critiques en sciences de gestion.

11.2. Le concept d'environnement est porteur d'une critique

Après une quarantaine d'années d'usage en politique, dans l'administration et dans les médias, le terme « environnement »¹ a acquis un sens à la fois large et lâche. Il désigne un secteur de préoccupations et d'activités lié aux problèmes écologiques, un mouvement social de défense de l'environnement, un ensemble d'organisations politico-administratives, etc.

De plus, ce domaine fait l'objet, depuis deux décennies, de manœuvres terminologiques intenses, qui tournent parfois à la bousculade sémantique. La plus intense et la plus enveloppante de ces manœuvres veut substituer le leitmotiv que constituent le « développement durable » (et ses déclinaisons en modèles de « gestion intégrée » du littoral, de l'eau, etc.) à l'environnement, concept que les

1. On laisse ici de côté les autres acceptions du terme, comme son utilisation en gestion pour désigner l'environnement de la firme.

promoteurs du développement durable trouvent trop conflictuel et trop centré sur la problématique écologique. Etre ainsi galvaudé et bousculé tendrait à faire oublier qu'« environnement » est depuis quarante ans le concept organisateur du mouvement environnemental et du secteur dont celui-ci impulse le développement. Loin d'être un label fourre-tout, le concept d'environnement organise la problématique qui fonde l'essentiel du traitement des problèmes écologiques par nos sociétés. Qualifier un problème écologique de problème environnemental, c'est :

- 1) concentrer l'attention sur les impacts écologiques d'une activité technique ou d'un projet ;
- 2) interpellier les porteurs de cette activité ou de ce projet en leur enjoignant de les modifier pour mettre fin aux impacts écologiques négatifs (ou pour obtenir des impacts écologiques positifs).

Cette manière de poser la question écologique choisit de découpler au moins partiellement les préoccupations écologiques et les considérations de développement (économiques, sociales, technologiques, etc.). Elle remet le traitement des questions écologiques à une dialectique entre acteurs du développement et acteurs de l'environnement.

Plutôt que de miser comme le développement durable sur une éventuelle capacité collective à régler directement les questions d'environnement en se mettant tous d'accord au départ sur une qualité écologique visée, en concevant directement un développement qui respecterait *a priori* les écosystèmes, en en confiant la gestion à un seul opérateur, elle croit plus réaliste et stratégiquement plus efficace de miser sur une tension, une pression d'interpellation des acteurs du développement par des acteurs d'environnement focalisés sur la problématique écologique. L'approche environnementale revient à considérer que le partage d'objectifs environnementaux, la mise au point de technologies et d'un développement durables, seront plus sûrement obtenus comme les résultats d'une activité d'interpellation, avec la dialectique, les conflits et les négociations qui s'ensuivent dans la longue durée, plutôt qu'en les considérant eux-mêmes comme un moyen d'action, une sorte de « contrat social » de développement écologique qu'il suffirait (mais pourquoi donc n'y a-t-on pas pensé plus tôt ! ?) de négocier *a priori*.

Plutôt que de miser, comme certains auteurs (comme par exemple [LAT 04]), sur une critique *a priori* du développement qui saurait déjà pourquoi ce dernier cause des dégâts écologiques, la problématisation environnementale juge plus pragmatique et plus pertinent d'adresser (par la revendication sociale, la pression réglementaire, etc.) des exigences d'amélioration ou de résultat aux acteurs du développement, pour obtenir dans le temps, les changements appropriés pour chaque problème écologique posé. Il n'y a pas en effet de proportionnalité entre la gravité

des dommages écologiques et la profondeur des changements économiques et sociaux nécessaires pour y remédier. Certains problèmes écologiques importants peuvent être réglés par des changements techniques, juridiques ou économiques mineurs ; d'autres problèmes en apparence simples ne peuvent être résolus sans des changements profonds. La diversité des configurations (quels changements seraient efficaces dans tel cas et quels moyens permettraient de les obtenir) dépasse de loin toute définition en bloc des causes et des solutions, posée *a priori* et qui reposerait simplement sur la convocation des *usual suspects* : la quête du profit, l'inconscience des enjeux écologiques, l'inefficacité de bureaucraties sclérosées, etc. Le pari est ici que l'exigence de résultats écologiques appuyée par une pression appropriée à toutes les échelles d'organisation offre plus de marges de manœuvre pour l'efficacité écologique (et aussi pour le développement lui-même) qu'un pilotage unifié (voire un arrêt) du développement. Espérer intégrer dès le départ dans l'action de développement tous les objectifs demandés par la société, y compris l'objectif écologique soulève finalement plus de problèmes organisationnels que cela n'en résout.

Au total, le concept d'environnement fonde une activité continue de mise en cause ciblée de chaque acte de développement en fonction de ses impacts écologiques possibles. En d'autres termes, il fonde une activité « critique » au sens courant du terme de « jugement défavorable porté sur les défauts de quelqu'un, les imperfections de quelque chose » (trésor de la langue française) et une perspective « critique » au sens théorique de « méthode d'examen mettant en jeu des critères variables selon les domaines, d'après lesquels il est possible de discerner les parts respectives des mérites et des défauts d'une entreprise, d'une œuvre, d'un système de pensée » (*id.*) : dans ce sens, on est pleinement fondé à parler d'une critique environnementale des activités et des projets, à laquelle le champ de l'environnement fournit une panoplie très riche d'outils et de méthodes.

11.3. Tirer les conséquences organisationnelles et stratégiques de la problématique environnementale

L'analyse stratégique de la gestion environnementale (ASGE) entend tirer les conséquences organisationnelles et stratégiques de la problématique environnementale ainsi explicitée. Nous en avons proposé les principaux concepts à partir d'une réflexion théorique et d'un large inventaire de dossiers concrets portant sur le traitement de problèmes environnementaux [MER 92, MER 07b] <http://www.rgte.centre-cired.fr/reel-rgte>, séance 6. Un travail d'équipe, engagé au début des années 1990 et qui dure encore, a permis ensuite de l'opérationnaliser pour des applications pratiques et de l'approfondir sur le plan théorique et méthodologique dans un contexte de recherche (pour une vue d'ensemble de ces travaux, voir [MERM 05]).

Résumons-en brièvement les points cruciaux. D'abord, la résolution des problèmes d'environnement suppose une action de changement. Celle-ci ne pourra se concrétiser dans des contextes organisationnels réels que si elle est portée par un opérateur : nous parlerons d'acteur d'environnement pour désigner ceux qui, dans l'organisation, portent cette problématique de changement face au reste des acteurs. Ensuite, cette action de changement suscite presque inévitablement une résistance délibérée (pour une synthèse sur ce sujet, voir Rowell [ROW 96] ; pour un exemple de terrain français, voir Benhammou et Mermet [BEN 03]). L'action environnementale est donc stratégique au sens fort. Elle ne consiste pas simplement à informer, à dissiper des malentendus et à organiser la recherche commune de solutions : pour réussir elle doit surmonter les résistances délibérées d'acteurs dont les stratégies visent à la mettre en échec. De plus, la dialectique entre l'action environnementale et les réactions qu'elle entraîne produit avec le temps des effets organisationnels complexes. Face aux pressions de l'acteur d'environnement, les autres acteurs réagissent en effet en combinant :

- a) une résistance pure et simple, passive ou active, visant à neutraliser l'action environnementale ;
- b) l'intégration partielle de leurs revendications (ils prennent à leur compte certains objectifs ou certains moyens d'action en faveur de l'environnement) ;
- c) un effort de redéfinition (ils s'efforcent de faire prévaloir une définition modifiée des problèmes, qui leur pose moins de problèmes que celles portées par le mouvement environnemental).

Enfin, la gestion de l'environnement effectivement réalisée à un moment donné est la résultante de cette dialectique. Celle-ci impulse des jeux complexes dans les discours sur les problèmes écologiques ; elle se concrétise dans des dispositifs organisationnels de plus en plus enchevêtrés et ambigus à mesure que le jeu autour des questions écologiques se déploie au fil des années et des décennies. À considérer le paysage actuel des idées et des acteurs dans le champ de l'environnement, on constate que l'extraordinaire capacité des organisations sectorielles ou gouvernementales à récupérer, à redéfinir ou à bloquer les revendications écologiques n'a rien à envier à celle que Luc Boltanski et Eve Chiapello [BOL 99] décrivent sur le plan des revendications sociales et culturelles. Bien conduite, une analyse stratégique de la gestion environnementale interdit de perdre de vue le fil conducteur de l'interpellation critique sur les problèmes écologiques causés par chaque action de développement qu'elle examine. Ce faisant, l'ASGE offre des points d'appui très utiles pour décrypter discours et dynamiques organisationnelles autour de l'environnement. Elle aide à rester focalisé sur la quête à la fois critique, pragmatique et gestionnaire d'une efficacité réelle dans le traitement des problèmes d'environnement.

Les recadrages que permet l'ASGE peuvent fonder et outiller des recherches dans plusieurs directions.

– *Analyse approfondie des causes d'un problème environnemental donné et des conditions éventuelles de sa résolution.* Le travail de Romain Taravella sur la déforestation en amazonie brésilienne (voir son texte dans l'ouvrage) montre bien la nécessité et la possibilité de renouveler dans cette direction l'étude d'une question écologique majeure, sur laquelle beaucoup d'encre a déjà coulé.

– *Recherches sur et contre l'inaction environnementale organisée.* Les travaux de Maya Leroy [LER 06b] à l'échelle internationale sur la vallée du Sénégal ou les nôtres à l'échelle locale sur le dossier de l'ours [BEN 03, MER 01, MER 02, MER 05, MER 07a, MER 07b] développent notamment cette problématique.

– *Recherches en appui aux acteurs d'environnement.* Le travail en cours de Fanny Guillet avec des ONG qui œuvrent pour la conservation des zones humides des pays du littoral méditerranéen vise ainsi à mobiliser pour une recherche/intervention la perspective stratégique de l'ASGE.

– *Recherches sur la stratégie des entreprises et des organisations publiques en matière d'environnement.* Le centrage sur l'efficacité environnementale peut compléter et renouveler les recherches en gestion sur les options stratégiques des acteurs sectorielles dans un contexte de revendications environnementales, comme le montre le travail de Tiphaine Gaudefroy de Mombynes-Leménager [GAU 07] sur la branche hydroélectrique d'EDF.

– *Analyse critique des doctrines de gestion en matière d'environnement et de développement durable.* Réexaminer ces doctrines sous l'angle de l'efficacité pour résoudre les problèmes écologiques offre un levier critique puissant et précis, comme l'illustrent le travail de Raphaël Billé sur les doctrines internationales en matière de « gestion intégrée des zones côtières » [BIL 07] ou notre critique de la « gestion patrimoniale » [MER 01, MER 07 : séance 10].

– *Evaluation des politiques publiques.* Dans ce domaine, la confrontation des discours et actions avec les résultats, ainsi que la dimension normative de l'ASGE trouvent une application naturelle. Le centrage sur l'efficacité environnementale (plutôt que sur l'approbation de la politique par les acteurs ou la simple effectivité de la mise en œuvre des moyens d'action) peut fonder un renouvellement de l'évaluation des politiques au regard de l'environnement. On en trouvera des illustrations à l'échelle nationale dans le travail effectué par notre groupe sur les politiques en matière de zones humides en 1990 [MER 96] et à l'échelle internationale dans les travaux de Maya Leroy [LER 06b] ou Raphaël Billé [BIL 07].

11.4. Fondements théoriques et posture du chercheur pour une analyse à la fois stratégique et critique

La spécificité des (re)cadrages que l'ASGE permet de tenir pour ces types de recherches tient au fait que ses concepts, ses grilles de lecture, ses outils méthodologiques sont fondés sur une double exigence : exigence gestionnaire d'efficacité écologique, exigence critique d'interpellation au nom des attentes environnementales. Cette double exigence a des conséquences profondes sur la posture du chercheur et les fondements théoriques de l'ASGE.

Pour les introduire, revenons à la position de l'acteur d'environnement (par exemple, une association environnementale, ou un fonctionnaire d'un ministère de l'environnement). Le défi écologique dont il se fait le porte-parole (il faudrait même écrire, le « porte-action »), consiste à résoudre un problème écologique créé par un système d'action organisé (par exemple, la politique agricole commune de l'Europe, des programmes d'aménagements hydroélectriques, ou la filière industrielle liée à un produit chimique). Il est fort tentant d'imaginer qu'il pourrait intervenir « de l'extérieur » sur ce système, par exemple en édictant (ou en faisant édicter) simplement une loi qui interdise telle action nocive pour l'environnement. Mais face à une telle tentative d'intervention « extérieure », les acteurs visés résistent en s'appuyant sur leurs ressources (sociales, économiques, politiques, juridiques, etc.) et mobilisent de nouveaux alliés. Pour ne donner qu'un exemple, loin de se laisser manœuvrer par le ministère de l'environnement (donc par l'Etat) les éleveurs de moutons hostiles à la conservation de l'ours ont organisé des associations locales, régionales, nationales et internationales ; celles-ci à leur tour mobilisent des soutiens sectoriels en agriculture et des soutiens politiques et administratifs, jusqu'au sein même de l'Etat. Les acteurs en position éventuelle d'arbitrage sont eux-mêmes soumis à une intense pression pour qu'ils résistent aux instances de l'acteur d'environnement.

Dans une situation réellement stratégique, il n'y a jamais d'intervention vraiment « extérieure ». Par son action même pour le changement, l'acteur d'environnement est pris dans le système d'action organisé qui crée et entretient le dommage écologique contre lequel il veut agir. L'acteur d'environnement :

- a) se donne donc pour objectif de changer de l'intérieur un système d'action (une entreprise, un ensemble de politiques publiques, une filière économique, etc.) ;
- b) au moment où il entreprend son action, il est en position de faiblesse (sans quoi le problème se résoudrait rapidement) ;
- c) il doit s'attendre, on l'a vu, à une résistance à son interpellation de changement.

On est en présence d'un problème de stratégie du faible au fort, et d'une visée stratégique de la partie (les groupes qui souhaitent une amélioration écologique) sur le tout (l'ensemble du système d'action qui cause le problème écologique visé).

S'il veut contribuer au changement en matière environnementale, il nous semble que le chercheur doit avant tout viser à produire des analyses qui éclairent et facilitent la tâche de cet acteur de changement interne, minoritaire, qu'est l'acteur d'environnement. C'est ce que tente de réaliser l'ASGE à travers les trois volets complémentaires qui organisent son approche des terrains. Le premier est bien sûr une analyse précise qui montre les causes et des raisons pour lesquelles tel système d'action cause tels dommages écologiques, qui pointe clairement les responsabilités des différents acteurs (on parlera ici d'analyse de la « gestion effective »). Le second volet recherche quelles seraient les changements possibles dans les comportements de certains acteurs, ou dans l'organisation du système, qui permettraient de résoudre le problème écologique posé au départ. Mais – et ce point est crucial – il n'est pas particulièrement utile pour le chercheur de prolonger cette analyse par des préconisations adressées à l'ensemble des acteurs et qui leur indiqueraient ce qu'ils doivent changer. Ce serait méconnaître toutes les raisons, exposées plus haut, qui font de la gestion environnementale un problème d'action stratégique de changement. Sauf exception heureuse, ce n'est pas le chercheur lui-même qui va provoquer le changement en s'adressant à un collectif qui ait à la fois le pouvoir et la volonté partagée d'effectuer ce changement. Dans le cas général, le changement dépend de l'action stratégique, minoritaire au départ, de l'acteur d'environnement sur les autres acteurs du collectif, une action stratégique qui loin de supposer un collectif prêt à agir, doit envisager un collectif prêt à résister et doit surmonter le handicap initial dont l'acteur de changement souffre dans ce collectif.

L'utilité de ces deux premiers volets de l'analyse est donc avant tout indirecte. Ils ne disent pas aux acteurs ce qu'ils devraient faire. Ils aident l'acteur d'environnement sur deux plans :

- en luttant contre le travail de réaction stratégique par lequel les acteurs s'emploient à dénier, à éluder, leurs responsabilités dans la dégradation des systèmes écologiques ;
- en identifiant quels objectifs stratégiques de changement pourraient être poursuivis par l'acteur d'environnement.

Encore une fois, pour contribuer à la capacité de changement du système, ces analyses doivent avant tout contribuer à la stratégie de l'acteur de changement, plutôt que de viser à toute force une utilisation directe des préconisations par le collectif pris dans son ensemble. Une fois mises en évidence les responsabilités des uns et des autres sur le problème écologique posé, une fois pointés des changements possibles qui permettraient d'atteindre l'objectif écologique visé (dans la mesure du

possible il importe de montrer plusieurs sentiers qui pourraient conduire à la résolution du problème, sans quoi le chercheur se retrouve dans la posture du donneur de leçon qui indique aux acteurs la seule route qu'ils doivent suivre), reste pour l'acteur d'environnement à définir sa stratégie d'action proprement dite.

Dans ce troisième et dernier volet de l'analyse, qui doit éclairer la stratégie de l'acteur de changement, le chercheur ne peut pas s'aventurer aussi loin que dans les précédents. D'un côté, conseiller en public un acteur sur la stratégie à suivre dans un contexte conflictuel pose de sérieux problèmes, ne serait-ce que d'efficacité. De l'autre côté, la production d'analyses stratégiques qui n'ont pas vocation à être publiées ne peut prendre qu'une place limitée dans l'activité d'un chercheur. Par ailleurs, qui dit stratégie dit coûts, engagements de sa personne, prise de risque, et le choix d'une stratégie réelle dépasse toujours l'analyse *in abstracto* de stratégies possibles, qui constitue l'essentiel du domaine du chercheur.

Au total, ce qui est attendu ici du chercheur, c'est d'abord une analyse du système conçue pour éclairer et alimenter indirectement au mieux la stratégie de l'acteur de changement (les deux premiers volets). Comment concevoir la posture du chercheur qui convient pour cela ? Il ne peut pas se mettre « à la place » des acteurs concrets d'environnement. En revanche, il peut instituer sa posture comme celle d'un « acteur de principe » qui serait construit de la façon suivante : tel problème écologique précis doit être résolu ; identifions-en les causes, pointons les responsabilités, explorons des marges de manœuvre potentielles, dans des termes tels que s'il existe (ou s'il apparaît) un acteur de changement prêt-à-porter l'action stratégique de changement, notre analyse lui soit potentiellement la plus utile possible. Tel est bien le raisonnement sous-jacent aux divers types de recherches énumérées plus haut².

2. Par exemple, pour l'évaluation des politiques publiques : partons de l'idée que les politiques publiques ont vraiment pour objectif de résoudre le problème d'environnement x ; identifions les comportements, les politiques, les effets organisationnels qui font qu'il ne se résoud pas pour le moment (« gestion effective ») ; examinons les efforts des politiques expressément environnementales, ciblées pour résoudre le problème (« gestion intentionnelle »). Nous mettrons en évidence le hiatus qui sépare ces dernières des résultats visés. Mais contrairement à d'autres évaluations, ce hiatus ne sera pas porté au débit des acteurs qui portent ces politiques environnementales. Il sera imputé au contraire aux acteurs (et aux politiques publiques) qui causent les dommages écologiques et qui résistent aux politiques environnementales. On mesure la différence entre le cadrage que nous proposons et l'approche classique de l'évaluation (centrée sur un programme et ses objectifs) : il ne s'agit plus d'accabler l'acteur de changement en lui reprochant de ne pas parvenir à changer le système d'action, mais de proposer une analyse critique du système d'action qui permettra de pointer et de mesurer les obstacles auxquels se heurte l'action de changement environnemental.

Ce raisonnement débouche sur des analyses situées sur quatre plans complètement différents :

– *sur un plan structural*, l'opposition entre l'acteur d'environnement et les autres acteurs du système résulte d'une répartition logique des rôles. Si un acteur doit changer de comportement mais ne le fait pas spontanément, alors il faut qu'un autre acteur se mette en position de le faire changer. On a vu que c'est la structuration fondamentale du concept d'environnement. Celui-ci suppose un jeu des acteurs et en définit *a priori* le casting structural ;

– *sur un plan fonctionnel*, la question est celle de l'efficacité environnementale : qui peut agir, et comment, pour initier et mener à son terme l'exigence d'un résultat environnemental donné ? Il s'agit bien sûr ici d'une conception gestionnaire de la fonctionnalité : comment concevoir l'action pour remplir telle ou telle fonction. Nous sommes loin de d'une conception sociologique fonctionnaliste, selon laquelle le besoin qu'une fonction soit remplie causerait l'apparition dans le système social d'un acteur ou d'un dispositif pour la remplir. On aimerait bien, certes, que cela soit vrai pour l'environnement. Mais s'il est exact que partout où un problème difficile d'environnement est résolu, c'est que quelqu'un s'est mobilisé pour obtenir qu'il le soit, la réciproque n'est pas forcément vraie : bien souvent un tel acteur de changement n'émerge pas, ou bien sa stratégie échoue, et le problème ne se résout pas, ce dont témoigne la liste des espèces disparues et des écosystèmes irréversiblement dégradés ;

– *sur un plan organisationnel, structurel*, les oppositions structurales et les rôles fonctionnels supposent, pour être actés dans la durée, que soient mises en place des structures organisées, des institutions, des dispositifs concrets : une ONG, un ministère de l'Environnement, un service environnement dans l'entreprise. La conception (et la critique) de ces organisations est un aspect majeur de l'analyse stratégique de la gestion environnementale ;

– *sur un plan dialectique*, le traitement des problèmes environnementaux repose sur une contradiction : un système social veut résoudre un problème écologique causé par sa propre organisation et ses propres choix d'action. Si l'on institue ce même système pour résoudre les problèmes écologiques qu'il cause, on risque fort d'être conduit à prolonger le problème, comme le montrent nos analyses de terrains sur les méthodes de gestion de l'environnement (elles dominent aujourd'hui) qui « mettent les acteurs autour de la table » au *pro rata* des rapports de force et débouchent sur un *statu quo* qu'elles s'efforcent de masquer en le présentant au contraire comme une dynamique d'action collective (voir par exemple [MER 01, MER 07 : séance 10]). Il n'y a donc pas de changement sans passer par une dialectique contradictoire au sein du système. L'actualité des grands dossiers d'environnement nous montre chaque semaine les tensions et les tournants de cette perlaboration.

Entre ces quatre plans, le lien apparaît immédiatement :

- 1) la contradiction d'une organisation sociale au regard de tel problème écologique doit être perlaborée ;
- 2) cette perlaboration passe par une opposition structurale des rôles ;
- 3) cette opposition est portée par des acteurs concrets et s'inscrit dans des structures institutionnelles et organisationnelles ;
- 4) si la dynamique produite est productive, elle dote le système d'une nouvelle capacité fonctionnelle, que l'on peut attribuer en partie à l'acteur spécialisé qui aura été (ou se sera) mis en place.

Mais au-delà de ces correspondances générales, ces plans ne se superposent vraiment ni dans la pratique, ni dans la théorie. Sur le plan pratique, la manière dont une fonction est remplie au sein d'une organisation, par exemple, ne correspond presque jamais exactement à la répartition formelle des rôles et à ses règles de fonctionnement. Sur le plan théorique une approche structurale, fonctionnelle, organisationnelle, et dialectique, renvoie chacune à des références, à des méthodes, à une culture scientifique différentes.

Il ne s'agit pas d'imaginer que le chercheur qui s'embarque dans une analyse stratégique conduise quatre analyses différentes qu'il croiserait ensuite. Il mène au contraire son investigation en flottement et en tension entre ces différents plans, la question fondatrice de l'efficacité du traitement d'une question écologique précisément posée au départ lui servant de fil conducteur. S'il travaille par exemple sur la résolution par une entreprise d'un problème écologique causé par son activité de production, il alternera selon les contextes entre quatre formes d'interrogations :

- quelles oppositions se manifestent au sein de l'entreprise, au sujet du problème écologique qui sert de référence à l'analyse, entre des actions en faveur de la mise en œuvre de solutions et des résistances à ces actions ?
- comment est assuré de fait le traitement du problème par l'entreprise ?
- comment le problème s'inscrit-il dans l'organisation de l'entreprise, et comment cette organisation pèse-t-elle sur le traitement du problème ?
- comment l'entreprise gère-t-elle (dans son discours, dans ses stratégies) les contradictions entre son activité et les problèmes écologiques qu'elle met en jeu ?

Chacune de ces dimensions apporte à l'élucidation des problèmes environnementaux une contribution irremplaçable. Que l'une d'entre elles manque dans une analyse stratégique, et voilà celle-ci affaiblie. Or, on observe, depuis une quinzaine d'années, une réticence très répandue à expliciter, à souligner et *a fortiori* à rechercher activement les oppositions et conflits sur les problèmes d'environnement. Le souci omniprésent de ménager une atmosphère coopérative rend plus difficile, voire dissuade,

d'élucider les ambiguïtés et les jeux idéologiques complexes qui résultent des contradictions actuelles des sociétés et des organisations en matière d'environnement. Ou encore, si l'on se centre surtout sur la mise en œuvre des programmes d'action formels (telle politique en faveur de l'environnement, tel dispositif mis en place par l'entreprise) on a toute chance de rater l'ensemble plus complexe et plus discrets de toutes les décisions et actions qui pèsent sur l'atteinte ou non de l'objectif écologique affiché. Une lecture stratégique utile pour l'action doit donc combiner ces différents plans.

Cela place l'analyste dans une position délicate. Il mobilise des ressources (théoriques, méthodologiques) de ces différentes perspectives, mais sans assumer aucune d'entre elles de manière continue ou jusqu'au bout, comme si elle constituait par elle-même le fondement théorique de sa démarche. C'est que celui-ci se trouve ailleurs, dans une épistémologie pragmatique, qui pose comme fondement de l'investigation un problème d'action et explore le monde (ou au moins, une situation), à partir des conditions de résolution de ce problème. Cette position est rendue difficile à défendre par la confusion fréquente entre une problématique pratique et un cadrage théorique pragmatique. La première revient à assigner à l'analyste une mission pratique, par exemple : identifier des moyens d'action pour mettre fin à la déforestation dans telle région où la biodiversité est importante. Il lui échoirait alors un rôle de recherche appliquée : mobiliser des ressources théoriques et méthodologiques au service de la pratique. Le cadrage théorique pragmatique se situe sur un autre registre. La question d'action posée (exemple : « Comment éviter la déforestation ? ») est réélaborée pour devenir une question sur les potentialités de transformation du système d'action ; la recherche de ces potentialités, qui va faire explorer des plans structuraux, fonctionnels, organisationnels, dialectiques, va conduire à mettre en évidence des aspects du système d'action qui, sans cette problématique particulière, seraient sans doute restés dans un angle mort de l'analyse. Le dialogue entre le travail de Romain Taravella sur la déforestation en *Terra do Meio* et les multiples recherches passées ou en cours sur la dynamique des fronts pionniers amazoniens [TAR 08a, TAR 08b] montre bien la capacité de cette problématisation pragmatique à éclairer le phénomène sous un autre angle, à en mettre en évidence de nouveaux aspects. Comme nous l'avons indiqué plus haut, le lien avec la pratique – donc avec la stratégie concrète de l'acteur d'environnement – est profond ; il ne relève pas de l'application, ou de la finalisation, mais de la problématisation elle-même de la recherche. C'est l'existence d'une investigation fondamentale guidée par la mise en évidence des conditions de l'action qui peut enrichir la lecture de la situation par et pour l'acteur de changement. Nous ne croyons pas, d'ailleurs, que le chercheur soit automatiquement, ni facilement, en mesure d'apporter des conseils pratiques directs à des acteurs qui connaissent le terrain – et la pratique ! – mieux que lui.

En bref, le chercheur se met dans la position d'un « acteur de principe », fonde son analyse sur une intention posée comme problématique heuristique ; à partir de là, il interprète une situation et y intervient. Pour aider encore à situer cette posture, nous pouvons discuter ses relations avec deux approches dont les liens avec l'analyse stratégique de la gestion environnementale sont manifestes.

Outre le fait que l'ASGE s'est beaucoup inspirée au départ des travaux de sociologie des organisations, en particulier ceux de Michel Crozier et Erhard Friedberg [CRO 77, FRI 97a, FRI 97b] comme nous le précisons dans notre retour réflexif sur la genèse de l'ASGE [MER 07 : séance 6], il va de soi que l'étude des stratégies des acteurs autour des problèmes d'environnement, des décalages entre organisation formelle et fonctionnement réel, la mise en évidence des jeux de pouvoir, peuvent s'appuyer beaucoup sur les apports de la sociologie des organisations. Mais l'analyse de ces aspects s'inscrit ici dans un cadrage différent. Il ne s'agit plus d'observer des stratégies dans un système, mais d'analyser systématiquement une situation à partir d'une intention stratégique.

On se rapproche donc ici plutôt de la *soft systems methodology* de Peter Checkland [CHE 89]. L'analyse des stratégies organisationnelles couvre une partie, mais une partie seulement de cette problématique.

Par ailleurs sur le plan théorique, l'ASGE attache la plus grande importance à un cas particulier : celui de l'acteur, situé dans le système, dont le problème n'est pas tant de dégager des marges de manœuvres stratégiques pour sa propre autonomie que d'agir pour obtenir une transformation du système lui-même. Les proximités et les échanges possibles en ASGE et sociologie des organisations n'en restent pas moins importants.

La posture de recherche que nous venons de présenter comporte une part importante d'intervention : le chercheur pose une intention d'action et un cadre normatif, il travaille en vue de favoriser l'action de certains protagonistes de la situation, il s'engage sur un terrain. Les recherches cliniques en gestion développées au Centre de gestion scientifique de l'école des Mines et au Centre de recherche en gestion (voir par exemple [MOI 77]), ont eu en effet une grande influence sur nos travaux des années 1980. L'ASGE débouche cependant sur une posture d'intervention différente de celle qu'ont codifiée plus récemment Albert David, Armand Hatchuel, et Romain Laufer et qu'ils considèrent comme l'une des fondations des sciences de gestion [DAV 00].

En effet, la pratique reçue de l'intervention en gestion repose sur une commande de la part du terrain, sur un contrat entre un acteur demandeur (ou idéalement, un collectif d'acteurs), contrat sur la base duquel le chercheur va travailler en parallèle

sur deux plans, pour contribuer à l'action pratique et pour produire des connaissances scientifiques [LIU 97]. Notre pratique de l'intervention et la théorisation que nous en proposons sont sensiblement différentes. D'une part, dans de nombreux cas les problèmes d'environnement perdurent précisément parce que les acteurs qui, en termes de pouvoir, tiennent le terrain, ne souhaitent pas mettre en œuvre de solution efficace. Dans ces conditions, l'intervention ne peut pas s'appuyer sur une demande et un contrat. C'est un tout autre fondement qu'elle doit se donner. Pour nous, ce fondement est constitué par l'intention de changement que pose le chercheur. Selon les cas de figure, celle-ci peut déboucher sur toutes sortes de formules d'intervention, allant jusqu'à ce que nous avons appelé la « recherche-ingérence » [MER 07 : séance 7]. Il va de soi que dans la perspectives d'approches critiques en gestion, cette différence de conception est très importante : elle justifie et instrumente des recherches-intervention au service de l'interpellation du « majoritaire » par le « minoritaire », pour reprendre les termes de Gilles Deleuze et Félix Guattari [DEL 81], alors que le « majoritaire » est à peu près incontournable dans les conceptions classiques, contractuelles, de l'intervention. Par ailleurs, il nous semble que cette solution est plus générale et plus robuste sur le plan théorique. Elle ne suppose plus en effet la recherche d'un aller-retour entre la pratique et la théorie, tel que le thématisent par exemple les promoteurs de la recherche-intervention que nous venons de citer, mais la correspondance construite entre une perspective de recherche pragmatique et une situation pratique de terrain. Elle ne dépend pas non plus d'un contrat, de sa contingence et de ses aléas, mais trouve son fondement dans la clarté et dans la pertinence de l'intention construite et portée par le chercheur.

11.5. Discussion

11.5.1. *Un bien commun comme finalité gestionnaire*

Le champ de l'environnement nous offre une configuration intéressante, où l'exigence d'efficacité écologique fonde une interpellation critique de la mauvaise gestion de biens écologiques. Le souci de bonne gestion de l'environnement est avant tout un souci d'intérêt collectif, de bien commun. C'est ce qui permet à l'analyse stratégique de la gestion environnementale de construire des problématiques qui relèvent autant d'une perspective gestionnaire centrée sur l'efficacité (écologique) que d'une perspective critique qui souligne, qui « met en lisibilité » les décisions, les rapports de pouvoirs, qui conduisent aux dommages écologiques. Cette démarche nous semble transposable dans d'autres domaines : une analyse de la gestion de la santé centrée sur l'état de santé de la population, ou de la gestion de la sécurité, pourraient sans doute fonctionner aussi sur ce type de bases.

Il faut bien voir, cependant, que cette perspective ne confronte pas le souci gestionnaire de l'environnement à une absence ou un déficit de gestion, mais à d'autres perspectives gestionnaires qui occupent le terrain en concurrence avec le souci écologique. Par exemple, si la culture intensive du maïs est un facteur majeur de pollution des eaux, ce n'est pas parce que l'on ne gère pas le maïs, c'est parce que les exploitations agricoles et les multiples dispositifs de gestion des filières de production du maïs ont choisi et mettent en œuvre des stratégies et des systèmes de production et de gestion agricoles qui aboutissent, in fine, à polluer l'eau. On est donc dans la situation de critiquer, au nom d'un souci d'efficacité gestionnaire lié à un bien commun comme l'environnement, des systèmes de gestion qui poursuivent d'autres objectifs gestionnaires dont la légitimité peut être questionnée, mais pas niée en bloc. On ne peut pas non plus rabattre la critique environnementale sur des oppositions simples, déjà posées au départ, par exemple, sur l'opposition entre un souci de l'environnement qui relèverait d'une logique publique et des pratiques polluantes qui relèveraient d'une logique privée.

La grande place qu'ont tenu le secteur public et l'action des ministères « techniques » dans le développement en France depuis soixante ans a permis de démontrer sans discussion possible que l'activité publique n'avait rien à envier au secteur privé dans sa capacité à provoquer des dommages écologiques, y compris en faisant litière des revendications environnementales du public. Réciproquement, s'il est vrai que des acteurs publics jouent un rôle important dans l'action en faveur de l'environnement, une bonne partie de celle-ci est aussi portée par des acteurs privés comme les associations environnementales ou certains acteurs économiques (par exemple, pour reprendre l'exemple précédent, des groupements d'agriculteurs qui défendent des alternatives, pour l'alimentation du bétail, à la culture intensive du maïs qu'ont défendu pendant des années et que continuent à soutenir les pouvoirs publics).

Il n'est donc pas possible de se ramener à une situation dans laquelle il y aurait d'un côté des méchants identifiés d'avance, porteurs de « l'horreur » économique ou gestionnaire, et de l'autre côté des gentils, qui se chargent de défendre des intérêts communs. Nous sommes dans un monde de hiérarchies enchevêtrées : la défense d'un bien commun environnemental peut très bien se heurter à un autre bien commun, par exemple à des intérêts sociaux et économiques ruraux. Si l'on en doutait, il suffirait de considérer les innombrables travaux publiés par des chercheurs français sur l'environnement et qui adoptent une perspective de défense d'intérêts agricoles et ruraux et de développement local. La critique que nous faisons de tels travaux ([MER 07 : séance 5] « Le complexe français d'administration agricole des idées : impensé sectoriel de la technostucture et désorientation programmatique des

recherches environnementales ») ne porte d'ailleurs pas sur la légitimité de critiquer ainsi des actes de gestion en faveur l'environnement au nom d'autres préoccupations (par exemple, de l'efficacité dans la création d'emploi rural). Elle met en cause le double fait que ces travaux n'assument pas le caractère partiel et partial de l'intérêt gestionnaires qu'ils défendent, et qu'ils bénéficient d'une majorité écrasante des moyens de recherche en France. Cet état de fait reflète l'emprise profonde que des secteurs technico-économiques (agricole, nucléaire, etc.) exercent sur les organismes de recherche qui travaillent sur l'environnement.

11.5.2. *De nouvelles fondations sectorielles pour une critique pluraliste*

Si nous sommes bien dans une perspective critique, celle-ci ne peut pas, et ne veut pas, revenir à une critique du surplomb, par laquelle des chercheurs situés du côté du bien critiquent un système qui serait globalement générateur du mal (et dans lequel, curieusement, ils ne seraient pas impliqués). Dans le cycle de conférence que nous avons consacré à la recherche de fondements pour une nouvelle critique [MER 07, séance : 0], nous montrons que cette critique du surplomb, qui a dominé les années 1970 s'est heurtée à ses propres limites. Plutôt que de continuer à subir l'affrontement manichéen et massif auquel elle conduit, les chercheurs en sciences sociales ont préféré depuis investir dans « l'empire du sens » (pour reprendre la formule de François Dosse [DOS 05]), si bien que depuis le milieu des années 1980 nous vivons une véritable éclipse de la critique. Nous plaçons donc depuis plusieurs années pour une relance de la critique. Mais celle-ci doit repartir sur d'autres bases. Ce qu'il faut construire aujourd'hui, c'est une critique pluraliste, qui reconnaisse que plusieurs bonnes causes peuvent chacune fonder une critique spécifique et que celles-ci n'ont pas de raisons *a priori* de converger. Par exemple la lutte contre la pauvreté et la lutte pour l'environnement ne sont pas forcément synergiques dans toutes les circonstances. Deux options sont alors possibles. Dans la première on donne une fois pour toutes, comme le fait par exemple Jacques Weber [WEB 05] priorité à la lutte contre la pauvreté, et l'on présente cette priorité comme une synergie incontournable³. Dans la seconde :

– 1) on admet qu'il est légitime et souhaitable que certains chercheurs construisent une critique mue par le souci d'éradiquer la pauvreté, et d'autres, une critique mue par le souci de l'environnement ;

– 2) on recherche ensuite, dans un débat continu à la fois scientifique et social, quels sont les terrains d'entente possibles et sur quels points au contraire des préoccupations et des intérêts restent opposés.

3. Une synergie forcée qui masque en fait la « soumission » d'une cause à une autre [NAR 04].

Dans cette seconde option, les constructions critiques respectives alimentent le débat politique qui seul peut déboucher sur un arbitrage à la fois démocratique et aussi efficace que possible (à condition bien sûr que les critiques respectives au nom de la pauvreté et au nom de l'environnement aient été conduites, comme nous le préconisons, dans le souci de mettre en lumière les conditions d'efficacité de l'action).

Les exigences fondamentales de toute critique – mettre en évidence les rapports de pouvoir, les responsabilités sur les problèmes constatés, montrer que la mauvaise gestion environnementale n'est pas une conséquence « naturelle » (ironie des mots !) du développement mais résulte de choix précis, souvent délibérés, et que l'on peut identifier et mettre en lisibilité pour le public – sont centrales dans une telle démarche critique pluraliste. Mais elles ne peuvent être considérées comme suffisantes. A partir du moment où la critique d'un système de gestion au nom d'une préoccupation sociale peut contredire sa critique au nom d'une autre, il importe que le chercheur qui construit une critique assume le caractère partiel et partial de cette construction, de façon à ce que le débat puisse ensuite opposer les tenants de critiques partielles qui s'attaquent à une situation au nom de causes différentes. On ne peut pas faire comme si l'on savait au départ quelles étaient les bonnes et les mauvaises causes à défendre. Il faut au contraire assumer le fait que dans un débat pluraliste, le débat porte en même temps sur les choix de priorité et d'objectifs, sur les causes des problèmes, et sur les moyens possibles pour y remédier. Dans un monde pluraliste où les hiérarchies de valeurs sont enchevêtrées, la critique pertinente n'est pas la critique d'ensemble d'un système global, mais la critique de situations déterminées au nom d'une préoccupation partielle clairement explicitée. C'est la rencontre de telles critiques sectorielles qui permet de déboucher sur un débat pluraliste, plutôt que sur un affrontement manichéen dont les bénéfices scientifiques et sociaux sont d'après nous à peu près épuisés.

11.5.3. Eviter la « science en bonne conscience »

Dans cette perspective, le chercheur ne peut pas se contenter d'afficher une préoccupation d'ordre moral, de « science en conscience » qui risquerait de déboucher sur le type de « science en bonne conscience » dont la tyrannie a empoisonné le débat en sciences sociales dans les années 1970. Lorsqu'il explicite – c'est une nécessité – les choix normatifs qui fondent son travail, il doit apparaître clairement que ces choix sont partiels parmi d'autres choix tout aussi moraux qui auraient été possibles. En dernière analyse il nous semble que ces choix relèvent plutôt d'un souci, d'un désir – par définition divers et différemment distribué dans la société – qui requiert l'appui d'une norme partielle (par exemple, un désir de nature ou d'eau propre qui ne pourront être satisfaits que si des normes correspondantes sont mises en œuvre dans la gestion des écosystèmes), que de normes morales ou juridiques

que l'on poserait comme référence dernière. Ce fondement dans la pluralité des désirs (et des craintes) plutôt que dans la norme nous semble approprié pour rendre compte des schizes qui structurent – si l'on ose ainsi s'exprimer – notre monde ambigu et post-moderne. Car ce sont bien selon nous les ambiguïtés manipulatrices, plus que les formes massives de domination, auxquelles doit s'attaquer aujourd'hui le travail de recherche critique.

11.5.4. Des problèmes environnementaux pris dans les dynamiques de mondialisation

Le problème de la mondialisation offre un bon exemple de ces principes de critique pluraliste. Il est clair que les problèmes environnementaux et les conditions de leur traitement sont aujourd'hui profondément affectés par les dynamiques de mondialisation en cours. Même si l'on prend comme référence de l'analyse un problème d'environnement local – par exemple la conservation des zones humides du Marais Poitevin – lorsque l'on en viendra à l'analyse des responsabilités et des causes, on identifiera rapidement que les choix agricoles locaux de drainer ces zones pour les remplacer par des cultures de maïs intensives s'inscrivent dans des effets de filière et de secteur. Ceux-ci lient tous les niveaux géographiques et organisationnels, depuis les filières locales jusqu'aux négociations de l'OMC, en passant par le niveau départemental, régional, national et européen. De la même façon, dans leurs stratégies en faveur d'une cause environnementale, les stratégies des acteurs environnementaux locaux passeront très souvent par la mobilisation d'alliés régionaux, nationaux, européens et locaux. Pour les ONG, cela passe par l'action de réseaux multi-niveaux ; pour les organismes environnementaux publics, par l'emboîtement des niveaux politico-administratifs. Le diagnostic de chaque problème de (mauvaise) gestion de l'environnement renvoie donc à une analyse qui mobilise les différents niveaux géographiques et organisationnels.

Il faut cependant se garder d'introduire dans l'analyse un biais qui retiendrait surtout l'influence des niveaux « supérieurs » sur les « inférieurs ». Le diagnostic se bornerait alors à un constat désolé selon lequel des dynamiques impulsées à l'échelle mondiale par des acteurs au pouvoir irrésistible causeraient sans remède possible les problèmes nationaux et locaux. On serait à l'opposé d'une véritable analyse stratégique, soucieuse de dégager les marges de manœuvre possibles pour des acteurs réels. Au demeurant, l'analyse de problèmes globaux – la déforestation par exemple – renvoie aussi à des facteurs nationaux, régionaux et locaux sur lesquels les outils d'action des opérateurs globaux ont peine à prendre prise. Les dynamiques mondiales sont autant résultantes que motrices dans l'évolution des problèmes, notamment écologiques, du monde. Dans le domaine environnemental, la question de l'emboîtement des niveaux où les problèmes se créent et peuvent se traiter est thématisée depuis longtemps. Le célèbre *think globally, act locally, slogan*

fondateur des Amis de la Terre en 1969, exprime l'une des connections possibles. On pourrait aussi clamer : *think locally, act globally*, par exemple : diagnostiquons localement les causes de déforestation, qui sont diverses selon les lieux, nous pourrions ainsi identifier des leviers d'action pertinents qui puissent être mis en œuvre par des opérateurs globaux.

Finalement, il faut ici aussi accepter que chaque recherche possède un caractère partiel (un désir spécifié de changement, une agence de changement possible), qui la situe aussi du point de vue de son échelle de référence centrale. Cependant, le souci de rendre compte de l'efficacité finale en termes de résultat oblige le chercheur à retenir des formes de diagnostic interscalaires, ce qui constitue encore à la fois une difficulté et une originalité de la perspective stratégique par rapport à de nombreuses autres approches qui se cantonnent sur un niveau donné de territoire ou d'organisation.

11.6. Conclusion : une alternative nécessaire aux approches consensualistes

Au total, nous proposons ici une approche stratégique et critique qui doit fournir une alternative aux approches plus consensualistes des questions d'environnement. Avec les doctrines du développement durable, de la gestion intégrée, la pression est forte aujourd'hui pour que l'on abandonne les approches adversatives de l'environnement et que l'on se concentre sur la recherche de voies (technologiques, organisationnelles, etc.) qui intégreraient en amont le souci écologique. Déjà influente dans les années 1970 (voir par exemple « l'éco-développement » prôné par Ignacy Sachs), c'est aujourd'hui l'optique que l'on retrouve par exemple dans l'éco-conception ou « l'agriculture durable ». Il est indéniable que ces problématiques aident à identifier des perspectives et des actions positives à la fois sur le plan économique et écologique. Elles sont un complément bienvenu à la problématisation environnementale, plus critique, des questions écologiques que nous avons développées ici.

En revanche nous ne voyons pas bien pourquoi le développement de ces approches devrait – comme cela est pourtant régulièrement revendiqué par certains de leurs promoteurs – remplacer, délégitimer ou dépasser les approches critiques ? Lorsque de telles approches constructives conduisent à résoudre efficacement un problème d'environnement sans en créer d'autres, elles n'ont rien à craindre d'une critique comme celle que nous construisons ici, au contraire. Lorsqu'en revanche, elles ne résolvent pas les problèmes autant qu'il le faudrait, ou lorsque prétendant résoudre un problème elles en créent d'autres aussi graves (on pense par exemple à la question des agro-carburants), la démarche critique peut s'avérer très utile (du moins, pour l'environnement et les acteurs qui le défendent). Le développement rapide

des approches consensualistes appelle un développement parallèle de démarches critiques appropriées. Cela nous semble d'autant plus nécessaire que nos recherches mettent en évidence de nombreux exemples où des démarches consensualistes sont utilisées pour masquer une absence de solution à un problème écologique tout en désamorçant l'expression critique des revendications environnementales du public [MER 07 : séance 10].

Chapitre 12

Fondements critiques de l'analyse de la performance environnementale des dispositifs de développement durable

12.1. Introduction

Les conventions internationales d'environnement sont nombreuses et la coopération internationale dans ce domaine a déjà un siècle d'existence¹. Vingt ans séparent la première conférence des Nations Unies de Stockholm en 1972 *Une seule Terre*, de celle de Rio qui marque l'avènement du *développement durable* (DD), et presque autant de temps s'est écoulé depuis lors. Or, malgré la multiplication des engagements en faveur de l'environnement, les nouvelles pratiques managériales des organisations et les dispositifs de gestion qu'elles mettent en œuvre semblent incapables de relever les défis. Le climat change et nous n'arrivons pas à diminuer la production des gaz à effet de serre. Les zones humides disparaissent, les rivières sont de plus en plus polluées, les fleuves aménagés et contrôlés produisent des problèmes en cascade et ce bien que nous multiplions les dispositifs de gestion de l'eau. Nous nous inquiétons de l'érosion drastique de la biodiversité planétaire² mais la disparition des écosystèmes

Chapitre rédigé par Maya LEROY.

1. La première convention internationale qui concerne à la fois les pays du Nord et du Sud « relative à la conservation de la faune et de la flore à l'état naturel » est la Convention de Londres, du 8 novembre 1933 (elle a été précédée à Paris de deux congrès internationaux sur la protection de la nature en 1909 et 1923).

2. La disparition accélérée des espèces ne sera pas enrayée en 2010 malgré les engagements pris il y a six ans par la communauté internationale, dix neuf scientifiques lancent un appel le

forestiers tropicaux s'accélère à un rythme jamais égalé, au profit des pâturages, des champs de soja ou des plantations de palmiers à huile.

C'est d'abord dans ce différentiel entre un état des choses désirables et l'état des choses réelles que l'idée critique prend tout son sens, pour reprendre les mots de Luc Boltanski et Eve Chiapello [BOL 99 : 69] dans *Le nouvel esprit du capitalisme*. C'est là que s'ancre les fondements de la démarche critique que nous avons adoptée, et que nous nous proposons de présenter ici, pour rendre lisible les processus à l'œuvre et leurs effets dans la mise en acte, c'est-à-dire la mise en gestion des projets de développement durable.

L'intérêt d'analyser les projets de « développement durable » est double. D'une part, les projets de développement ont été les premiers concernés par la mise en œuvre des principes du DD énoncés dans le rapport Brundtland aux instances onusiennes en 1987, nous donnant un recul de vingt ans de pratique. D'autre part, ils constituent de véritables laboratoires des changements de gouvernance, Badie et Smouts dans leur ouvrage de 1995 parlent de « retournement du monde »³. Car bien que l'aide publique au développement et les organisations internationales gouvernementales (OIG) – les bailleurs de fonds – restent centrales dans les processus en jeu, de nouveaux acteurs apparaissent : organisations non gouvernementales, entreprises, banques privées et fondations, etc. Cette multiplicité des acteurs, parfois sans organisation préétablie, construit des situations singulières où s'exercent et s'inventent de nouvelles volontés de maîtrise [BAR 98, MIN 99, WEI 93, WEI 95]. Les projets de développement sont ainsi des lieux où se multiplient et s'expérimentent des « dispositifs de gestion environnementale », dans le cadre non seulement de projets d'investissements structurels, mais aussi de projets privilégiant des approches locales, décentralisées *ad hoc* [LER 06a].

Rendre lisible ces processus et leurs effets, c'est donc identifier et analyser ces objets hybrides que sont les dispositifs de gestion environnementaux, qui concrétisent et instrumentalisent une volonté de maîtrise des problèmes d'environnement, et observer leur structuration au regard d'un point d'ancrage normatif qui fonde la critique : leur performance environnementale. C'est-à-dire au regard de la qualité des écosystèmes, de l'état des milieux, de leur degré de détérioration, des limites atteintes dans leur capacité de régulation, dans les processus vitaux qu'ils permettent. Les dispositifs de gestion ne sont donc pas uniquement étudiés, comme « produit d'un processus social à travers lequel se définissent conjointement les caractéristiques, les contenus et les visées du dispositif en même temps que ses attributs, rôles et fonctions de ses

20 juillet 2006 dans la revue *Nature* : la terre est « au seuil d'une crise majeure en termes de diversité biologique », 1 mammifère sur 4, 1 oiseau sur 8, 1/3 des amphibiens sont menacés d'extinction.

3. Voir également [SMO 98].

utilisateurs » [MAU 01 : 17], mais également en référence aux engagements qui justifient leur existence, et donc qui déterminent les objectifs, les critères, et les responsabilités en termes de résultats matériels sur les écosystèmes. Nous nous inscrivons ici dans la logique des travaux développés par notre équipe de recherche en analyse stratégique de gestion environnementale [MER 05] ;

Notre propos dans ce chapitre est d'explicitier l'ensemble des recentrages qu'il s'est avéré nécessaire d'opérer pour mener un tel travail, que nous avons en particulier mis en œuvre en nous intéressant aux problèmes de la gestion des écosystèmes du fleuve Sénégal [LER 06]. Dans un premier temps nous mettrons en exergue les enjeux de la critique du « développement durable » qui justifient à nos yeux la nécessité de remettre au centre de l'analyse la finalité environnementale des projets de DD. Dans un deuxième temps nous montrerons pourquoi il est important d'adopter une approche gestionnaire qui s'ancre dans l'analyse des dispositifs. Puis nous expliciterons la méthode que nous avons mise en œuvre et les deux piliers qui assurent la mise à l'épreuve critique des dispositifs : la performance environnementale, et un suivi à la trace de la mise en œuvre managériale, qui contextualise ces dispositifs, refuse leur naturalisation, reconnaît les rapports de force, et assume une visée politique impliquant le chercheur dans une volonté d'assurer l'exercice de la responsabilité environnementale. Enfin nous concluons en montrant pourquoi il est important de « rester dans l'épreuve critique » et donc de mettre en place ce que nous avons appelé un « système embarqué d'aide au pilotage » afin que les enjeux environnementaux deviennent de véritables finalités gestionnaires.

12.2. La critique du développement durable

La Conférence des Nations Unies à Rio en 1992 va permettre une extraordinaire diffusion du concept de « développement durable » qui marque avant tout la réconciliation de l'environnement et du développement. Ce point est essentiel, car si la Déclaration de Rio reste très proche de celle de Stockholm sur bon nombre de ses principes⁴, elle s'en différencie fondamentalement par le rejet de l'idée d'une « croissance zéro », qui avait été popularisée par le rapport du Club de Rome vingt ans avant [MEA 72], ainsi que par les outils qu'elle propose ou incite à mettre en œuvre pour assurer les engagements internationaux dans cette logique de réconciliation.

4. L'environnement comme problème mondial, la spécificité et les besoins particuliers des pays en développement, la souveraineté des Etats dans l'exploitation de leurs ressources, la mise en place de mesures législatives en matière d'environnement, la diffusion de l'information vis-à-vis du public et des autres Etats.

Plutôt que de craindre que le développement rencontre une limite absolue dans la disponibilité des ressources – ce qui serait démobilisateur et renverrait aux thèses malthusiennes – et plutôt que de rechercher un état stationnaire [DAL 91] impliquant un interventionnisme important au niveau mondial ; l'idée, qui sera fortement soutenue par les tenants de la théorie néoclassique, est d'envisager les ressources naturelles comme « un stock qu'il convient de gérer en tenant compte, soit de ses rythmes naturels de reproduction (ressources renouvelables), soit de ses perspectives d'épuisement et des délais nécessaires aux prises de relais par de nouvelles ressources (ressources non renouvelables) » [PAS 90 dans FAU 95 : 10]. Le « capital naturel » va donc devenir substituable au capital manufacturé et au capital humain, facilitant ainsi le maintien d'un stock global, condition suffisante à la soutenabilité. Le développement durable « doit rester un développement économique, pas une stagnation ou une léthargie » soulignent encore aujourd'hui M. Dion et D. Wolff [DIO 08 : 6] lorsqu'ils analysent les théories et applications du développement durable en management.

12.2.1. Gérer les problèmes d'environnement par le marché : moins de responsabilité des Etats et une gouvernance pacifiée par les instruments économiques

Avec l'avènement du développement durable, les questions d'environnement seraient donc enfin sorties d'une sphère d'initiés, individus perçus comme prompts à rentrer dans des rapports conflictuels stériles. En permettant à l'environnement de rentrer dans les processus de développement, et donc dans les mécanismes de marché – référence fondamentale des néoclassiques à la régulation des échanges – la rupture entre nature et culture serait enfin consommée. Ainsi le développement durable, facilitant négociations et ajustements, devrait ouvrir de nouveaux horizons.

Les outils proposés pour assurer une telle intégration vont être très différents de ceux qui avaient été promus vingt ans plus tôt. Là où Rio propose l'internalisation des coûts de protection de l'environnement dans l'économie et les politiques sectorielles, Stockholm préférerait la planification rationnelle incitant les Etats à fixer des objectifs de préservation de l'environnement sur leurs territoires. Là où Rio privilégie les mécanismes de marché pour « internaliser les externalités »⁵ et promeut l'utilisation d'instruments économiques, Stockholm proposait la mise en place d'institutions nationales chargées de gérer et de réglementer et incitait au développement d'instruments juridiques. Là où Rio préconise l'exercice de coresponsabilités (entre Etats, entre

5. L'économie engendre des externalités négatives (pollutions, dégradation, raréfaction des ressources, etc.) et parfois positives (dépollution, bien-être, paysage, etc.) il suffit d'internaliser ces externalités (c'est-à-dire permettre leur prise en compte dans le calcul des agents, généralement en leur donnant un prix) et les agents économiques ayant un comportement rationnel géreront l'environnement.

secteurs, etc.) et une participation très large des citoyens aux processus de décision⁶ sans fixer d'objectifs environnementaux spécifiques, Stockholm installait l'Etat comme acteur central pour la mise en œuvre des mesures de protection en fixant certains objectifs généraux en termes de résultats⁷, mais stimulait également les mouvements militants écologiques [LEP 97, LEP 05] et promouvait les projets d'écodéveloppement participatifs s'appuyant sur la diversité des socio-écosystèmes et les savoirs locaux pour gérer les milieux [SAC 80, SAC 93, SAC 94, VIV 01].

A partir de la Conférence de Rio les stratégies de protection de l'environnement associent donc aux mesures réglementaires des instruments économiques et d'incitation, en particulier d'incitation de marché (Agenda 21, chapitre 8). Les instruments de plans, politiques et programmes qui se développent passent par les logiques suivantes :

– 1) donner un prix aux ressources qui étaient gratuites et aux « biens environnementaux » et évaluer les dommages en termes économiques. Ainsi les études d'impacts (principal instrument technico-juridique permettant jusque là une intervention environnementale sur les projets de développement et d'aménagement) sont accompagnées de directives pour développer dans les évaluations environnementales la mise en œuvre d'analyses coûts-avantages (évaluation économique sur la base des instruments de l'analyse néoclassique appliqués au non marchand) ;

– 2) faire payer les externalités à l'émetteur (taxe pigouvienne) : le principe du pollueur/payeur par la mise en place de taxes doit décourager les mauvaises pratiques et augmenter potentiellement les recettes fiscales (taxes sur les pollutions mais aussi permis de pêche, de chasse, droit d'entrée dans les réserves naturelles, etc.). Ces approches par les taxes et les subventions, sont néanmoins considérées, par les mouvances les plus libérales, comme restant encore trop liées à un système régulateur généralement sous la responsabilité des Etats. Sont alors proposés des instruments destinés à augmenter le libre échange, qui sont basés sur les droits de propriété sur l'environnement. Les externalités deviennent des droits d'usage sur les ressources qui peuvent donner lieu à des échanges marchands ;

– 3) il s'agit en donnant un droit de propriété de permettre la négociation et le paiement entre émetteur et victime, le droit de propriété déterminant le sens dans lequel se fait l'indemnisation [COA 60] ;

6. Du public, des femmes, des jeunes, des populations et communautés autochtones, des collectivités locales, etc., (principes 10, 20, 21, 22).

7. « des échantillons représentatifs des écosystèmes naturels doivent être préservés » (principe 2), « les rejets de matières toxiques ou d'autres matières et les dégagements de chaleur en quantités ou sous des concentrations telles que l'environnement ne puisse plus en neutraliser les effets doivent être interrompus de façon à éviter que les écosystèmes ne subissent des dommages graves ou irréversibles » (principe 6), etc.

– 4) mais lorsque les coûts de transaction sont trop élevés, il est alors proposé d'échanger directement les droits de propriété par la création d'un « marché de droits d'émissions »⁸ et la mise en place de « permis négociables » en préfixant des quantités de pollution admissibles [DALE 68].

12.2.2. Une durabilité qui ne modifie pas les principes qui fondent le développement

Ces approches, ancrées dans les principes de l'économie néoclassique, qui doivent internaliser les effets externes et établir des droits de propriétés clairs sur les ressources naturelles, constituent pour la majorité des institutions internationales le cadre de référence de l'analyse des problèmes d'environnement. Ainsi, si les agences d'aide au développement sont nombreuses, diversifiées, représentent des pays aux politiques très différentes, et portent en leur sein des personnels pouvant avoir des points de vue sur le développement et l'environnement extrêmement divers, il n'en est pas moins vrai que les grandes institutions internationales⁹ ont largement influencé l'harmonisation de l'économie et infléchissent régulièrement les principes de l'aide publique au développement.

Ces principes structurent également les pratiques et les routines du travail des fonctionnaires de ces institutions, à travers l'application et la vérification de la cohérence de la formulation des projets et programmes, l'adéquation des budgets et des lignes budgétaires, les processus standardisés d'écriture des termes de références, les modes de sélection des consultants, la vérification des rapports d'experts, et globalement le respect des procédures. Par les documents qu'ils produisent et les discours qu'ils développent se constitue un véritable « sens commun » partagé par ces organisations. Ce sens commun, qui se fonde en particulier sur les principes de souveraineté des Etats, de soutien de la croissance, d'innovation technologique, et de libre échange, a une implication directe dans la façon dont ces institutions abordent les questions d'environnement, et promeuvent le développement durable.

Les Etats restent fondamentalement les arbitres et le cadre principal de l'intervention de l'aide publique : ils reçoivent les prêts et c'est à eux qu'on propose les instruments d'intervention et d'action. Les ressources naturelles sont sous leur juridiction et leur contrôle. Ce sont également eux, en adhérant volontairement à des conventions internationales, qui acceptent et s'engagent à respecter un certain nombre de critères de protection de l'environnement et de règles « de bonne conduite » vis-à-vis de leurs

8. Souvent dénommés « droits à polluer ».

9. Tout particulièrement les institutions de *Bretton Woods* (le fonds monétaire international et la banque mondiale), l'OCDE (organisation de la coopération et de développement économique) et l'OMC (organisation mondiale du commerce).

ressources. L'intervention publique nationale souveraine, mais souvent affaiblie, se trouve confrontée à des coalitions transnationales où ONG et agences de développement tentent parfois de développer des liens directs avec les sociétés nationales [LEP 97 : 98].

Le transfert dans les pays du Sud de nouvelles technologies moins polluantes et de biotechnologies fait également partie des principes du développement durable (chapitre 16 de l'Agenda 21)¹⁰. Cette logique s'appuie sur au moins deux présupposés. D'une part, les problèmes d'environnement seront largement réglés grâce au progrès technique (procédés de dépollution, efficacité dans l'utilisation, énergies renouvelables, etc.). D'autre part, la perte des ressources et des services rendus par la nature ou « services environnementaux » peut être en partie compensée par le progrès technique, puisque le capital naturel est substituable, et qu'il est d'abord un facteur de production¹¹.

La croissance reste l'objectif majeur de l'action des agences d'aide publique au développement. Pourtant, elle n'a pas montré d'effet mécanique positif sur l'environnement, et que sa mesure par le PIB ne prend pas en compte cette dimension (un pays pollué est loin d'être considéré comme un pays qui s'est appauvri). Pour les institutions de Bretton Woods, c'est la pauvreté plus que l'industrialisation qui est considérée comme la principale cause de la destruction de l'environnement. La reprise de la croissance globale dans les pays en développement est analysée comme une condition *sine qua non* de la résolution des problèmes sociopolitiques et environnementaux. La logique argumentaire est la suivante : la pauvreté est défavorable à l'environnement parce qu'elle implique une surexploitation des ressources naturelles. La richesse au contraire est favorable car elle augmente les moyens que l'Etat, les personnes et les entreprises vont pouvoir investir dans l'environnement : ayant plus de « bien être » (entendu comme « revenu »), les personnes seront plus soucieuses de leur qualité de vie et donc chercheront à protéger l'environnement [REI 90]. Ainsi dans une vision linéaire du développement, les pays les plus pauvres doivent forcément passer par les différentes étapes de la croissance pour pouvoir finalement prendre en charge les problèmes d'environnement.

Enfin, le libre échange étant considéré comme favorable à la croissance, les actions environnementales ne doivent pas entraver le commerce international. Il faut minimiser les actions qui passeraient par des systèmes d'encadrement public trop lourds

10. Dans le cadre de Kyoto, par exemple, le « mécanisme dit de développement propre », permet aux Etats les plus polluants (et souvent les plus riches) d'augmenter leur capital de droits d'émissions en contrepartie d'investissements dans les technologies non polluantes dans les pays en développement qui n'ont pas les moyens de les acquérir.

11. Par exemple : le développement de la pisciculture permet le prélèvement de stocks de poissons, on utilise les CFC mais on investit dans la recherche pour trouver des boucliers contre les UV, si un site est détruit on le reconstruit artificiellement.

(réglementation, planification, subvention, etc.), favoriser les initiatives privées, et surtout faire que l'environnement rentre dans ces échanges. Le paradigme libéral, même s'il est souvent implicite, est donc prégnant et pousse à la mise en œuvre d'instruments économiques qui transforment l'environnement en « *biens* ou *services* environnementaux » ou en « *ressources* naturelles », favorisant l'extension de la marchandisation par l'introduction des sphères non marchandes dans le marché.

Dans le cadre des projets de développement durable, pouvoir estimer les valeurs des « biens environnementaux » et des dommages sur l'environnement et les introduire dans les analyses coûts-avantages, présente évidemment a priori l'intérêt de favoriser leur prise en compte dans les arbitrages financiers de choix des projets. On comprend que la pratique de telles évaluations soit complexe, qu'elle demande la mise au point de techniques *ad hoc* pour donner des valeurs monétaires à des attributs environnementaux qui ne sont pas clairement économiques. Lorsque ces biens ont une valeur d'usage on peut éventuellement, en utilisant le prix du marché, donner un prix aux ressources qui étaient jusqu'à présent considérées comme gratuites, et évaluer les dommages en termes économiques. Mais les choses se compliquent quand on cherche à déterminer le prix qu'on peut fixer pour rendre compte de l'utilisation éventuelle d'une ressource naturelle dans le futur (valeur d'option), de sa valeur liée à des critères multiples qui peuvent être esthétiques, religieux, culturels (valeur d'existence), ou de sa valeur liée au désir de transmettre ces ressources (valeur de legs). Les méthodes d'évaluations contingentes¹², qui sont proposées pour tenter de mesurer ce type de valeur, se développent [ALB 00]. La tendance à l'évaluation économique des ressources naturelles et des écosystèmes, est aujourd'hui fréquente dans le domaine des forêts [SMO 01] ou des zones humides [BAR 97], même si de façon empirique, ces méthodes sont souvent difficiles à mobiliser. Dans des contextes de terrain où les populations concernées sont pauvres et n'ont que peu d'accès aux marchés et peu d'échanges monétaires et pour qui certaines ressources naturelles vont avoir de fortes valeurs d'option, de legs ou d'existence, l'évaluation économique comme outil prioritaire de l'aide à la décision devient particulièrement problématique [SAC 94, SMO 01]. L'OCDE reconnaît que dans les contextes réels de leur mise en œuvre, ces méthodes privilégient souvent la valeur sociale attachée à l'accès à la terre, à l'amélioration de la sécurité alimentaire, au développement régional, tout en minimisant les coûts écologiques, souvent plus difficiles à monétariser. Elle reconnaît que le court terme est privilégié par rapport au long terme. Enfin, elle précise que l'analyse coût-avantage (ACA) mobilise une notion d'intérêt qui ne peut

12. Il s'agit d'évaluer le prix par le consentement à payer ou à recevoir des populations concernées (également appelées méthodes des préférences exprimées). Sur la base d'enquêtes, on interroge les gens pour savoir ce qu'ils seraient prêts à payer pour préserver une ressource naturelle ou un bien environnemental ou ce qu'il faudrait leur payer en échange de la disparition de ce bien [VIV 99].

être énoncée que par l'homme et qu'à ce titre la méthode peut poser des problèmes d'éthique puisque justement, les questions d'environnement impliquent des débats autour de la valeur en soi des espèces et des écosystèmes. Pour répondre à ce dilemme la réponse faite par l'OCDE [OCD 95 : 36] est claire : « les intérêts de ces espèces ne peuvent naturellement être énoncés que par l'homme. Mais si suffisamment de personnes prennent avec assez de force la défense des droits de ces espèces, leurs points de vue peuvent s'exprimer par les voies démocratiques et constituer un contrepoids à l'utilisation d'approches exclusivement économiques ».

12.2.3. Gérer les problèmes d'environnement par la coordination entre parties prenantes : la participation

Pour pallier les limites des instruments économiques, et pour répondre à la volonté de développer la participation des populations locales et la délégation des responsabilités de gestion à l'échelon le plus bas dans la formulation des projets et programmes de développement, ont été développés d'autres types d'instruments, à caractère volontaire, ancrés dans les théories des parties prenantes. Ces approches et les méthodes qu'elles mettent en œuvre¹³ ont été au départ largement portées par des sociologues et des anthropologues [CER 85, CHA 85] et se sont particulièrement diffusées dans la phase de l'identification de projet à partir des années 1980 [LER 06b]. L'accent est mis sur le renforcement des capacités et institutions locales, le développement de la société civile, des femmes, des jeunes, etc., et le transfert de responsabilités à des organisations locales (*local empowerment*), et non plus sur ce qu'on a longtemps appelé au sein des instances internationales le développement institutionnel où il était essentiellement question de renforcer les institutions de l'Etat, ses ministères, ses services techniques, sa réglementation.

Ces approches, qui prônent de nouveaux modes de gouvernance, c'est-à-dire des modes de gouvernement faisant intervenir de nouveaux acteurs (ONG, groupes locaux, groupes professionnels, privés, etc.) ne s'avèrent néanmoins pas moins rhétoriques dans le contexte de la mondialisation qu'à l'époque coloniale, tant l'histoire institutionnelle du développement secrète une idéologie participative inhérente à sa reproduction [CHA 92, LER 08].

Les problèmes d'environnement dans un tel cadre sont, le plus souvent, d'abord analysés comme des problèmes de coordination, d'action collective à promouvoir, de « bonne gouvernance » et de mise en place d'approches *bottom-up* avec les acteurs

13. PRA : *Participatory Rural Appraisal*, RRA : *Rapid Rural Appraisal*, MARP : méthode accélérée de recherche participative, SARAR : *Self-Esteem Strengths, Resourcefulness, Action, Responsibility*, etc., (pour plus de détail voir Leroy [LER 08]).

qui connaissent et maîtrisent, sur la base de savoirs empiriques ou dits « traditionnels », les ressources de leur territoire. Ces approches poussent à la mise en place de projets locaux *ad hoc* qui doivent s'appuyer sur les savoirs communautaires de gestion de l'environnement [ORS 90, WEB 96].

Les ONG ont un rôle prépondérant dans la mise en œuvre de ces méthodes participatives. Lieu de production et de diffusion de connaissances sur ces méthodes, elles ont un rôle d'interface entre les bénéficiaires de l'aide et les bailleurs de fonds. Elles agissent pratiquement en « sous-traitants » pour des actions plus locales ou pour des projets nécessitant des travaux aux investissements matériels moins lourds que ceux habituellement pris en charge par les grandes agences d'aide au développement. Le terme d'ONG prête souvent à confusion. Il peut être excessivement difficile de faire la part des choses entre une situation où l'ONG est issue d'une organisation locale et une situation où l'ONG est en fait une structure étrangère ou bien créée *ex nihilo* et qui a toutes les chances de disparaître avec la fin du projet. De plus, la dimension environnementale portée par l'ONG est très variable selon les organisations. En France en particulier, dans le discours et la pensée « développementistes », une ONG est d'abord une structure d'utilité sociale et humanitaire. Une orientation environnementale dans un contexte de développement est souvent présentée comme un risque de « faire passer la nature avant les hommes » et d'exclure les populations de leurs territoires [ROS 00], de « faire passer le *business* et les intérêts du Nord avant la charité »¹⁴ ou d'empêcher les pays pauvres de « sortir de leur sous-développement ».

Finalement, le cercle des « parties prenantes » qui contribue à la formulation du projet, à son exécution, et à son évaluation, n'apparaît pas de façon lisible dans les processus. Il peut s'agir *a minima* du bailleur, du maître d'ouvrage et du maître d'œuvre, mais tout autant de représentants politiques, corporatistes, de groupes de pression, ou de la population locale. Il est ainsi souvent difficile de déterminer les groupes stratégiques en présence, les exclus, les types de délégation (représentative, participative, etc.) qui s'opèrent, à moins d'un travail approfondi de terrain qui n'est pas du tout systématique.

Le discours sur la participation, de même que le discours sur la gouvernance, mobilise aujourd'hui des courants idéologiquement opposés mais qui se rapprochent dans les choix d'investigation empirique qu'ils mettent en œuvre afin de déterminer les règles d'usages et d'accès aux ressources. On peut, dans les grandes lignes, distinguer,

14. Car les grandes ONG d'environnement sont souvent considérées, par leur taille, leur réseau international, leur professionnalisme, comme de véritables entreprises et à ce titre ne correspondent pas à l'idée que le public se fait de l'ONG, bien que dans le domaine de la santé, les très grandes ONG, revendiquant par ailleurs le droit d'ingérence, ne sont pas soumises aux mêmes critiques.

d'une part un courant autogestionnaire qui revendique la diminution du contrôle de l'Etat, l'autonomie de la gestion locale, la fixation locale des normes, le rejet des situations compétitives en favorisant des négociations entre acteurs et en privilégiant le lien social. L'objectif est de permettre l'émergence de solidarités qui pourront réguler la gestion locale des ressources sans avoir à dépendre de l'Etat.

D'autre part, un courant libéral défend la diminution des dépenses publiques, le développement du secteur privé et du droit de propriété sur les ressources, favorisant les échanges entre acteurs et entre secteurs dans une logique de coordination proche de celle du marché. L'objectif est, ici, de construire des institutions sociales qui pourront relayer l'Etat dans la prise en charge de la gestion des ressources naturelles et qui payeront éventuellement une redevance. Ces approches néo-institutionnelles mettent en avant le fait que les problèmes d'environnement ne sont pas des problèmes en-soi et qu'ils sont avant tout des problèmes de coordination, qui peuvent se régler de façon contractuelle par la négociation entre parties prenantes.

Dans un contexte qui tend à rapprocher les objectifs d'intervention – un développement durable à la fois économique, social et environnemental, un renforcement de la société civile et la participation des populations locales – les enjeux environnementaux sont alors généralement minorés.

Car dans ces situations où la captation de la rente du développement est centrale et où le consensus de façade est souvent la règle [OLI 95b], chaque groupe potentiellement mis en concurrence tend à défendre son territoire d'intervention ou sa spécificité, et cherche à diminuer les contraintes ou les charges qui devront être soustraites des bénéfices potentiellement attendus dans les différents secteurs d'activités pour lesquels sont faits les investissements principaux du projet. Sur la question environnementale, il peut même ne pas y avoir de demande des parties prenantes, ce qui limite d'autant la prise en charge du problème à résoudre.

12.2.4. Le développement durable limite la prise de responsabilité vis-à-vis des problèmes d'environnement

Le développement durable, comme consensus idéal, dans sa volonté de ne plus opposer environnement et développement, et d'assurer l'intégration des trois dimensions qui le constituent – l'économie, le social et l'écologie – loin de produire un changement, entérine finalement les paradigmes fondateurs du développement. Il ne remet pas en question le modèle utilitariste, pas plus que celui de la croissance (contrairement aux premières analyses qui posaient le problème des limites de ces modèles) et mise sur

le progrès technique pour régler les problèmes d'environnement minimisant les questions de complexité, d'irréversibilité ou d'incertitude.

Les sciences de gestion, en particulier en France, sont rentrées plus tardivement dans les débats sur le développement durable, en s'intéressant d'abord aux entreprises. On observe globalement les mêmes logiques et le développement des mêmes paradigmes. D'une part, un discours proactif des dirigeants d'entreprises autour de la « modernisation écologique » qui considère pouvoir concilier développement économique et protection de l'environnement grâce à l'innovation technique et par la mise en œuvre de mécanismes de marché, autour d'un consumérisme écologique qui ne sacrifierait ni à la croissance, ni à la mondialisation [BEN 93, GEN 06, HAJ 95]. D'autres part, des chercheurs qui s'intéressent au développement durable dans son influence sur les stratégies d'entreprises [MART 04, REY 04] à partir essentiellement d'une perspective théorique des parties prenantes [FRE 84]. Cette perspective ayant été favorisée par l'émergence de la « responsabilité sociale de l'entreprise » (RSE) qui semble pouvoir s'inscrire plus clairement que le développement durable dans un champ de l'éthique des affaires et une logique contractualiste [LAU 04 : 138]. Avec les derniers travaux de Porter et Kramer [POR 06] la RSE devient une ressource stratégique qui peut procurer ou consolider un avantage concurrentiel, elle crée alors de la valeur pour l'entreprise et la société. Ainsi, plus qu'une vision morale ou éthique qui mettrait en avant le principe de responsabilité inspiré de la philosophie de Hans Jonas [JON 90], les démarches volontaires d'amélioration de la qualité sociale et écologique de la production par internalisation des effets externes des activités des entreprises, renvoient plutôt à une logique d'anticipation des menaces de contestation qui pourraient provenir des ONG, des associations de consommateurs, des syndicats [DUP 05], ou à un véritable *business* au cœur du modèle porterien. Si aujourd'hui les travaux sur ce thème se multiplient, au-delà des discours, c'est néanmoins l'enjeu opérationnel de l'intégration du développement durable au management des organisations qui est posé [DIO 08].

Le développement durable, tant en ce qui concerne ses développements théoriques que les instruments de politique qui en découlent, tend à limiter la prise de responsabilité directe sur les questions d'environnement, dans un double mouvement qui pousse à gouverner par les instruments [LAS 04] et à avoir une logique d'implémentation qui relèverait d'un « libre jeu » du marché (pour les tenants des théories libérales), ou des acteurs (pour les tenants des théories des parties prenantes) dans une logique contractuelle.

Alors que, comme nous l'avons souligné, les instruments proposés ne sont pas neutres parce qu'ils se basent sur des catégories qui incorporent des choix sur la façon dont l'environnement doit être pris en charge et internalisé aux activités

économiques, leur naturalisation et la logique d'une implémentation automatique leur donnent une autonomie qui éloigne les acteurs de leur responsabilité sur les effets qu'ils produisent et sur leur pilotage. Ces instruments tendent par ailleurs à s'hybrider dans des configurations complexes, dans des « dispositifs de gestion », qui sont rarement explorées. Comme le soulignent Lascoumes et Le Galès [LAS 04 : 26], les acteurs peuvent alors débattre des instruments pour structurer des espaces d'échanges à court terme, de négociations et d'accords, créer des consensus minimum de réforme en s'appuyant sur leur apparente neutralité, être dans une logique de moyens plus que de résultats, en évacuant ainsi les objectifs parfois moins avouables, les enjeux plus problématiques, et la dimension politique de leur choix.

L'objectif de nos recherches est donc de contribuer au développement d'un mouvement inverse qui refuse la naturalisation des instruments, qui analyse les agencements d'acteurs, d'objets et de savoirs qui se constituent en pratique lors de la mise en œuvre des outils et des procédures de gestion, qui rend lisible les responsabilités quant aux dommages sur les écosystèmes, et qui évalue les résultats que produisent ces dispositifs en termes d'efficacité environnementale.

12.3. Suivre la mise en gestion du développement durable : une mise à l'épreuve critique des dispositifs

L'opérationnalisation du développement durable se pose donc de façon prégnante dans le management des organisations, comme dans le champ des sciences politiques et de l'action publique.

De très nombreux travaux analysent et cherchent à modéliser les comportements autour des questions d'environnement, en particulier sur la scène internationale [LEP 05] ; comportements des agents pour l'économie, comportements des Etats pour la discipline des relations internationales, comportements des acteurs pour la sociologie politique et l'écopolitique internationale¹⁵. Mais, comme le souligne

15. Le rôle des firmes dans les politiques internationales d'environnement a été moins étudié. Les travaux de Levy et Newell [LEV 05] soulignent la façon dont les firmes conçoivent la gouvernance environnementale mondiale comme un véritable *business*, leur lobbying cherchant d'abord à limiter les régimes contraignants, ou à développer un marketing environnemental dans une logique avant tout tactique. Laufer [LAU 03] souligne les risques de *greenwashing* (« éco-blanchiment » ou « désinformation verte »), procédé de marketing qui consiste à donner une image écologique responsable sans investissement réel dans des actions autre que la publicité « verte ».

Denis Salles [SAL 06 : 16], l'attention s'est essentiellement centrée sur les formes de pilotage de l'action collective, sur la gouvernance, sur la construction collective des accords, sur les formes de procédures. En particulier dans une logique ou la remise en question des approches *top-down* a mis en avant la formulation collective des problèmes, la flexibilité et le pragmatisme des arrangements, les négociations entre parties prenantes, la recherche de l'enrôlement des destinataires.

Ainsi, la mise en œuvre a été négligée, bien qu'elle continue à être présentée comme le maillon faible, en particulier des politiques environnementales. Marie-Claude Smouts [SMO 01 : 52], dans son analyse de la politique de sauvegarde des forêts tropicales, force ainsi le trait des principaux courants : « les réalistes » s'appuyant sur la souveraineté des Etats vis-à-vis des ressources naturelles estiment que l'issue des accords dépend des ressources de puissance dont disposent les acteurs étatiques ; « les néo-institutionnalistes libéraux » y voient un problème de gestion collective et proposent la mise en place d'institutions pour conduire l'accord auquel toutes les parties trouveront avantage, « les structuralistes néo-marxistes » expliquent la destruction des forêts par la structure de l'économie mondiale et la faiblesse des organisations de la société civile face aux grandes institutions multilatérales et aux institutions financières, « les postmodernes » estiment que les représentations sociales et les idéologies sont déterminantes dans la définition des politiques des Etats et critiquent la construction du problème environnemental, construit social instrument de domination des populations locales. Reconnaisant leurs apports respectifs, l'auteure regrette néanmoins qu'ils aient tendance à fournir des réponses avant même d'avoir mené l'enquête.

C'est donc plutôt pour élucider les conditions et les effets d'une action collective annoncée de prise en charge des problèmes d'environnement et de l'état des écosystèmes, que nous nous sommes attachés à explorer, à décrire et à comprendre les systèmes d'action concrets [LER 06].

Pour ce faire, une série de recadrages critiques, et des méthodes qui engagent le chercheur dans son rapport au terrain, sont essentiels à mettre en œuvre. L'analyse s'appuie fondamentalement sur une double investigation empirique :

- 1) identifier, décrire et analyser les « dispositifs de gestion environnementale », c'est-à-dire l'organisation concrète des actions qui annoncent une volonté de maîtrise d'un problème d'environnement ;
- 2) explorer les conditions de leur performance environnementale en vérifiant qu'ils contribuent effectivement à l'exercice d'une responsabilité collective sur l'environnement. C'est ce que nous allons nous attacher à décrire maintenant.

12.3.1. Assumer la normativité de la critique : quelle performance environnementale des dispositifs de gestion ?

Accepter la texture normative de ce qu'implique une préoccupation environnementale, c'est reconnaître qu'il y a un souci de résultat sur l'état écologique de notre cadre de vie.

Cette position est souvent critiquée parce qu'elle renvoie au problème du lieu de production de la norme. Prendre au sérieux la norme, c'est déjà la légitimer donc implicitement l'adopter. Or, si l'on reconnaît la norme comme un construit social, et si l'on estime par ailleurs que celle-ci s'est construite dans des sphères internationales, qui relèvent pour beaucoup d'analystes de la sphère des puissants, alors, implicitement, en acceptant cette norme, on accepterait le rapport de force favorable aux puissants. Notre position est que cette façon de poser le problème bloque l'analyse de processus complexes, qu'il faut inverser la critique et énoncer qu'au contraire, refuser de prendre au sérieux l'annonce politique c'est s'empêcher de la soumettre à la critique. Ce serait ne pas se donner les moyens d'analyser ce que les gens en font dans leurs univers d'action, s'empêcher de la mettre en discussion dans la sphère citoyenne et profane qui s'ancre sur les faits au-delà des annonces. Si les idées sont mises en actes et traduites en règles de gestion, alors c'est bien cela qu'il s'agit d'étudier. Sachant qu'au sein de chaque collectif qui s'est construit ou se construit – dans chaque situation de gestion – il existe des divergences de positions et d'enjeux. Dans ces constructions hybrides, que se passe-t-il et répond-on à l'objectif collectif que l'on s'était fixé ? Sinon, pour quelles raisons ?

Pour reprendre les propos de A. Caillé [CAI 92 : 33] « il est clair que si la connaissance n'est pas aussi connaissance des critères à partir desquels nous décidons ce qui est souhaitable et ce qui ne l'est pas, ce qui nous paraît humain ou inhumain, alors cette connaissance est nulle et non avenue ». Pensant qu'il est important aujourd'hui d'avoir une analyse critique, pensant qu'il est impossible de formuler une critique sans avoir un point de vue normatif, nous adoptons la posture qui décide de prendre au sérieux le fait que les hommes annoncent qu'ils veulent prendre en charge la question de la préservation de l'environnement, c'est-à-dire de la dynamique des espèces, des milieux, des écosystèmes ; sans pour autant opposer l'homme et la culture à la nature. « La cité écologique ne dit pas du tout qu'il faut passer de l'humain à la nature ; et c'est pourquoi on a mis si longtemps à la trouver, car cette exigence paraissait absurde. La cité de l'écologie dit simplement que nous ne savons pas ce qui fait la commune humanité de l'homme et que peut-être, oui, sans les éléphants d'Amboseli, sans l'eau divagante de la Drôme, sans les ours des Pyrénées, sans les palombes du Lot, sans la nappe phréatique de la Beauce, il ne serait pas humain » [LAT 95 : 19].

Ainsi du point de vue de la méthode, il est essentiel d'explicitier la préoccupation environnementale en précisant les critères, éventuellement en discussion, qui la qualifient en termes écologiques ou « bio-physico-chimique » pour reprendre les termes de l'analyse stratégique de gestion environnementale ([MER 05] ; voir également le texte de Laurent Mermet dans cet ouvrage). Ce repère normatif s'appuie généralement sur les engagements environnementaux qui ne déterminent pas un état spécifique de l'environnement mais s'expriment plus généralement en termes de limitation, ou de non augmentation, des dégradations ou des dommages : éviter la disparition d'une espèce, préserver un écosystème, diminuer la production de gaz à effets de serre, limiter la pollution, etc. L'épreuve critique est une demande de résultat, c'est-à-dire de performance environnementale du dispositif :

- a-t-on effectivement évité la disparition de telle ou telle espèce ?
- a-t-on effectivement diminué la production de gaz à effet de serre ?

Elle ne peut se satisfaire d'une réponse en termes de moyens¹⁶.

12.3.2. Refuser la naturalisation des dispositifs

Les « dispositifs de gestion » comme le précise Moisdon [MOI 77 : 10]) constituent un concept plus large que les outils (ou instruments) de gestion, « spécifiant quels types d'arrangements des hommes, des objets, des règles et des outils paraissent opportuns à un instant donné ». Les dispositifs de gestion constituent donc des arènes où s'établissent les rencontres entre des instruments de gestion (souvent multiples), des acteurs aux relations humaines complexes, dans un processus de rationalisation pour atteindre l'objectif de gestion fixé. Il est donc essentiel de s'extraire d'une vision où les dispositifs de gestion relèveraient d'une simple mise en œuvre des choix politiques, perçus sous un angle purement technique, dans une vision fonctionnaliste, qui donnerait peu de place aux analyses et à l'exploration de ce qui se passe réellement au moment de cette « mise en gestion ». Les processus de traduction des intentions affichées en actions doivent être clarifiés.

Les dispositifs de gestion ne sont pas neutres, ils sont porteurs de valeurs. Ils sont nourris d'une interprétation du social et de conceptions précises du mode de régulation envisagé. Ils mobilisent et organisent des dynamiques sociales et scientifiques spécifiques et poussent à rationaliser les actions selon des doctrines de gestion et avec des instruments qui vont avoir des effets sur les hommes et sur les écosystèmes. Il est donc essentiel de faire un travail de mise en lisibilité des logiques (si ce n'est des doctrines) gestionnaires qui les animent.

16. Telle que « des techniques ou des connaissances ont été mobilisées », « des fonds ont été débloqués », « des experts sont intervenus », « des populations ont participé au dispositif », « des organisations ont été mises en place », etc.

Ainsi l'on peut montrer, dans le cas du fleuve Sénégal confronté à des problèmes environnementaux majeurs, liés à la perte des écosystèmes humides de la plaine d'inondation, que l'un des dispositifs – de « gestion intégré des ressources en eau » – censé répondre à l'annonce de protection et de rétablissement des écosystèmes du bassin hydrologique du fleuve est très loin de répondre à cet objectif, et tend au contraire à produire l'effet inverse. En partie parce que la logique gestionnaire qui le fonde est basée sur une volonté de maîtrise de l'eau par l'aménagement de barrages, qui va, en fait, permettre de passer d'un régime naturel à un régime artificiel pour assurer, par la régularisation des écoulements, le développement de trois filières : l'agriculture, l'hydroélectricité et la navigation. La logique « d'intégration » à l'œuvre est, en fait, une logique d'intégration de nouvelles filières productives qui cherchent à mobiliser la ressource en eau pour optimiser d'abord leurs propres objectifs. A chaque « intégration » – c'est-à-dire à chaque inclusion d'une nouvelle filière dans le dispositif – le projet de maîtrise des eaux du fleuve a pour conséquence une artificialisation accentuée de l'hydrosystème. Car ce ne sont pas les fonctionnalités propres de l'hydrosystème qui sont au centre des préoccupations du dispositif mais les fonctionnalités « construites », nécessaires au développement des filières. Finalement, le cours d'eau fluctuera moins dans son lit et la plaine d'inondation et ses écosystèmes disparaîtront d'autant.

12.3.3. Refuser une polarisation « local versus global » des situations de gestion

On semble aujourd'hui être tiraillé entre deux doctrines :

- celle d'une justice mondiale fondée sur une rationalité scientifique capable d'éclairer la société sur la gestion locale des écosystèmes ;
- et celle d'un collectivisme idyllique – *small is beautiful* – capable de s'autoréguler pour laisser émerger une gestion globale efficace.

Notre souci a été d'éviter d'entrer dans une telle dichotomie, de refuser l'alternative « local versus global » et « top-down versus bottom-up », de refuser la polarité de « ceux qui décident face à ceux qui exécutent », et de « ceux qui gèrent face à leurs bénéficiaires », mais d'analyser au contraire les dispositifs et les processus qui semblent construire et régir ces « entre-deux ». Dans un contexte mouvant où les rapports de l'individu aux institutions sont en pleine mutation, où les hommes et les territoires semblent de plus en plus largement connectés – à travers une multitude de réseaux qui véhiculent normes, techniques, finances, informations – l'enjeu nous a semblé plus sûrement résider dans la compréhension des articulations de ces niveaux imbriqués.

C'est particulièrement vrai pour des enjeux de gestion qui mettent en relation des acteurs et des problèmes territorialisés. La gestion de l'environnement et des écosystèmes

dépend de processus à la fois écologiques et anthropiques, l'approche multiscalaire permet de s'interroger d'une part, sur l'adéquation de tel processus à telle échelle spatiotemporelle et d'autre part, à rechercher en quoi des changements d'échelles peuvent affecter la compréhension des processus étudiés.

D'un point de vue de la méthode, il est donc essentiel de ne pas différencier des échelles d'action et de décision *a priori*, mais de laisser les acteurs, par un travail exploratoire, définir les mondes et les espaces d'action dans lesquels ils sont impliqués, et donc d'identifier les dispositifs dans leur diversité, qu'il s'agira alors d'étudier. Si chaque échelle étudiée est pour le chercheur, en quelque sorte, un « espace local », parce qu'il est un contexte localisé, discret et concret d'une confrontation d'acteurs où les dispositifs de gestion peuvent être empiriquement observés, il est important d'examiner comment elle est reliée à d'autres échelles. Ce peut être par certaines figures d'acteurs, comme le développe abondamment les travaux en anthropologie du développement sur les phénomènes de « courtage du développement » qui souligne la dimension non seulement stratégique mais également cognitive et constructive de sens, de réseaux et de dispositifs, de ces courtiers [BIE 00]. Mais aussi par des « agents non humains », des « connecteurs », comme le souligne Bruno Latour [LATOURE 06 : 292] qui précise qu'une interaction locale ne peut pas être isotopique, c'est-à-dire être entièrement contenue dans le site sur lequel elle se manifeste ; elle est toujours reliée à d'autres sites, à d'autres moments, et à des actants hétérogènes par des « médiateurs ». Enfin, il est important d'analyser en quoi ces échelles fixent des objectifs, se donnent des moyens d'intervention, et ont un projet de maîtrise, avec des implications sur des espaces géographiques qui peuvent être différents. Car les capacités de maîtrise des dispositifs de gestion ne sont pas forcément en situation d'équivalence, eu égard à l'impact matériel qu'ils sont susceptibles de produire.

Ce choix s'est avéré salutaire dans nos recherches, il a permis d'accéder à l'épaisseur sociopolitique des terrains et a montré l'importance des dispositifs multiscalaires, la puissance et la complexité des structurations inter-organisationnelles, et la faiblesse des dispositifs peu connectés.

12.3.4. Contextualiser les dispositifs par un suivi « à la trace » de la mise en œuvre managériale

La spécificité de la connaissance en gestion, comme le souligne Martinet [MART 00 : 121], place au centre de ses objets de recherche les problèmes et les situations de gestion tels qu'ils se manifestent concrètement dans leur contingence et leurs évolutions. Contextualiser les dispositifs de gestion environnementale est un travail essentiel. Cette contextualisation, ne signifie pas qu'il y aurait un « englobant »

– comme nous venons de le souligner en insistant sur le fait de ne pas produire une dichotomie analytique global/local – mais qu’il y a un souci de comprendre la situation de gestion existante en suivant les traces multiples de ce qui l’a construit. Il s’agit d’avoir une analyse à la fois synchronique et diachronique des associations, des controverses, et des rapports de force en jeu. Ce double travail est nécessaire, car il est beaucoup plus facile de comprendre les processus à l’œuvre et les capacités d’action des dispositifs, en repérant les liens¹⁷ et leurs structurations dans le temps. Il s’agit donc d’établir une chronologie des événements, de l’analyse des processus dommageables, et finalement une rétrospective de la mise en gestion du problème.

Du point de vue de la méthode, la description du processus repose donc sur un travail qui consiste à déconstruire la situation de gestion aujourd’hui existante à partir du traitement de matériaux hétérogènes et nombreux qui forment les traces des faits qui y ont conduit. « Le travail de description défait donc ce que les acteurs du processus ont eu parfois beaucoup de mal à inscrire dans des assemblages qui forment aujourd’hui une gestion du problème. Comprendre ainsi un tel processus, c’est suivre les traces laissées par les configurations qui ont donné lieu à des inscriptions, on se trouve ainsi dépendant des imprimés et de leur analyse documentaire d’une part, et de la mémoire des acteurs mobilisée au cours de l’entretien sociologique d’autre part » [BAR 98 : 86]. Ceci implique d’un point de vue empirique de mener un travail de triangulation qui mobilise à la fois :

– 1) un travail documentaire rétrospectif de la production des imprimés nombreux et hétérogènes à laquelle se livrent les acteurs tout au long du processus de mise en gestion, mais aussi des documents auxquels ils font référence pour justifier leurs actions, et de la production scientifique, articles ou littérature grise d’expertise relative au problème qu’il s’agit de résoudre ;

– 2) un travail sociologique (ou même ethnographique) de terrain centré sur des entretiens (qui interrogent y compris le passé, les faisceaux de liens qui sont entretenus et persistent, etc.) et une observation participante (en particulier des réunions, des collectifs, des pratiques, etc.) ;

– 3) enfin une observation sur le terrain des impacts, des traces matérielles laissées sur les espaces et les écosystèmes étudiés.

12.3.5. Opérer une lecture des rapports de forces et observer les déplacements et recatégorisations

Les problèmes d’environnement génèrent le plus souvent des tensions entre des acteurs qui cherchent à changer la situation¹⁸ pour une plus grande prise en compte

17. La sociologie pragmatique parle « d’attachements ».

18. Les « acteurs d’environnement ».

de l'environnement et des acteurs qui résistent à ces changements [LEP 97, MER 92, ROW 96]. Nos travaux montrent que ces « acteurs d'environnement » sont le plus souvent en situation d'asymétrie de pouvoir, minoritaires ([MER 05] voir également les textes de Mermet et de Taravella dans cet ouvrage). Les problèmes de gestion de l'environnement, qu'ils s'expriment à une échelle locale, nationale, transnationale, sont très souvent ramenés à des situations de compétition et de conflits pour des ressources rares, où chacun va chercher à tirer parti des rapports de force. Ainsi dans les dispositifs que nous avons étudiés [LER 06], nous avons montré que de nombreux acteurs, généralement responsables des dommages, imposent leurs logiques et leurs instruments de gestion dans un contexte où soit les acteurs d'environnement sont exclus du dispositif, soit les acteurs les plus impactants¹⁹ n'apparaissent pas (à un moment ou à une échelle donnée) alors qu'ils vont être déterminants. Par exemple dans le cas du fleuve Sénégal, le dispositif inter-Etats « d'atténuation et de suivi des impacts sur l'environnement de la mise en valeur du fleuve » alors qu'il avait donné lieu à des négociations intenses et des mobilisations très fortes pour créer un dispositif de gestion environnementale exigeant, n'a pas réussi à maintenir cette mobilisation au cours de sa structuration et lors de sa mise en œuvre. Les acteurs susceptibles de produire les changements en faveur de l'environnement deviennent petit à petit minoritaires ou sont écartés²⁰, les instruments de gestion sont modifiés et des données sont exclues, les objectifs à atteindre sont re-catégorisés, tous ces microdéplacements font que le dispositif s'avère finalement environnementalement inefficace. Nous montrons qu'à une autre échelle, le dispositif de mise en œuvre de la « stratégie régionale de conservation de la biodiversité » si, lui, mobilise fortement les acteurs d'environnement, reste à un niveau d'intervention très local, sur des espaces restreints (les aires protégées), et se resserre sur des enjeux qui ne lui permettent pas d'agir efficacement sur la modification générale de la plaine d'inondation et donc le maintien de sa biodiversité. *A contrario*, les dispositifs locaux de « gestion intégrée des ressources naturelles » sont eux largement relayés au niveau national, mais par des dispositifs de soutien à l'irrigation. On observe alors un véritable déplacement des enjeux : ces dispositifs se développent rapidement sur le territoire mais dans l'objectif de construire de nouveaux périmètres hydro agricoles, plutôt qu'autour de la finalité environnementale annoncée. Denis Salles [SAL 06] arrive à des constats très similaires sur la « construction des territoires d'environnement » en étudiant de nombreux cas en France (zones humides, contrats de rivières, dispositifs agri-environnementaux). Et Rowlands [ROW 01 : 146] montre que c'est aussi dans la mise en œuvre plus qu'à la mise sur l'agenda ou lors des négociations de principes que les entreprises et le secteur industriel sont les plus influents sur les

19. Ou les entités qui y sont liées.

20. Parfois s'excluent eux-mêmes par lassitude ou se sentant incapables de modifier le cours de l'action.

politiques d'environnement. Dans certains cas, souvent minimisés, ce peut être avec force ou violence, que les acteurs responsables des dommages sur l'environnement imposent leurs visions alors que ceux qui pourraient être favorables au changement ne pourront pas ou n'oseront pas s'exprimer [TAR 08a].

Du point de vue de la méthode, il est donc important d'établir une chronologie précise des événements, en repérant en particulier les moments et les lieux qui cristallisent des controverses et des conflits, et en multipliant, dans ces cas-là, les imprimés qui en rendent compte, et les entretiens, tout en élargissant alors au maximum les sources. Il s'agit d'éviter le risque du « point aveugle » comme le souligne François Dosse dans *l'Empire du sens*. Minimiser dans l'analyse les conflits et les rapports de force structurants tend à évacuer les problèmes, en « les rattachant soit à une passagère dissonance cognitive, à un simple défaut de coordination, soit au contraire à une schize symbolique insurmontable [...] l'insistance sur l'interactionnisme, la narrativité et ses supports cognitifs a tendance à focaliser exclusivement son attention sur les agents individuels et les intrigues *instituant*es en oubliant le plus souvent la résistance des intrigues *instituées* » [DOS 95 : 420].

12.3.6. *Réflexivité et engagement du chercheur*

Le choix de mobiliser la réflexivité des acteurs dans l'analyse des situations de gestion auxquelles ils sont confrontés, est rapidement impossible à mener sans assumer sa propre place de chercheur. Le chercheur doit donc développer une capacité réflexive sur sa propre pratique, clarifier ses présupposés, mais aussi clarifier comment, et avec qui, il « entre sur le terrain ». Car pour les acteurs la place du chercheur n'est jamais neutre. Les acteurs lui affectent nécessairement une place, au sens de Favret-Saada [FAV 77], dans leurs systèmes de relations et d'action, la notion « d'observateur neutre » est dépourvue de sens pour des individus et des groupes engagés dans l'action [GIR 90 : 164].

Gilles Arnaud [ARN 96] insiste sur la nécessité impérative, pour le chercheur-observateur dans le cadre d'une méthodologie de recherche clinique en gestion – à plus forte raison si les investissements psychologiques des acteurs et les enjeux politiques sont forts autour des phénomènes étudiés (par exemple si l'on analyse des processus de pouvoir ou des changements organisationnels) – de comprendre au plus vite quelle est la place que les acteurs lui donnent, afin de pouvoir référer l'observation réalisée et de « décoder » ainsi ce qu'on lui donne à voir. Dans certaines situations, le chercheur-observateur peut avoir intérêt à expliciter son projet et son engagement personnel qui a partie liée avec son projet scientifique. Car devant un non-engagement du chercheur-observateur, les acteurs de l'organisation « produisent, en effet, le plus souvent, du non-discours et du non-acte, la peur et la méfiance étant

trop inhibitrices. Ce n'est qu'après avoir pris position, et en négociant sans arrêt la relation à l'autre sur le mode de l'échange, que le chercheur peut espérer voir tomber les résistances. A l'extrême d'ailleurs, il a la possibilité de sortir tout à fait de sa réserve, pour adopter une attitude résolument interventionniste » (*ibid.*, p. 251). Les recherches de terrain déclarées et non dissimulées, précise-t-il, si elles n'épousent pas les desseins en particulier des décideurs organisationnels peuvent aussi, *a contrario*, limiter fortement la capacité du chercheur-observateur à travailler dans l'organisation, sa présence vécue comme trop gênante limitant drastiquement son accès à l'information ou à d'autres membres de l'organisation.

Nous avons choisi, pour notre part, d'assumer et d'affirmer qu'il y a, par la recherche mise en œuvre, une volonté de prendre acte de la réalité pour pouvoir agir. Ainsi plutôt que de chercher à échapper à un « point de vue » qui engage des valeurs – il nous a paru salutaire de renoncer à cette impossible « neutralité axiologique » pour affirmer notre propre responsabilité de chercheur. Car, si c'est aussi le rapport aux valeurs qui est le « socle des questions que nous posons à la réalité » [WEB 19], comment ne pas y introduire, bien malgré soi ou insidieusement, un jugement. « Ce biais est inévitable : il ne doit être ni nié (attitude positiviste) ni exalté (attitude subjectiviste). Il ne peut qu'être contrôlé, parfois utilisé, parfois minimisé. [...] Il s'agit en l'occurrence non seulement d'expliquer « d'où l'on parle », mais aussi « d'où l'on a produit ses données », et comment. Ni plus, ni moins » [OLI 95a].

12.4. Conclusion

Les instruments et dispositifs de développement durable qui s'élaborent au niveau international, dans une arène mouvante, sont largement repris et hybridés dans les dispositifs de gestion plus territorialisés qui annoncent une prise en charge des problèmes environnementaux. Mais qu'ils mobilisent des approches par le marché ou par les parties prenantes, des travaux de terrain rigoureux, qui assurent une mise à l'épreuve critique de ces dispositifs, montrent qu'ils ne réussissent le plus souvent pas à infléchir sérieusement la situation de gestion environnementale. En effet, tout au long de la construction et de l'avancement de la mise en acte des dispositifs, ceux-ci changent d'orientation, les objectifs à atteindre sont re-catégorisés, des glissements imperceptibles s'opèrent. Ces ré-encodages s'opèrent dans le processus même de genèse du projet de rationalisation que les dispositifs tentent de concrétiser²¹. Les lieux de négociation s'éparpillent, les opposants perdent leurs forces, suivant avec difficulté le processus en cours et les modifications qui s'opèrent.

21. Pour reprendre les mots de Lascoumes [LAS 94].

Il serait, bien évidemment, erroné de considérer qu'il s'agit ici d'opposer une bonne (ou une mauvaise) « formulation », à de bonnes (ou de mauvaises) « conditions de mise en œuvre ». Ces dispositifs sont tout simplement analysés dans les systèmes d'actions concrets où ils prennent place et dans lesquels ils évoluent, dans leur dimension stratégique et politique. Il n'est pas, non plus, question, d'un dysfonctionnement observé « ex-post », dont l'analyse permettrait d'opposer des contraintes socioculturelles, politiques ou physiques, à des dispositifs de gestion devenus « autonomes » qui imposeraient leurs lois. Non, il s'agit bien d'arrangements, d'hommes, de ressources matérielles, et de ressources symboliques, qui s'hybrident en fonction des intérêts en jeu dans un processus qu'il s'agit de suivre. La force des cohérences qui rendent les dispositifs rebelles aux velléités de changement, pour reprendre les mots de M. Matheu [MAT 86 : 83], s'exerce effectivement, en partie, par le biais de simplifications qui figent les langages et les manières de penser, dans des routines qui canalisent les discussions et influencent les décisions. Ces langages formalisés n'ont pas d'existence propre, ils existent parce que des hommes y croient, les portent et ont intérêt à les mobiliser. Pour les dispositifs que nous avons analysés dans le cadre de nos recherches, les asymétries de pouvoir (entre ceux pour qui les questions environnementales relèvent de vrais enjeux, et ceux pour qui ce n'est pas une priorité) sont si fortes, et les intentions (pour assurer une réelle prise en charge de ces problèmes) sont si ténues, que les résultats environnementaux ne peuvent être que limités. Le décalage est énorme entre le discours consensuel et les stratégies effectivement à l'œuvre.

La compréhension de cette série de déplacements, comme nous l'avons montré, est articulée à une évaluation au regard d'un objectif normatif clairement défini, qui permet de repérer plus précisément les résultats de ces actions sur l'évolution écologique du milieu, ou le problème environnemental traité. En identifiant plus précisément l'ampleur des décalages, elle donne une appréciation des marges de manœuvre pour pouvoir éventuellement réorienter les dispositifs, elle permet d'entrer en interaction avec les protagonistes en clarifiant les principes sous-jacents à l'épreuve. En rendant lisible l'articulation entre les engagements et les résultats des dispositifs sur l'état du milieu, elle permet de faire entrer dans l'analyse et dans l'évaluation, différentes échelles de décision et différents types d'intervention, qu'il s'agisse de politiques, de plans, de programmes, de projets, de stratégies, d'actions. Ceci ne peut se baser que sur une compréhension, dans les grandes lignes, des contraintes « bio-physico-chimiques » auxquelles le milieu est soumis, et sur un bilan de la gestion effective et des processus dommageables en cours sur ce terrain. Ceci permet de fixer des repères, et donc de clarifier les tendances, les directions vers où le système peut virtuellement se mouvoir. L'évaluation consiste ensuite à positionner les dispositifs par rapport à ces repères, analysant ainsi leur pertinence et leur efficacité environnementale. C'est ce que nous avons appelé un « système embarqué d'aide au pilotage » [LER 06c]. Il permet de montrer que les logiques

propres à chaque dispositif, aboutissent à des dynamiques de dégradation plus ou moins accélérées sur chacun des enjeux environnementaux. L'approche multiscalaire permet, elle, en comparant les dispositifs selon une même grille, de révéler la cohérence, ou les incohérences, qu'ils ont entre eux. Elle montre, en particulier, les emboîtements stratégiques de répartition des interventions et des responsabilités environnementales entre les dispositifs étudiés. Le changement d'échelle rend lisible la tendance à déléguer les responsabilités environnementales. Le principe de subsidiarité tend à transférer le problème environnemental à une autre échelle sans assumer systématiquement les liens fonctionnels qu'une telle délégation impose. Ce système embarqué d'aide au pilotage permet de rester dans l'épreuve. Comme toute analyse critique, il permet ainsi d'éviter le parasitage, les déplacements d'une épreuve à l'autre, de limiter les forces sous-jacentes venant polluer l'analyse. Il rend lisibles les différences, dans ce qui se présente comme amalgamé, obscur, non maîtrisable [BOL 99]. Dans un tel contexte, la recherche-intervention peut difficilement se cantonner à un service du chercheur rendu à un client, elle prend, elle aussi, un tour critique. Elle devient une entreprise vitale de clarification, pour ouvrir de nouvelles marges d'action et de discussion.

Chapitre 13

Mondialisation et échelles de gestion : le cas de la déforestation amazonienne

13.1. Introduction

Depuis le milieu des années 1990, la dynamique territoriale de l'Amazonie brésilienne a fortement été marquée par la figure du conflit. Des projets territoriaux divergents voire contradictoires n'ont cessé de s'entrechoquer, notamment au niveau de l'Arc de déforestation où les enjeux de développement agro-pastoraux et de conservation environnementale sont particulièrement prégnants [MEL 06]. Les partisans du développement agro-pastoral de l'Amazonie ont fréquemment présenté cette dynamique comme un conflit d'échelles : les nations industrialisées (Europe et Etats-Unis en tête) ou les organisations non gouvernementales (ONG) internationales qui les représentent tenteraient d'imposer leurs projets de conservation environnementale contre la volonté des acteurs locaux, qui œuvrent quotidiennement au « développement » de l'Amazonie par leurs activités de conversion accélérée de la forêt en pâturages et champs de soja [EIR 01, LIN 06, REI 60]. Selon la thèse de l'« ingérence écologique » [ROS 01], la construction territoriale amazonienne résulterait de ce double affrontement :

- échelle internationale/préoccupation environnementale *versus* ;
- échelle locale/préoccupation développementiste.

Le cas de la *Terra do Meio* semble offrir aux partisans de cette lecture un exemple tout à fait emblématique. *La Terra do Meio* (« terre du milieu ») est une

région forestière d'Amazonie orientale brésilienne qui couvre 7,9 millions d'hectares (équivalent à la superficie de l'Autriche) et qui se situe entre les fleuves Xingu et Iriri, dans l'Etat du Pará. Elle appartient aux communes de São Félix do Xingu, Altamira et Trairão.

Depuis la fin des années 1990, a connu de profondes mutations sociales, économiques et environnementales qui découlent de l'installation de nombreux pionniers. Qu'ils soient faiblement, moyennement ou fortement capitalisés, ces acteurs ont en commun la poursuite de stratégies pastorales (élevage bovin) qui se traduisent par l'accroissement fulgurant des surfaces défrichées. En 1997, avant l'installation des éleveurs, moins de 50 000 ha avaient été défrichées dans la région. Entre 2000 et 2005, suite à l'arrivée des pionniers, entre 50 000 ha et 80 000 ha de forêts ont été détruits chaque année.

Menacée de mort pour le soutien qu'elle apporte depuis de longues années à un projet de réforme agraire respectueux de l'environnement, la religieuse états-unienne Dorothy Stang est sauvagement abattue le 12 février 2005, dans la commune d'Anapú, à 400 km au nord de la *Terra do Meio*. La nouvelle est immédiatement reprise par les médias régionaux, nationaux et internationaux qui dénoncent d'une même voix les violences rurales qui entachent chaque année l'avancée des fronts pionniers en Amazonie brésilienne. Cinq jours plus tard, le Président Luiz Inácio « Lula » da Silva signe officiellement les décrets de création de la station écologique de la *Terra do Meio* et du parc national de la Serra do Pardo. Ces deux aires protégées couvrent à elles seules quelques 3,3 millions d'hectares, soit près de 40 % de la *Terra do Meio*. Leur création provoquent une chute immédiate des surfaces défrichées, de l'ordre de 50 % dans l'ensemble de la *Terra do Meio* et de plus de 90 % à l'intérieur des aires protégées.

L'interprétation proposée par de nombreux observateurs est simple : sous pression des Etats-Unis, le Brésil aurait été contraint de créer en toute hâte deux aires protégées en Amazonie, au plus près de la scène du crime.

C'est d'ailleurs ce que nous explique un grand éleveur de la *Terra do Meio*, quelques jours seulement après la création des aires protégées : « Notre pays a cédé. C'est sûr, notre pays a dû céder aux pressions internationales. Ils [les Etats-Unis] ont dû mettre une grosse pression sur notre Président pour qu'il crée ces aires protégées venant de nulle part. Et c'est nous maintenant qui sommes foutus. Au final, c'est nous qui payons les pots cassés. [...] La région est totalement paralysée. C'est bien ce qu'ils [Etats-Unis] voulaient, en terminer avec notre économie, en terminer avec le développement qu'on a mis en place, nous les travailleurs, depuis des années ».

Comme l'énonce la maxime populaire brésilienne, la création des aires protégées aurait été décrétée « pour que les Anglais le voient »¹. Cette lecture nous ramène à la critique fréquente au Brésil de l'« Etat spectacle », c'est-à-dire celui qui donne l'image de l'action pour l'image et non pour ses résultats effectifs [OST 03, OST 95].

Mais cette interprétation en termes de conflit d'échelles, aussi séduisante soit elle, ne résiste pas à la reconstitution minutieuse du processus de création des deux aires protégées [TAR 08]. En effet, les études préalables à leur création ont été commandées par le ministère de l'Environnement dès l'année 2001, près de quatre ans avant l'assassinat de la religieuse. La station écologique de la *Terra do Meio* et le parc national de la Serra do Pardo sont d'ailleurs issus de la même procédure administrative². La sollicitation officielle du coordinateur général de la direction des écosystèmes de l'Institut brésilien de l'environnement et des ressources naturelles renouvelables (IBAMA)³ auprès du service en charge des relations administratives avec le ministère de l'Environnement, datée du 18 novembre 2004, indique l'ouverture de la phase finale du processus administratif de création. Ainsi, le 18 janvier 2005, près d'un mois avant la mort de la religieuse, le président de l'IBAMA achemine officiellement la proposition de décret au ministre de l'Environnement pour validation par ses services techniques et juridiques. Comme l'indique un technicien du ministère de l'Environnement, la mort de la ressortissante états-unienne, n'a représenté qu'une « triste fenêtre d'opportunité » qui a permis d'« accélérer » la signature finale par le Président d'un décret déjà annoncé par le *Plan d'action pour la prévention et le contrôle des déboisements* [BRAS 04]. C'est d'ailleurs ce qu'indique le courrier rédigé, le 15 février 2005, par le directeur du département du « Programme national des aires protégées » du ministère de l'Environnement, adressé au service juridique du ministère : « Comme vous devez en avoir eu connaissance, la Présidence de la République est en train de préparer un ensemble de mesures visant à contrôler l'occupation désordonnée, le déboisement illégal et la violence rurale dans l'Etat du Pará, mesures qui ont pris un caractère d'urgence maximale en raison de l'assassinat de la religieuse Dorothy Stang » [MIN 05].

La reconstitution de la séquence d'événements qui a conduit à la création des deux aires protégées contredit l'interprétation en termes de conflit d'échelles puisque

1. En 1826, les élites politiques civiles et militaires brésiennes abolissent très officiellement l'esclavage au Congrès national afin de satisfaire leurs partenaires commerciaux britanniques. Mais aucune suite ne sera donnée à l'adoption officielle de la loi qui restera sans effets pendant plusieurs années. D'où l'expression populaire d'une mesure officielle prise « pour que les Anglais la voient » [GON 05].

2. N° 02001.006771/2004-68.

3. *Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis*.

des acteurs brésiliens ont stratégiquement saisi l'opportunité qui leur était offerte d'accélérer un projet national de conservation.

Nos travaux proposent une interprétation alternative de l'évolution du système de gestion territorial de la *Terra do Meio*, centrée sur le conflit entre filières⁴ (multiscalaires) en lutte pour le contrôle du territoire et apportent deux corrections importantes à la thèse du conflit entre échelles. D'une part, les dynamiques dites « locales » de conversion de la forêt en pâturages s'ancrent indéniablement dans des échelles supérieures de gestion, qu'elles soient régionale, nationale ou internationale. D'autre part, l'action des acteurs internationaux en faveur de la conservation de la forêt amazonienne n'influe sur la construction territoriale qu'après avoir été réappropriée et portée par des acteurs situés aux niveaux nationaux, régionaux et locaux.

Notre contribution s'organisera en trois temps. D'abord, nous présenterons la méthode de recherche qui fonde notre interprétation de la gestion territoriale amazonienne. Nous poursuivrons par la description de la filière de l'élevage et le soutien apporté à la pastoralisation de la *Terra do Meio*, de l'échelle internationale à l'échelle communale. Ensuite, nous retracerons la structuration de la filière de la conservation environnementale de la *Terra do Meio*, de l'échelon local à l'échelon international. Nous terminerons par une discussion des résultats obtenus.

13.2. Méthode de recherche

Puisque toute description est indissociablement une posture interprétative [GET 73], la « prétention réaliste » des sciences sociales suppose de se soumettre à une forte exigence de véridicité et de plausibilité du corpus de données produites et des analyses qui en découlent [PAS 91, PAS 06]. Afin que le lecteur puisse juger par lui-même du respect de ces exigences fondamentales, nous expliciterons dans cette

4. Le concept de « filière » appliqué à la gestion du territoire est emprunté à Barouch [BAR 89] qui la définit comme une « structure verticale organisée autour d'une fonction du milieu physique ». Les filières s'organisent autour des « produits » qu'offre le territoire. L'appliquant à la gestion de l'eau sur le bassin de la Cisse, l'auteur distingue ainsi les filières « alimentation en eau potable », « assainissement des eaux usées », « loisirs », etc. Selon, l'auteur, si les filières peuvent se distinguer par le poids relatif des logiques techniques, économiques ou réglementaires qui les régissent, elles partagent néanmoins un ensemble de traits communs : une finalité stable (en réponse à une demande économique ou sociale), un ensemble de normes et de procédures qui vise à réguler le fonctionnement de la filière, des institutions qui s'assurent du respect des normes, un ensemble de savoir-faire, un circuit de financement permanent et l'existence d'un vocabulaire commun aux différents membres de la filière. La filière apparaît comme un mode de gestion du territoire présentant l'avantage de la stabilité et de la permanence dans le temps et l'espace.

section le lien entre le sujet étudié, les moyens employés et les objectifs visés par la recherche. Nous mentionnerons également les obstacles qui se dressent sur le chemin de celui qui décide de mener une enquête socio-anthropologique en contexte conflictuel.

Les résultats présentés ici sont tirés d'une recherche doctorale en sciences de l'environnement menée, entre 2004 et 2007, à la croisée des sciences sociales et des sciences naturelles. Notre travail s'est ancré dans la perspective heuristique tracée par l'Analyse stratégique de la gestion de l'environnement, s'appuyant sur le travail de Mermet [MER 92], puis son approfondissement dans le contexte français [EME 06], européen [POU 04] et international [LER 06]. L'objectif était de suivre l'évolution du couvert forestier de la *Terra do Meio* et d'en expliquer l'évolution à partir des interactions établies entre les deux groupes d'acteurs responsables de sa gestion : les acteurs de la pastoralisation (conversion de l'espace forestier en espace fourrager) et les acteurs de la protection de l'environnement.

L'enquête socio-anthropologique menée sur la gestion du territoire forestier a été fortement marquée par le caractère très conflictuel des relations entre les deux groupes d'acteurs. Elle s'est ouverte par la rencontre des environnementalistes. Une demi-douzaine d'entretiens semi dirigés ont été réalisés dans les villes de Brasília, Belém et Altamira. Le canevas préparé pour guider les entretiens visait à cerner :

- 1) la compréhension que nos interlocuteurs avaient des dynamiques de déforestation locales ;
- 2) les actions qu'ils avaient déjà menées, celles en cours et celles à venir ;
- 3) les liens qu'ils entretenaient avec leurs alliés.

Intrigués par l'étudiant européen qui se présentait à eux (malgré les recommandations dont nous avons bénéficiées), méfiants devant le projet de recherche qu'il leur présentait, inquiets de l'utilisation qui pourrait être faite des informations stratégiques qu'il cherchait (trop visiblement) à obtenir, les personnes rencontrées restaient sur leur garde. L'échec de ces premiers entretiens, nous confirmait qu'il faudrait âprement « négocier » [ABEL 04] l'accès aux informations et au terrain de la gestion. Pour répondre à l'exigence du donnant-donnant, nous choisissons alors de nous investir dans la compréhension de la pastoralisation de la *Terra do Meio*, pour ce qu'elle représentait en soi, mais aussi, pour les informations qu'elle devait permettre d'échanger avec les acteurs de la conservation.

Les onze mois passés dans la *Terra do Meio* et dans sa proche périphérie, nous ont permis de comprendre de manière fine les mécanismes de la pastoralisation du territoire. Notre enquête repose sur la triangulation continue des informations obtenues par observation participante, entretiens semi dirigés et procédés de recension [OLI 95a].

Largement illégale, la déforestation ne peut être questionnée ouvertement, elle appartient au domaine du caché, du non-dit. Interroger sur les pâturages est accepté, questionner sur les déboisements attire la suspicion et peut entraîner de lourdes sanctions. Les problèmes d'ordre méthodologique, théorique, déontologique et pratique rencontrés rejoignent ceux dont Blundo [BLU 03] fait état lorsqu'il s'agit de « décrire le caché » en sociologie criminelle ou de la déviance.

L'immersion dans le « monde pionnier » et la quantité de matériaux recueillis sur le système sociopolitique de la déforestation nous ont permis de reprendre dans des conditions bien plus favorables notre enquête auprès des environmentalistes. Sur la base des échanges informationnels qui se mettaient progressivement en place avec ces acteurs, nous acquérons le statut officiel de « chercheur partenaire ». Nous avons alors été invités à passer plus de quatre mois dans une association locale, dans la ville d'Altamira. Nous réaliserons également trois missions de terrain (deux mois au total) dans la *Terra do Meio* avec les acteurs de la conservation. Participant aux réunions de planification stratégique de la coalition pour la conservation de la *Terra do Meio*, entre 2004 et 2006, nous accompagnerons les étapes finales de sa structuration. A chaque fois, nous suivrons par observation directe et entretiens semi-dirigés le rôle de chacun, le type de relations établies entre les membres de la coalition, et leur évolution dans le temps. Nous rencontrerons également huit représentants du ministère de l'Environnement impliqués dans le dossier de la *Terra do Meio*.

Ce travail d'enquête nous a permis de proposer une lecture alternative de la gestion territoriale de la *Terra do Meio* et son évolution, centrée sur deux organisations multiscalaires en lutte pour le contrôle du territoire.

13.3. La filière de l'élevage en Amazonie

Loin des discours tenus par les diplomates brésiliens à l'Organisation mondiale du commerce (OMC) prônant une moindre intervention étatique dans l'économie, le gouvernement fédéral ne cesse de reconduire année après année les aides directes et indirectes au secteur agro-pastoral [GUI 06]. Nous en présenterons un exemple.

13.3.1. Echelon national

L'arrivée du Président « Lula » au pouvoir a provoqué un véritable changement de cap en matière de politique extérieure et de diplomatie : l'heure est au pragmatisme et à l'activisme commercial percutant. Selon Rouquié [ROU 06], l'objectif permanent du Brésil d'ouvrir les marchés aux consommateurs des pays industrialisés n'avait

jamais déclenché une telle offensive diplomatique. Pour ce faire, le Brésil livre bataille contre le protectionnisme agricole des pays du Nord et privilégie la conquête de nouveaux partenaires commerciaux au Sud. Or, cette politique agro-exportatrice hyperactive du gouvernement peut aisément être reliée à la progression de l'élevage en Amazonie.

Le concept de « connexion Hamburger » développé par Myers [MYE 81] et adapté au cas brésilien par Kaimowitz *et al.* [KAI 04] désigne le lien existant entre l'accroissement de la demande en viande bovine sur le marché mondial, la croissance fulgurante des exportations brésiliennes, l'augmentation du cheptel amazonien et l'avancée de la déforestation. Le cheptel amazonien du Brésil est passé de 26 millions de têtes en 1990 à 57 millions en 2002. Cette augmentation représente à elle seule 80 % de la croissance du cheptel national sur la même période. Or, alors qu'en 1995 le Brésil exportait moins 500 millions de dollars de viande, en 2003 ce chiffre atteint le milliard et demi. Pendant ce temps, la consommation interne de viande n'a que peu augmenté. La conclusion qu'en tirent les auteurs est simple : l'augmentation de la production de viande brésilienne a été en priorité exportée [KAI 04]. Si le raisonnement tenu à l'échelle nationale est éloquent, il pourrait souffrir une critique de taille.

En effet, en raison des mesures sanitaires prises par le ministère de l'Agriculture dans de nombreuses régions amazoniennes, ni les animaux sur pieds, ni même la viande sortant des abattoirs ne sont normalement autorisés à être exportés vers l'étranger. Dans ces conditions, la « connexion hamburger » fonctionnerait de manière indirecte, *via* les cours du marché national. Et en effet, non seulement l'évolution des cours nationaux affecte directement le comportement des éleveurs, leur stratégie de production, leur calendrier de vente mais les dynamiques exportatrices influencent les prix nationaux. Cette influence s'est fait particulièrement sentir en fin d'année 2004 puis en 2005, suite à la découverte dans l'Etat du Pará puis du Mato Grosso du Sud de plusieurs foyers de fièvre aphteuse qui ont conduit plusieurs pays à interrompre provisoirement leurs importations de viande bovine brésilienne. S'en est suivi une augmentation de l'offre sur le marché interne et une chute des prix nationaux. A l'inverse, la fin de l'embargo sur la viande bovine brésilienne décrétée par la Russie s'est immédiatement traduite par une élévation des prix sur le marché interne [IBG 06].

Les initiatives prises par le gouvernement fédéral à l'international et les politiques mises en place sur le territoire brésilien d'appui à l'élevage en Amazonie sont des facteurs incontestables de son expansion. Ils établissent, structurent ou renforcent les liens entre les dynamiques d'échanges internationales et le territoire brésilien.

Mais l'Etat fédéral n'a pas l'exclusivité de ces politiques, l'échelon régional de l'Etat du Pará⁵ en offre également de nombreux exemples.

13.3.2. *Echelon régional*

Le soutien effectif apporté aux éleveurs de la *Terra do Meio* depuis une quinzaine d'année par l'Etat du Pará transparait clairement dans l'évolution de l'impôt sur les opérations relatives à la circulation de marchandises, à la prestation de services de transports entre Etats et entre communes et à la communication (*Imposto sobre Operações Relativas à Circulação de Mercadorias e sobre Prestação de Serviços de Transportes Interestadual e Intermunicipal e de Comunicação*, ICMS) prélevé par l'Etat du Pará, depuis 1988. Constitutionnellement, l'ICMS est un impôt que seuls les Etats fédérés peuvent recueillir. Comme son nom l'indique, l'ICMS soumet à l'impôt la circulation de marchandises ainsi que les prestations de services liées aux télécommunications et aux transports, réalisées entre Etats ou entre communes. Nous nous concentrerons dans les lignes qui suivent sur l'étude de l'ICMS entre communes du Pará⁶. Comme l'illustre la figure 13.1, l'évolution du taux d'imposition a connu une double évolution.

L'octroi de ces aides, comme nous avons pu le vérifier lors d'entretiens auprès des grands éleveurs amazoniens, joue un rôle crucial dans les stratégies migratoires et productives des éleveurs capitalisés. Elles ont d'ailleurs représenté un enjeu important des dernières élections régionales. Une véritable « guerre de l'ICMS » s'est ouverte entre les différents Etats fédérés : celui proposant le taux d'imposition le plus bas remportant la victoire et attirant ainsi de nombreux investisseurs privés sur son territoire. En effet, l'analyse de la rentabilité de quelques exploitations archétypiques nous a permis de caractériser économiquement l'activité des éleveurs [TAR 08]. Leur stratégie globale dite « d'élevage » recouvre en réalité quatre composantes distinctes : l'élevage proprement dit, la spéculation foncière, la valorisation de l'espace par la déforestation et le blanchiment/recyclage d'argent d'origine illicite. La première composante repose sur une conduite simplifiée du troupeau allié à de très fortes charges à l'hectare, qui mène à l'épuisement des sols après 5-7 années. Selon les éleveurs, les politiques de soutien à l'élevage conditionnent directement le maintien de cette stratégie et sa combinaison avec les autres.

5. En tant que fédération, le Brésil est découpé en états que nous qualifierons, pour plus de clarté, de « fédérés » pour les différencier de l'Etat central dit « fédéral ».

6. La démonstration reste tout aussi valable si l'on suit l'évolution de l'ICMS qui s'applique aux transports entre le Pará et les autres états de la fédération brésilienne.

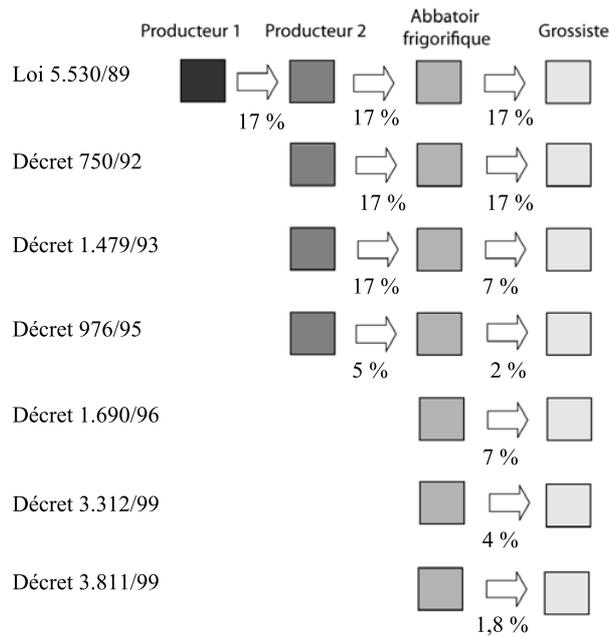


Figure 13.1. Evolution des taux d'imposition de l'ICMS sur les bovins (source : auteur)

13.3.3. Echelon municipal

Concept initialement développé dans le cadre de l'Agenda 21 local, le développement local intégré et durable (DLIS)⁷ a été repris dans le plan pluriannuel national *Avança Brasil* en 1999⁸. En raison de la dynamique pionnière qui l'anime et de ses lourdes conséquences socio-environnementales locales, la commune de São Félix do Xingu (SFX) a été choisie comme site pilote pour la promotion du DLIS. Celui-ci repose sur la découverte par les communautés locales des atouts qui sont les leurs. Un processus participatif, ancré dans la formation d'un « Forum DLIS », qui réunit des représentants de l'ensemble de segments de la société locale, doit permettre d'identifier

7. *Desenvolvimento Local Integrado e Sustentável*.

8. Il est alors défini comme « un nouveau mode de promotion du développement, qui contribue à l'amélioration de la qualité de vie des populations des petites villes et favorise la naissance de communautés plus durables, qui sont capables de subvenir à leurs besoins les plus immédiats, d'éveiller ou de découvrir leurs vocations, d'élargir leurs potentialités et d'augmenter les échanges avec l'extérieur, s'appuyant sur leurs avantages locaux » [SEB 99].

ces avantages comparatifs et de les transformer en projets de développement local. Le tourisme est finalement choisi comme l'atout principal à développer dans la commune de SFX. La majorité du forum estime que le secteur agropastoral est déjà suffisamment « fort » localement. En revanche, le secteur touristique, très prometteur mais encore balbutiant, mérite d'être davantage soutenu.

Comme le confie l'un des membres du forum, « Le programme a très bien commencé. Tout le monde était très enthousiaste. Il y avait un fort appui de la mairie. C'est vrai, au début l'exécutif était très impliqué. Et puis on avait l'appui direct et régulier de la SEBRAE [porteur de projet] de Belém ». Mais, après l'adoption par le forum du tourisme comme axe directeur et intégrateur de la stratégie de développement local, le processus s'est brusquement enrayé et a pris fin en quelques mois. Mon interlocuteur décrit ce changement à demimots : « Disons qu'il y a eu un problème politique. Le choix que le forum a fait ne convenait pas à tout le monde. Alors « ils » [les membres de l'équipe municipale] ont bloqué le processus. Et tout le monde s'est découragé. Maintenant tout est abandonné. Il faudrait tout recommencer. Mais c'est sûr que plus personne n'a envie de s'investir après ce qui s'est passé la première fois ».

L'équipe municipale de SFX (au pouvoir entre 1996 et 2004), aussi surnommée la « mairie des éleveurs », est entièrement acquise à la cause de l'élevage. Le maire et ses principaux conseillers figurent parmi les plus importants éleveurs de bovins de la région. Leur programme d'actions n'a cessé de soutenir la pastoralisation du territoire au moyen de l'ouverture de nouvelles routes, d'appui à la régularisation foncière pour les grands propriétaires, d'appui aux services techniques de développement de l'élevage, de soutien aux événements de promotion de l'élevage, etc. L'attention portée au développement touristique a été perçue par l'exécutif local comme une entrave politique et sectorielle potentielle à ses propres intérêts. D'une part, le développement du tourisme conduirait inmanquablement à questionner le modèle de gestion du territoire actuel, qui provoque la destruction directe ou indirecte de ses principales ressources (forêts, cours d'eau, plages). D'autre part, l'établissement de canaux de financement capables d'alimenter directement (sans la médiation de l'exécutif local) les projets de développement locaux accroîtrait considérablement les marges de manœuvre des associations et des individus impliqués dans ces nouvelles voies de développement. Or, sans surprise, les partisans de tels projets appartiennent à l'opposition politique locale.

S'appuyant sur son rôle central dans la mise à l'agenda et la mise en œuvre des actions de développement local, l'équipe municipale (bénéficiant également de l'appui des associations locales cooptées), a obtenu la suspension, la mise en veille puis l'abandon définitif du processus participatif [TAR 08a]. Cette évaluation apparaît

d'ailleurs en filigrane du commentaire conclusif laissé par le médiateur : « Nous avons aussi compris durant le diagnostic que la question politique est omniprésente dans la commune. Dans pratiquement tous les secteurs cette situation est très sensible, ce qui rend difficile et même impossible une série d'actions qui profiteraient grandement à la commune dans son ensemble » [PCA 2002 : 23].

13.3.4. *La filière de la conservation environnementale*

13.3.4.1. *Une réaction de structuration ascendante*

L'installation croissante des populations pionnières dans la *Terra do Meio* a suscité une forte réaction d'opposition socio-environnementale. En effet, les défriches ne conduisent pas seulement à la destruction d'écosystèmes et d'habitats prioritaires pour la conservation de la biodiversité brésilienne (MMA, 2001), l'arrivée des spéculateurs/éleveurs provoque également l'expulsion violente des populations des bords des fleuves, dites « traditionnelles » (*ribeirinhos*) vivant de la pêche et de la commercialisation des produits forestiers non ligneux (noix du Brésil essentiellement). En août 1999, la Fédération des travailleurs ruraux (FETAGRI)⁹ et le Mouvement pour la survie de la transamazonienne (MPST)¹⁰ organisent une large mobilisation régionale pour soutenir leur revendication de conservation environnementale de la *Terra do Meio*, via la création d'une « aire de protection environnementale » (FETAGRI/MPST, 1999).

La réponse étatique prend forme deux ans plus tard, lorsque le ministère de l'Environnement confie la réalisation du diagnostic socio-économique et écologique de la région de la *Terra do Meio*, préalable indispensable à la création d'une aire protégée, à l'ONG Institut socio-environnemental (ISA)¹¹. Après deux réunions préparatoires, l'ISA constitue un groupe d'experts réunissant plusieurs universitaires et chercheurs brésiliens, des membres de diverses ONG et des représentants des mouvements socio-environnementaux de la Transamazonienne. Le groupe d'experts réalise six missions de terrain lors de la saison sèche de l'année 2002 afin d'évaluer les menaces qui pèsent sur les écosystèmes et les populations traditionnelles locales.

Le rapport des experts est remis au gouvernement en fin d'année 2002. Il présente la nécessité de créer une mosaïque d'aires protégées (trois réserves extractivistes, un parc national et une forêt nationale) dans la *Terra do Meio* pour en protéger la socio-biodiversité. Conscients du caractère illusoire de l'action gouvernementale qui devrait donner suite à leur rapport et de l'urgence de la situation, plusieurs organisations

9. *Federação dos Trabalhadores na Agricultura.*

10. *Movimento Pela Sobrevivência da Transamazônica.*

11. *Instituto Socioambiental.*

décident de poursuivre la « lutte ». A l'échelle locale/régionale, il s'agit essentiellement de la Commission pastorale de la terre (CPT) d'Altamira, une association fortement liée à l'Eglise catholique, et de la Fondation vivre, produire, préserver (*Fundação Viver, Produzir, Preservar* – FVPP), une fédération d'associations paysannes (en majorité) de la Transamazonienne. A l'échelle nationale, l'ISA s'engage également à mener l'« accompagnement politique » (*lobbying*) nécessaire à la création de la mosaïque d'espaces protégés de la *Terra do Meio*, et tout particulièrement de la réserve extractiviste du Riozinho do Anfrísio. Quelques mois plus tard, l'ONG états-unienne *Environmental Defense* (ED) rejoint finalement la coalition. Elle lui fournit un premier soutien financier et permet surtout à ses partenaires brésiliens d'obtenir l'appui d'un important bailleur de fonds états-unien, la Fondation Moore.

13.3.4.2. Fonctionnement de la coalition multiscale

Une coalition multiscale est ainsi mise en place, de l'échelle locale à l'échelle internationale. Chaque acteur joue un rôle particulier, en étroite interaction avec les autres niveaux, comme le résume le tableau 13.1.

Echelon	Organisation	Rôle principal
Local	CPT, FVPP	Recueil d'informations sur l'évolution de la situation locale
National	ISA	Lobby auprès des acteurs gouvernementaux ; Diffusion de l'information ; Recueil d'informations sur l'agenda politique ; Formation des acteurs locaux
International	ED	Lobby international ; Mise en relation avec les financeurs internationaux

Tableau 13.1. *Fonctionnement de la coalition pour la conservation de la Terra do Meio (source : auteur)*

Comme l'indique les membres locaux et nationaux de la coalition, le rôle de l'ONG états-unienne ED n'a pas été un apport financier direct, mais une mise en relation, grâce au carnet d'adresses de leur interlocuteur, avec les principaux bailleurs de fonds nord américains. L'un des membres de la coalition explique : « Lui [le représentant d'ED dans la coalition], il connaît les gens qu'il faut. Il sait comment faire une demande [de financement] et à qui la donner pour que ça avance. [...]. Il connaît les programmes, les lignes de financements, les bonnes thématiques. L'important c'est d'activer les bonnes personnes et au bon moment [...]. Il sait qui finance quoi et c'est exactement de ça dont on avait besoin. Il nous a orienté et a ouvert les

bonnes portes pour nous. Il nous conseillait pour qu'on fasse ce qu'il faut pour obtenir le financement ».

Le représentant d'ED ne se contente pas en effet d'envoyer une demande écrite auprès de la Fondation Moore, l'un des principaux financeurs privés états-uniens de la conservation amazonienne [BUC 07]. Il rencontre l'un de ses responsables, une de ses « connaissances », qu'il parvient à convaincre de l'urgence de la situation. Selon le représentant d'ED, l'association entre le mouvement social d'Altamira et une ONG d'envergure nationale comme l'ISA est « très stratégique », elle serait la source première de leur succès et la raison principale de l'obtention du financement. En effet, cette alliance rassemble d'un côté des acteurs très bien implantés localement, situés à proximité de la zone d'action, historiquement impliqués dans la défense des intérêts des minorités et de l'autre un acteur national reconnu et disposant des capacités administratives permettant d'assumer la gestion d'un budget de plusieurs millions de dollars. Mais, la constitution de cette alliance entre mouvements sociaux locaux et ONG nationale ne va pas de soi. Elle a nécessité dans les faits le second travail de médiation réalisé par le représentant d'ED qui est parvenu à stabiliser au travers d'un contrat les relations informelles préalablement établies entre les membres de la coalition.

La CPT et la FVPP jouent un rôle fondamental dans le recueil d'informations concernant l'évolution de la situation locale. Ils constituent en cela les marginaux-sécants¹² locaux de la coalition, capables d'établir des relations directes avec les populations locales [FRI 93, FRI 97]. Les informations de terrain recueillies par les acteurs locaux-régionaux de la coalition sont ensuite transmises à l'ISA qui possède la capacité de les diffuser très largement grâce à son site Internet et de les utiliser efficacement dans son action de lobbying interne auprès du gouvernement fédéral. Si comme, l'explique Berny [BER 05], l'information représente la principale arme des groupes d'intérêts diffus pour influencer sur les prises de décisions gouvernementales, on saisit le « pouvoir », au sens de la sociologie de l'action organisée, considérable dont jouissent les acteurs locaux de la coalition¹³. Il est important de noter qu'un

12. Le « marginal-sécant » ou « portier » est celui qui « ayant le pied dedans et l'autre dehors, possède plusieurs casquettes et peut donc jouer le rôle indispensable d'intermédiaire » [FRI 88 : 76] entre une organisation et son environnement. Le pouvoir du marginal-sécant réside dans le contrôle qu'il exerce sur le flux d'informations et de communications entre l'organisation et son environnement.

13. L'interdépendance entre acteurs est aux sources de l'action collective. Le fondement de l'action collective est le besoin qu'a chaque acteur de l'intervention d'autrui dans la poursuite de ses propres intérêts. Dans leur action, les hommes se retrouvent liés, de fait, par un échec d'interdépendances qui constituent la « médiation inéluctable entre les fins que nous poursuivons, d'une part, et les « moyens » humains que nous sommes obligés d'employer pour les atteindre, d'autre part » [CRO 77 : 18]. Pour comprendre les ressorts de cette influence

responsable de l'ISA, ayant participé à la coordination de l'expertise, est nommé en début d'année 2003 (suite à l'élection de Luiz Inácio Lula da Silva) à la tête du secrétariat de la biodiversité et des forêts du ministère de l'Environnement (SBF/MMA). Ce secrétariat est sans doute le plus important de l'architecture ministérielle mise en place par la ministre Marina Silva. Les revendications de la coalition accèdent au niveau le plus élevé du gouvernement. La création des aires protégées de la *Terra do Meio* intègre ainsi le *Plan d'action pour la prévention et le contrôle des déboisements* [BRAS 04] adopté par le gouvernement, qui le mettra en œuvre durant les mois qui suivent.

13.4. Conclusion

L'interprétation que nous proposons de la gestion territoriale amazonienne remplace le conflit entre échelles par le conflit entre filières, structurées du local à l'international. Cette approche permet de révéler certaines logiques rendues illisibles auparavant. Ainsi, les porteurs, dits « locaux », de pastoralisation du territoire n'apparaissent que comme les maillons d'une chaîne d'acteurs fermement ancrés dans les dynamiques d'échanges internationaux. Symétriquement, les actions de conservation environnementale menées à l'échelle internationale ne parviennent à atteindre le territoire amazonien qu'après avoir traversé les échelons national, régional et local.

La dichotomie, parfois trop simpliste, local versus global laisse place à une logique de gestion du territoire plus complexe, fortement marquée par ce qu'il convient de nommer la mondialisation¹⁴ de l'Amazonie brésilienne. Celle-ci présente plusieurs caractéristiques. D'abord, elle revêt un caractère clairement multisectoriel, puisqu'elle alimente tout autant la filière de la conservation environnementale que la filière de la pastoralisation. Ensuite, elle s'appuie fortement sur des formes de structuration

réciproque des acteurs, il faut s'intéresser aux relations de pouvoir, c'est-à-dire aux « relations d'échange inégal qui comportent toujours un noyau de négociation [...]. L'instabilité et la conflictualité des comportements sont ici considérés comme normales, leur stabilité, régularité et intégration devant à chaque fois être expliquées » [FRI 94]. Ainsi, la nécessité d'influer sur le comportement d'autrui conduit chaque acteur à rentrer dans une relation de pouvoir, telle que la définit R.A. Dahl (1957 dans [CRO 77] : 65) c'est-à-dire comme « la capacité d'une personne A d'obtenir qu'une personne B fasse quelque chose qu'elle n'aurait pas fait sans l'intervention de A ». Dans la relation de pouvoir, les parties prenantes s'échangent leurs possibilités d'action. La source du pouvoir d'*ego* se trouve dans sa (ou ses) possibilité(s) de ne pas réaliser le comportement qu'attend *alter*.

14. Comprise comme l'élargissement et l'approfondissement des flux internationaux du commerce, des capitaux, de la technologie et de l'information dans un marché unique mondial intégré.

multiscalaire. Autrement dit, les flux transnationaux n'agissent sur le territoire qu'au travers d'acteurs, présents de l'échelle locale à l'échelle nationale, fermement engagés, dans l'un ou l'autre des projets de territoire. De plus, loin d'être une dynamique uniquement descendante, comme pourrait le laisser croire la vulgate du conflit d'échelles, il s'agit davantage d'un flux bidirectionnel d'échanges qui lie étroitement échelon local, régional, national et international. Enfin, la mondialisation amazonienne participe indéniablement, à la conflictualité croissante de la gestion du territoire amazonien, où les acteurs gèrent le territoire en se le disputant.

A l'instar des diverses approches critiques développées dans cet ouvrage, nous nous sommes efforcé de produire une lecture cohérente, étayée, bien qu'alternative, d'un système de gestion particulier. Cette lecture, qui adopte la perspective de l'Analyse stratégique de la gestion de l'environnement, s'appuie sur quelques choix simples qu'il convient de rappeler ou de souligner.

En premier lieu, il importe de clarifier la performance du système de gestion prise en compte, qui fonde l'analyse critique. Cette clarification est apportée par la comparaison de la performance environnementale, mesurée en nombre d'hectares de forêt défrichés annuellement, des deux situations de gestion :

- système « pionnier » ;
- et système « pionnier corrigé par les aires protégées ».

A partir de cette distinction fondamentale, il nous a alors été possible de nous intéresser au processus de basculement du système de gestion (de son état premier vers son état second). Pour cela, nous avons fait le choix d'une analyse des logiques gestionnaires servie par une attention particulière accordée aux dimensions compréhensives et contextualisées du système de gestion. Menant une enquête socio-anthropologique en terrain conflictuel, nous avons délibérément accordé une place importante à la vision et aux paroles d'acteurs, peu présents dans la littérature classique consacrée aux fronts pionniers amazoniens. La volonté de mettre en exergue les liens existants entre échelles de gestion distinctes constitue une troisième caractéristique de notre approche. Elle débouche sur la description d'un système de gestion pensé en termes de filières multiscalaires en lutte pour le contrôle du territoire.

Enfin, les résultats de la recherche ont une vocation stratégique évidente. En clarifiant les dynamiques de structuration verticale des filières et d'asymétrie de pouvoir – jusque là analysées comme des logiques « d'ingérence écologique » contre des logiques de « développement local » – ils montrent, au contraire, la difficulté d'intervention de la filière de conservation face à celle de la pastoralisation, dans un processus général de mondialisation du territoire de l'Amazonie brésilienne, mais

aussi les conditions de sa réussite. Ils peuvent ainsi permettre aux acteurs intéressés (individuels ou collectifs, de l'échelle locale à l'échelle internationale) d'intervenir sur le système de gestion pour en modifier le cours et améliorer la conservation effective des ressources naturelles de la *Terra do Meio*. La production d'informations stratégiques est un guide à l'action, dès lors qu'elle est aiguillée par la clarification et les conditions de réalisation de la performance environnementale du système de gestion.